

L'ambiente in Europa: Seconda valutazione

Capitolo 5. Ozono troposferico

European Environment Agency



5. Ozono troposferico

Conclusioni

Le concentrazioni dell'ozono nella troposfera (dalla superficie terrestre fino a 10 000 - 15 000 m di altitudine) sopra l'Europa superano in generale di tre o quattro volte i livelli dell'era preindustriale, principalmente a causa del notevole aumento delle emissioni di ossidi di azoto provenienti dall'industria e dagli autoveicoli registrato a partire dagli anni Cinquanta. A causa della variabilità meteorologica annuale è impossibile individuare linee di tendenza nella frequenza con cui ricorrono episodi di elevata concentrazione di ozono.

Le concentrazioni soglia fissate al fine di tutelare la salute umana, la vegetazione e gli ecosistemi vengono frequentemente superate nella maggior parte dei paesi europei. Si calcola che circa 700 ricoveri ospedalieri all'interno dell'UE nel periodo marzo-ottobre 1995 (75% dei quali in Francia, Italia e Germania) potrebbero essere dovuti a concentrazioni di ozono superiori ai valori soglia fissati per la protezione della salute. Secondo le stime, sono circa 330 milioni nell'UE le persone che ogni anno rischiano di essere esposte almeno una volta a una concentrazione di ozono superiore al valore soglia.

Nel 1995, la soglia di protezione per la vegetazione è stata superata nella maggior parte degli Stati membri dell'Unione europea. In numerosi paesi sono stati registrati superamenti per oltre 150 giorni in determinati siti. Nello stesso anno, la soglia di protezione è stata superata quasi dovunque nelle aree boschive e nei terreni seminativi dell'UE.

Le emissioni dei più importanti precursori dell'ozono, quelle degli ossidi di azoto e di composti organici volatili non metanici (NMVOC), hanno continuato ad aumentare fino alla fine degli anni Ottanta per poi diminuire del 14% fra il 1990 e il 1994. Il settore dei trasporti è la principale fonte di emissioni di ossidi di azoto e di NMVOC nell'Europa occidentale, mentre nei PECO e negli NSI è l'industria a contribuire in maniera preponderante.

Il raggiungimento degli obiettivi fissati per le emissioni di ossidi di azoto nella convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza (CLTRAP) e nel Quinto programma d'azione a favore dell'ambiente della Commissione europea consentirebbe di ridurre le concentrazioni massime di ozono soltanto in misura del 5-10%. Al fine di rispettare l'obiettivo a lungo termine del non superamento dei livelli di soglia, è indispensabile riuscire a ridurre le concentrazioni complessive di ozono troposferico. Ciò richiederà a sua volta l'introduzione di misure volte a contenere le emissioni degli inquinanti precursori (ossidi di azoto e NMVOC) che dovranno essere attuate in tutto l'emisfero settentrionale. Un primo passo in questa direzione sarà quello di stabilire ulteriori valori limite a livello nazionale ai sensi del nuovo protocollo di vasta portata, relativo a diversi inquinanti.

5.1. Introduzione

Da parecchi decenni lo smog fotochimico, comunemente noto come "smog estivo", è causa di disturbi respiratori nella popolazione europea, oltre ad essere una possibile fonte di gravi danni alle piante. Ogni anno, su gran parte dell'Europa si verificano periodi di smog estivo.

Lo smog estivo si forma per reazioni fotochimiche che coinvolgono numerosi gas presenti nella troposfera, lo strato di atmosfera compresa fra la superficie terrestre e un'altitudine di 7-15 km. I principali precursori sono gli ossidi di azoto (NO_x , cioè NO e NO_2), i composti organici volatili (VOC), il metano (CH_4) e il monossido di carbonio (CO). Danno origine a questi inquinanti molte attività umane, come l'impiego di combustibili fossili, soprattutto per i trasporti, e l'uso di prodotti contenenti solventi organici.

In Europa, le emissioni di origine antropica dei principali precursori, NO_x e VOC, sono diminuite costantemente dopo la valutazione di *Dobbris*, ma non a sufficienza per raggiungere gli obiettivi di

riduzione concordati a livello internazionale. La luce del sole, agendo sugli inquinanti precursori, provoca la formazione di una gamma di composti noti come ossidanti fotochimici.

Il più importante ossidante fotochimico, a causa della sua abbondanza e tossicità, è l'ozono (O_3). I valori soglia per le concentrazioni di ozono, fissati al fine di tutelare

la salute umana, la vegetazione e gli ecosistemi, vengono frequentemente superati nella maggior parte dei paesi europei. Gli altri ossidanti fotochimici, ai livelli attualmente osservati nell'ambiente, non costituiscono a quanto pare un pericolo grave per la salute o la vegetazione. Tuttavia, a concentrazioni maggiori, è noto che il nitrato di perossiacetile (PAN) causa irritazione all'apparato respiratorio e danni alle foglie simili a quelli causati dall'ozono (OMS, 1996a, 1996b).

Episodiche concentrazioni di ozono si aggiungono ai valori normali, che sono più o meno raddoppiati rispetto agli anni Cinquanta (Staelin *et al.*, 1994). L'incremento dei valori normali di ozono è dovuto soprattutto all'aumento a livello mondiale delle concentrazioni di NO_x e pertanto l'ozono sull'Europa risente anche delle emissioni provenienti da altri continenti. L'ozono nella troposfera riveste inoltre importanza anche per il problema del cambiamento climatico. Si calcola attualmente che l'ozono troposferico aggravi del 16% l'effetto di riscaldamento globale causato dai principali gas a effetto serra di origine antropica emessi fino a oggi (cfr. paragrafo 2.3).

I processi di formazione degli ossidanti fotochimici, così come i loro effetti, sono complessi e collegati con altri problemi ambientali (cfr. riquadro 5.1 e 5.2). Le conseguenze dell'ozono per la salute vengono esacerbate dagli effetti del miscuglio di inquinanti presenti nell'aria. Poiché gli ossidanti fotochimici vengono trasportati per lunghe distanze e oltre i confini nazionali, è necessario un impegno internazionale per mettere a punto politiche di abbattimento organiche (Grennfelt *et al.*, 1994). Un esempio di tale ottica di ampio respiro è costituito dal nuovo protocollo di vasta portata previsto dalla convenzione UNECE sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza.

Riquadro 5.1: Formazione dell'ozono

L'ozono si forma nella troposfera e nello strato limite inquinato, che si estende dalla superficie terrestre a un'altitudine compresa fra 100 e 3 000 m. L'inquinante si forma per ossidazione di VOC e CO in presenza di NO_x e luce del sole. Nello strato limite inquinato, sono i VOC, più reattivi, a fungere da principale "carburante" nel processo, mentre nelle zone remote il processo viene provocato soprattutto dall'ossidazione di CH_4 e CO. La formazione di ozono dipende generalmente dalla disponibilità del catalizzatore NO.

I processi che causano questi diversi quadri di concentrazione dell'ozono sono molto complessi. Le misure tese a ridurre la loro incidenza e gravità possono avere l'effetto opposto a quello desiderato se non sono basate su un'adeguata comprensione dei processi fotochimici. Negli ambienti urbani inquinati, ad esempio, l'NO appena emesso può combinarsi rapidamente con l'ozono e ridurne la concentrazione. A causa di questa e di altre reazioni chimiche, un calo delle emissioni di NO_x può provocare aumento delle concentrazioni di ozono nelle città (cfr. riquadro 5.2). In questi casi, le concentrazioni dell'ozono dipendono dalla presenza dei VOC, che diventano gli elementi da contenere allo scopo di ridurre le concentrazioni dell'ozono. In aree meno inquinate, è necessario contenere le emissioni di NO_x anziché i VOC. La situazione può diventare ancora più complessa in quanto il "miscuglio" fotochimico può passare dalla situazione di VOC-dipendenza a quella di NO_x -dipendenza, a causa dei processi atmosferici, man mano che le masse di aria si allontanano da una conurbazione.

È evidente che limitarsi a contenere i VOC o i NO_x può risultare inefficace su scala regionale e transfrontaliera; per ridurre il problema in modo stabile, è necessario agire su entrambi. La riduzione degli NO_x è auspicabile anche per contrastare i gravi effetti negativi dell' NO_2 e dei PAN sulla salute (OMS, 1996a) e a causa del ruolo svolto dagli NO_x nei problemi dell'acidificazione (capitolo 4) e dell'eutrofizzazione (capitoli 9 e 10).

Oltre all'ozono, l'azione della luce del sole sui VOC e NO_x provoca la formazione di numerosi altri ossidanti fotochimici, come il nitrato di perossiacetile (PAN), l'acido nitrico, aldeidi secondari, acido formico e molti radicali. Le informazioni disponibili sulle concentrazioni e gli effetti di queste sostanze sono relativamente limitate. A causa dell'assenza di effetti significativi alle attuali concentrazioni, per questi ossidanti fotochimici non sono state fissati orientamenti internazionali (OMS, 1996a).

Riquadro 5.2: L'effetto fine-settimana

Quanto sia controproducente ridurre le emissioni di NO_x per il controllo dell'ozono nelle città è illustrato dall'"effetto fine-settimana". Secondo i dati di Dumont (1996), i livelli di ozono rilevati nelle conurbazioni belghe nei fine settimana sono molto più elevati che negli altri giorni. Nelle estati particolarmente colpite dallo smog, il picco medio pomeridiano al sabato e alla domenica è risultato del 20% circa più alto che nei giorni feriali. L'effetto fine-settimana è il risultato del basso livello di emissioni di NO_x durante il fine settimana nelle città belghe (circa il 30% in meno rispetto ai giorni feriali). Un'analisi dei dati riguardanti la Svizzera indica un quadro maggiormente differenziato, con concentrazioni nei fine-settimana sia inferiori che superiori, a seconda delle condizioni meteorologiche (Brönniman e Neu, 1997).

Solo nel caso di riduzioni iniziali e relativamente esigue degli NO_x , in assenza di riduzioni sufficienti dei VOC, si verificano concentrazioni più elevate nei fine-settimana. Allo scopo di raggiungere livelli di ozono accettabili e di superare l'iniziale effetto controproducente, sarebbe necessario l'abbattimento di una frazione consistente delle emissioni sia degli NO_x che dei VOC.

5.2. Effetti sulla salute e sull'ambiente

Le conseguenze principali dell'esposizione all'ozono sono le difficoltà respiratorie fra le persone sensibili e i danni alla vegetazione e agli ecosistemi (OMS, 1996a; UNECE, 1996). Fra gli effetti sull'uomo si registrano deficit della funzionalità polmonare, aumentata incidenza di sintomi a carico dell'apparato respiratorio e reazioni flogistiche a livello polmonare. Il numero delle visite ai pronto soccorso ospedalieri e dei ricoveri per asma e altre affezioni respiratorie aumenta nei giorni in cui le concentrazioni dell'ozono sono elevate (OMS, 1987; OMS, 1995). Le emergenze mediche sono tuttavia solo la punta dell'iceberg. Nei giorni particolarmente inquinati si registra una significativa caduta della produttività, in quanto le malattie respiratorie e cardiovascolari provocano perdita di giornate lavorative e riduzione delle prestazioni.

I danni alla vegetazione si manifestano sotto forma di danni alle foglie e riduzione della resa e della produzione di sementi. Molti studi hanno dimostrato che le piante risentono dell'esposizione all'ozono al di sopra di una certa soglia (Fuhrer e Achermann, 1994) e che tale soglia varia a seconda delle specie. Sembra che gli effetti si manifestino a livelli inferiori delle concentrazioni ambientali attuali.

Le riduzioni di crescita e resa dovute all'ozono si manifestano soprattutto dopo l'esposizione prolungata, sebbene le piante siano più o meno esposte ai danni anche per effetto di molti fattori climatici. Gli effetti sulle piante e sulle colture non vengono sempre riconosciuti e possono essere attribuiti, ad esempio, a danni da gelo. Gli effetti sulla vegetazione possono essere mascherati o addirittura ridotti dalla siccità. Tra i prodotti agricoli coltivati a fini commerciali in Europa che hanno sviluppato lesioni da ozono figurano zucchine, angurie, pomodori, uva, grano, patate, trifoglio, fagioli e carciofi.

5.2.1. Effetti dell'esposizione all'ozono sulla salute

Le conseguenze sulla salute dell'esposizione all'ozono, alle concentrazioni presenti in Europa, sono piuttosto aspecifiche e, in molti casi, possono avere numerose cause oltre all'inquinamento atmosferico. Non è pertanto possibile determinare direttamente l'entità dell'impatto dell'inquinamento; tuttavia è possibile calcolare la percentuale di casi attribuibili all'inquinamento dalle informazioni sull'esposizione della popolazione e dai dati degli studi epidemiologici sul rapporto esposizione/reazione.

In alcuni casi, i sintomi da esposizione all'ozono possono rendere necessario l'uso di farmaci o addirittura il ricovero in ospedale. In numerosi studi è stato osservato un collegamento fra il numero di ricoveri in ospedale e le concentrazioni di ozono. Nello studio APHEA (Effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico sulla salute - Un approccio europeo) riguardante cinque grandi città nell'UE (Anderson *et al.*, 1997) sono stati analizzati dati sui ricoveri d'urgenza in ospedale per bronchite, enfisema e ostruzione cronica delle vie respiratorie. I risultati di questo studio, insieme alla stima della distribuzione delle esposizioni all'ozono nell'UE, suggeriscono che lo 0,3% dei ricoveri d'urgenza per affezioni respiratorie nell'UE è attribuibile all'esposizione a concentrazioni di ozono eccedenti la soglia di protezione per la salute fissata dalla CE ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 55 ppb) come valore medio su 8 ore). In oltre l'80% di questi casi di superamento della suddetta soglia, le concentrazioni di ozono sono comprese fra 110 e $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 55 -85 ppb). In Belgio, Francia e Grecia, la percentuale di ricoveri attribuiti all'esposizione ad elevati livelli di ozono ha superato lo 0,5% (figura 5.1).

Per calcolare il numero assoluto dei ricoveri in più attribuibili all'esposizione all'ozono è necessario conoscere la frequenza media dei ricoveri in ospedale fra la popolazione e formulare ipotesi sul modo di affrontare sintomi

Figura 5.1 Percentuale di ricoveri in ospedale negli Stati membri dell'UE attribuibile a elevate concentrazioni di ozono, marzo-ottobre, 1995

percentuale attribuibile

UE 15

Belgio

Grecia

Francia
Italia
Germania
Paesi Bassi
Austria
Lussemburgo
Danimarca
Regno Unito
Irlanda
Spagna
Finlandia
Svezia
Portogallo

valore medio da a basato sui limiti dell'LC. al 95% per la stima RR

Nota: Stime per concentrazioni dell'ozono superiori a $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$, assunto come valore medio su 8 ore.
Fonte: AEA-ETC (AQ)

di affezioni respiratorie acute da parte dei medici; gli approcci possono infatti essere diversi nelle varie popolazioni e sicuramente nei vari paesi. Il numero di ricoveri a Londra è risultato in posizione mediana rispetto alle cifre rilevate nelle cinque città dell'APHEA. In base a queste osservazioni effettuate a Londra (20 ricoveri d'urgenza per malattie respiratorie al giorno in una popolazione di 7,3 milioni), si calcola che poco più di 80 ricoveri d'urgenza nell'UE, nel periodo marzo-ottobre 1995, potrebbero essere attribuiti a esposizione a livelli di ozono superiori a $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 55 ppb, valore medio su 8 ore) in zone in cui le concentrazioni dell'ozono sono misurate (relative cioè alla popolazione residente entro 10 km dai siti di monitoraggio). Se la situazione di esposizione intorno ai luoghi di monitoraggio è rappresentativa della distribuzione generale delle concentrazioni dell'ozono in ciascun paese, un totale di quasi 700 ricoveri d'urgenza nell'UE nel periodo marzo-ottobre 1995 potrebbe essere attribuito a concentrazioni dell'ozono superiori a $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 55 ppb), come valore medio su 8 ore. Della cifra totale, oltre 500 casi si sarebbero verificati in tre paesi: Francia, Italia e Germania (figura 5.1), un dato in parte dovuto alle dimensioni della popolazione di tali paesi.

Le cifre citate nei paragrafi precedenti riguardano solo gli effetti dell'esposizione a concentrazioni di ozono di oltre $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 55 ppb, valore medio su 8 ore). Gli studi epidemiologici indicano tuttavia che i ricoveri in ospedale aumentano anche a concentrazioni inferiori (Ponce de Leon, 1996). Un calcolo conservativo, che ipotizza concentrazioni di ozono comprese, in media, fra 60 e $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 30 - 55 ppb, valore medio su 8 ore) per il 20-40% delle persone-giorni, suggerisce che la percentuale di ricoveri in ospedale attribuibile a concentrazioni di ozono superiori a $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 30 ppb, valore medio su 8 ore) potrebbe costituire l'1,5% di tutti i ricoveri per affezioni respiratorie. Pertanto, nelle zone coperte dal monitoraggio si conterebbero 400 ricoveri, cifra che consente di estrapolare un totale di oltre 3 000 ricoveri nel complesso dell'UE nel periodo marzo-ottobre 1995.

Queste stime dei ricoveri in ospedale sono soggette a margini d'incertezza dovuti ai seguenti fattori:

- Il modello dell'esposizione impiegato, che si basa su una zona di 10 km (selezionata arbitrariamente) intorno alle stazioni di misurazione.
- La misura in cui il monitoraggio urbano costituisca un indicatore adeguato dell'aria che la gente respira effettivamente. È probabile che il livello reale di esposizione della popolazione sia sottovalutato a causa della distribuzione delle reti di monitoraggio, probabilmente situate soprattutto nell'Europa meridionale. Ciò può provocare a sua volta una sottovalutazione delle conseguenze.
- La validità dell'applicazione a un intero paese dei dati di esposizione estrapolati da popolazioni che risiedono vicino ai luoghi di monitoraggio. È pertanto necessario usare cautela nell'interpretare i dati per i singoli paesi, in particolare per quelli in cui solo una piccola percentuale della popolazione è coperta dal monitoraggio della qualità dell'aria.

Le cifre reali dei ricoveri ospedalieri attribuibili ad alte concentrazioni di ozono potrebbero essere addirittura doppie rispetto alle stime sopra citate. Tuttavia, come già ricordato, i ricoveri in ospedale sono solo il segno più grave della diffusione delle malattie respiratorie. Il numero di persone che ne soffrono è in realtà molto più elevato.

Un recente studio del programma francese ERPURS (valutazione dei rischi per la salute pubblica derivanti dall'inquinamento urbano) ha dimostrato un esempio di perdita di produttività attribuita all'eccessivo inquinamento utilizzando dati sul personale e dati medici forniti dall'azienda elettrica nazionale. Durante i mesi estivi, i giorni con un elevato livello di inquinamento corrispondevano a un aumento del 22-27% delle giornate lavorative perse per malattie respiratorie e a un aumento del 19-78% dei giorni di assenza per malattie cardiovascolari (Medina *et al.*, 1997).

Per l'Europa orientale non sono disponibili studi paragonabili, ma la carta 5.1 suggerisce che molti paesi dell'Europa orientale presentano una situazione analoga.

5.3. Tendenze delle concentrazioni dell'ozono rispetto agli obiettivi di qualità dell'aria

Concentrazioni episodiche dell'ozono che superano $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 100 ppb) si presentano spesso durante i periodi di alta pressione che si verificano ogni estate sulla maggior parte dell'Europa, con cielo sereno, aumento delle radiazioni UV e temperature elevate (Cox *et al.*, 1975; Guicherit e van Dop, 1977). Molti di questi episodi durano parecchi giorni e interessano contemporaneamente più paesi. Su scala urbana, le concentrazioni di ozono tendono a essere più variabili, sia dal punto di vista temporale che spaziale. In centro città, le concentrazioni sono inferiori rispetto alla periferia e alle zone rurali, soprattutto a causa della deossidazione dell'ozono ad opera dell'NO prodotto dal traffico. Durante gli episodi, i livelli di ozono possono essere molto

elevati in periferia e nelle zone più sottovento rispetto alle fonti di precursori urbani (cfr. riquadri 5.1 e 5.2). Questa situazione è spesso particolarmente marcata nell'Europa meridionale a causa dei lunghi periodi di calura e della maggiore incidenza della luce del sole. Tuttavia, in Europa meridionale i livelli massimi di ozono si registrano sia nei centri urbani che in altre zone.

La topografia e il clima possono dar vita a complesse circolazioni locali come brezze di mare, che talvolta riportano gli inquinanti nelle aree urbane per molti giorni consecutivi. Vi sono stati studi specifici di questi fenomeni ad Atene (cfr. anche capitolo 12, figura 12.3), Lisbona e Valencia (Moussiopoulos, 1994; Millán, 1993; Borrego *et al.*, 1994). Il prossimo sottoparagrafo, tuttavia, non illustra i dettagli relativi a particolari aree o città, ma descrive le tendenze generali in Europa.

5.3.1. Obiettivi della qualità dell'aria

Le soglie per la qualità dell'aria nell'UE per quanto riguarda l'ozono sono fissate nella direttiva del Consiglio sull'inquinamento dell'aria provocato dall'ozono (direttiva 92/72/CEE sull'ozono). La tabella 5.1 elenca i valori soglia per la qualità dell'aria indicati nella direttiva sull'ozono, compresa la soglia oltre la quale si deve informare la popolazione della presenza di alti livelli di inquinamento. La tabella fornisce inoltre i livelli critici fissati dalla convenzione UNECE sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza (CLRTAP), (UNECE, 1979, 1996) in relazione agli effetti dell'ozono sulle colture agricole e le foreste, nonché le linee guida dell'OMS per la tutela della salute umana (OMS, 1996a).

La direttiva del Consiglio in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente (direttiva quadro 96/62/CE) è stata studiata per fornire un approccio più coerente alla gestione della qualità dell'aria a livello comunitario. Questa direttiva apre la strada a una serie di successive direttive, ognuna delle quali riguarderà un inquinante, o un gruppo di inquinanti, compreso l'ozono. La direttiva sull'ozono verrà presentata dalla Commissione nel 1998.

Nella convenzione sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza, viene usato il concetto di "livelli critici" per valutare gli effetti dell'ozono sulle colture agricole e sulle foreste. Il parametro dell'effetto viene calcolato come esposizione cumulativa all'ozono oltre la soglia di 40 ppb ($\approx 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$), espressa in unità di ppb.h, ed è chiamato AOT40.

5.3.2. Tendenze nella concentrazione dell'ozono troposferico

Le prime misurazioni quantitative della concentrazione di ozono in Europa sono state realizzate vicino a Parigi, fra il 1876 e il 1911. La concentrazione media nelle 24 ore era allora di circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 10 ppb) (Volz e Kley, 1988). Queste misurazioni hanno dimostrato che il valore soglia attuale fissato dall'UE per la protezione della vegetazione ($65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ≈ 33 ppb, valore medio per 24 ore) è stato superato per un tempo inferiore all'1% del periodo totale delle osservazioni (Volz-Thomas, 1993).

Negli anni Cinquanta, nelle zone rurali dell'Europa occidentale, il livello medio di ozono nelle 24 ore era aumentato a $30 - 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 15-20$ ppb), salendo ulteriormente a $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 30 ppb) negli anni Ottanta (Feister e Warmbt, 1987). Simpson *et al.* (1997) hanno calcolato che almeno il 50% dell'aumento dell'ozono nel nostro secolo è attribuibile in Europa direttamente alle emissioni di origine antropica su scala regionale. Attualmente, le concentrazioni medie giornaliere sono due volte superiori ai valori degli anni Cinquanta (Staehelin *et al.*, 1994). La maggior parte dell'aumento si è verificato dopo gli anni Cinquanta in seguito all'enorme crescita delle emissioni di NO_x negli ultimi decenni. Le misurazioni dell'ozono effettuate negli ultimi dieci anni hanno evidenziato tendenze molto variabili (sia per entità che per segno), perfino fra stazioni di misurazione vicine fra loro. Studi recenti indicano che le reali tendenze dell'ozono potrebbero essere falsate da differenze nella strumentazione e nelle procedure di misurazione delle diverse stazioni (Roemer, 1997). In ogni caso, è probabile che anche la variabilità meteorologica annuale renda difficoltosa l'analisi delle tendenze indotte dalle emissioni finché non sarà disponibile una serie temporale di misurazioni molto lunga.

Negli ambienti urbani sono disponibili solo registrazioni storiche occasionali delle concentrazioni dell'ozono, ottenute con misurazioni di tipo empirico. Il monitoraggio "moderno" dell'ozono nelle aree urbane ha avuto inizio negli anni Settanta in Gran Bretagna, Germania, Portogallo, Paesi Bassi e altri paesi non europei. La situazione del 1995 è presentata nel capitolo 12, tabella 12.2.

Nel corso degli ultimi 25 anni, le concentrazioni orarie massime di ozono nella zona centrale di Londra hanno oscillato in genere fra 60 e 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 30 - 70$ ppb). Le concentrazioni sono aumentate di circa 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 1,4$ ppb) all'anno fra il 1973 e il 1992 (PORG, 1987; Bower *et al.* 1991, 1994). Le misurazioni effettuate negli ultimi 5-10 anni in numerose altre stazioni di monitoraggio urbano dell'Europa nordoccidentale, presentano cifre analoghe a quelle relative alla zona centrale di Londra. Una stazione nella periferia di Atene (Liosia) ha rilevato una crescita media di circa il 15% annuo nelle concentrazioni mensili medie fra il 1984 e il 1989. Nel 1987

Livelli di soglia e livelli critici fissati dalla direttiva UE sull'ozono, dall'UNECE/CLRTAP e dall'OMS Tabella 5.1

Orientamenti fissati da Valore	Descrizione	Colonna 2	Criteri basati su
Direttiva 92/72/CEE 90 ppb del Consiglio	Soglia di informazione della popolazione	media su 1 ora	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$
	Soglia di allerta della popolazione	media su 1 ora	360 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 180 ppb
	Soglia per la protezione della salute	medie fisse su 8 ore (periodi 0:00-8:00, 8:00-16:00, 16:00-24:00, 12:00-20:00)	110 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 55 ppb
	Soglia per la protezione della vegetazione	media su 1 ora	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 100 ppb
	Soglia per la protezione della vegetazione	media su 24 ore	65 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 33 ppb
UNECE/CLRTAP maggio - luglio	Livello critico per la 3 ppm.h	ore diurne, protezione delle colture (detto AOT40c)	
aprile - settembre (detto AOT40f)	Livello critico per la	ore diurne; 10 ppm.h protezione delle foreste	
OMS	Linee guida sulla massimo isolato in 8 ore qualità dell'aria per la protezione della salute umana	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 60 ppb	

i valori medi mensili in questa stazione hanno cominciato a superare 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 55 ppb), l'attuale indicazione UE media su 8 ore per la protezione della salute umana e nel 1988 tale soglia è stata superata per 140 giorni (Moussiopoulos, 1994). Tuttavia, quando si evincono linee di tendenza da osservazioni effettuate in stazioni situate in prossimità di fonti di NO, come nel caso dei siti urbani, la precauzione è d'obbligo.

Le tendenze degli episodi di alta concentrazione dell'ozono nell'ambiente urbano possono essere importantissime per la valutazione degli effetti dannosi. Tuttavia, sebbene ogni anno in molte stazioni urbane si rilevino episodi durante i quali le concentrazioni superano le linee guida e le soglie di protezione della salute umana, eventuali tendenze dovute a mutamenti nelle emissioni dei precursori

dell'ozono possono risultare falsate dalle ampie variazioni meteorologiche che si verificano da un anno all'altro.

5.3.3. Distribuzione sull'Europa

Le concentrazioni dannose di ozono sono un problema comune alla maggior parte dei paesi europei. Le misurazioni delle concentrazioni di ozono in Europa mostrano un gradiente crescente dalla zona nordoccidentale a quella sudorientale dell'Europa centrale (Grennfelt *et al.*, 1987, 1988; Feister e Pedersen, 1989). In estate il picco medio giornaliero varia da 60-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 30-40$ ppb) nel nord-ovest a 120-140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 60-70$ ppb) in Europa centrale (Beck e Grennfelt, 1994). Purtroppo la distribuzione delle stazioni di misurazione è scarsamente uniforme: le stazioni infatti sono più concentrate in Europa nordoccidentale, cosicché vi sono pochi dati riguardanti le concentrazioni di ozono in vaste aree della regione mediterranea o dell'Europa orientale.

La carta 5.1 illustra i valori calcolati della distribuzione della media, in un periodo di 5 anni, delle concentrazioni massime giornaliere di ozono durante l'estate in Europa (Simpson *et al.*, 1997). Il modello usato è studiato ad hoc per calcolare le concentrazioni di riferimento rurali, anziché urbane, di ozono. La concentrazione di riferimento nello strato limite in Europa, cioè la concentrazione nell'aria dello strato limite marino proveniente dall'Atlantico, è attualmente di 60-65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 30-33$ ppb) in media, il triplo della concentrazione misurata vicino a Parigi cento anni fa.

5.3.4. Superamenti delle soglie della qualità dell'aria

Superamenti delle soglie per la salute umana

Nel presente paragrafo ci soffermiamo sui superamenti della soglia fissata dalla CE per la protezione della salute umana rilevati nella fascia oraria compresa fra le 12.00 e le 20.00. Dei quattro periodi di 8 ore definiti dalla direttiva CE, si può prevedere che il maggior numero di superamenti si verifichi in questa fascia oraria. Nel 1994-96 la soglia (110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, (55 ppb, media su 8 ore) è stata superata in tutti i paesi dell'UE, in alcuni casi con molta frequenza (cfr. carta 5.2; de Leeuw *et al.*, 1995; de Leeuw e van Zantvoort, 1996, 1997). Partendo dal presupposto che le misurazioni urbane

Carta 5.1 Concentrazione massima giornaliera estiva di ozono, media calcolata su cinque anni

Media delle concentrazioni massime giornaliere estive di ozono

(media su 5 anni)

Concentrazione in ppb nella griglia EMEP150

Nota: calcolo basato su emissioni costanti al livello del 1990 e dati meteorologici delle cinque estati 1989, 1990, 1992, 1993 e 1994.

1 ppb O₃ ≈ 2 µg/m³.

Fonte: Simpson *et al.*, 1997

e stradali forniscano valori rappresentativi dell'esposizione della popolazione urbana dell'UE (circa 41 milioni di persone), oltre il 90% di essa è stata esposta a una concentrazione superiore alla soglia almeno una volta nel corso del 1995. Oltre l'80% dei cittadini UE sono stati esposti a superamenti per oltre 25 giorni. Estrapolando questi risultati all'intera popolazione dell'UE, se ne ricava che circa 330 milioni di persone potrebbero essere esposti almeno a un superamento all'anno. Tale cifra corrisponde abbastanza ai risultati della modellizzazione eseguita dall'UNECE (Malik *et al.*, 1996). Gli effetti di questi superamenti sono trattati nel paragrafo 5.2.

Fra il 1994 e il 1996, la soglia per la protezione della salute (periodo fra le 12.00 e le 20.00) è stata superata nell'UE tre volte più spesso della soglia d'informazione della popolazione (sottoparagrafo 5.3.1) (Beck *et al.*, 1998). È difficile giudicare se la soglia d'informazione della popolazione costituisca un reale vantaggio per il pubblico.

Superamenti delle soglie per la protezione della vegetazione e delle foreste

Nel periodo 1994-96, la soglia fissata per la protezione della vegetazione (65 µg/m³, ≈33 ppb, media sulle 24 ore) è stata superata nella maggior parte dei paesi dell'UE, in alcuni casi con molta frequenza (de Leeuw *et al.*, 1995; de Leeuw e van Zantvoort, 1996, 1997). La figura 5.4 indica che in alcuni paesi vi sono stati superamenti della soglia per oltre 150 giorni, in alcuni siti, nel corso del 1995. Nello stesso anno si sono verificati superamenti della soglia sull'intera superficie boschiva di conifere

Carta 5.2 Superamenti del valore di soglia della concentrazione di ozono per la protezione della salute umana, 1995

Ozono (valori sulle 8 ore)

Numero dei giorni in cui è stato superato il valore soglia di $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ore 13-20)

Stazioni urbane, di altro tipo o non specificate

Dati raccolti dagli Stati membri dell'UE

Nota: numero di giorni in cui è stato superato il valore di soglia di $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ore 12.00-20.00), in base a osservazioni effettuate in stazioni urbane/stradali o altre/non specificate nel corso dell'intero 1995.

Fonte: AEA-ETC/AQ

Carta 5.3 Superamenti del valore di soglia della concentrazione di ozono per la vegetazione, 1995

Ozono (media di 24 ore)

Numero di giorni in cui è stato superato il valore soglia di 65 µg/m³ (24 ore)

Stazioni di riferimento

Dati raccolti dagli Stati membri dell'UE

Nota: numero di giorni in cui è stato superato il valore di soglia di 65 µg/m³ su 24 ore, in base a osservazioni effettuate in stazioni di riferimento nel corso di tutto il 1995.

Fonte: AEA-ETC/AQ

e di seminativi dell'UE e su oltre il 99% della superficie di foreste di latifoglie. Queste osservazioni sono in genere confermate dai risultati delle simulazioni tramite modelli dell'UNECE (Simpson *et al.*, 1997). Si noti che lavori recenti (OMS, 1996b) raccomandano l'uso di livelli cumulativi di esposizione invece delle concentrazioni di soglia, allo scopo di valutare i potenziali effetti dell'ozono sulla vegetazione.

Il superamento misurato dell'AOT40 per le colture è illustrato nella carta 5.3. La figura indica che la soglia di 3 ppm.h viene superata nella maggior parte dei paesi coperti dalla rete di misurazione. Solo in alcune parti della Svezia, della Finlandia e nel settentrione del Regno Unito non sono stati rilevati superamenti.

5.4. Emissioni dei precursori dell'ozono

Le emissioni dei precursori dell'ozono VOC e NO_x in Europa sono aumentate fino alla fine degli anni Ottanta, ma sono ora in calo (figura 5.2, Olendrzynski, 1997). Fra il 1990 e il 1994, le emissioni di VOC sono scese nell'UE di circa il 9%, mentre a livello dell'Europa intera sono diminuite all'incirca del 14%, a causa di un maggior decremento nei PECO dovuto alla ristrutturazione economica. Analoghe riduzioni delle emissioni sono state rilevate per gli NO_x: una diminuzione dell'8% fra il 1990 e il 1994 nell'UE, e del 14% nel complesso dell'Europa (AEA-ETC/AE, 1996, 1997). Queste cifre vanno interpretate con cautela, poiché pochi paesi hanno prodotto serie temporali costanti

Carta 5.4 Esposizione cumulativa all'ozono in base alle misurazioni (AOT40)

AOT 40

MAGGIO, GIUGNO e LUGLIO 1995

(ore diurne)

AOT in ppbh nella griglia EMEP50

oltre 15 000

3 000 - livello critico per la protezione dei raccolti

meno di 1 500

Nota: ore diurne in maggio, giugno e luglio 1995.

Fonte: Hjellbrekke, 1997

delle emissioni e alcune tendenze potrebbero derivare semplicemente da una metodologia diversa di calcolo.

La tendenza nelle emissioni annuali dei VOC dal 1987/88 è illustrata in maggiore dettaglio nella figura 5.3. Questa data di partenza si riferisce ai protocolli UNECE di riduzione delle emissioni (paragrafo 5.5). Informazioni sulle emissioni annuali di NO_x e sui contributi dei vari settori nel 1995 si trovano nel paragrafo 4.5.

La figura 5.4 indica le fonti di emissioni di VOC per grandi settori nelle diverse zone d'Europa. La fonte principale di emissioni di NO_x in Europa occidentale è stato il settore dei trasporti (63%) (cfr. figura 4.9). Nei PECO, i settori dell'energia e dei trasporti hanno entrambi contribuito per circa il 35%. I trasporti sono stati anche la principale fonte di emissioni di VOC in Europa occidentale (45%), mentre nei PECO la quota maggiore è rappresentata dal settore industriale (46%).

Da queste cifre relative alle emissioni sono escluse le fonti naturali, in particolare derivanti dalla biosfera, che contribuiscono alle concentrazioni di VOC e NO_x nell'atmosfera. Nell'UE queste fonti costituiscono rispettivamente circa il 20% e il 7% delle emissioni totali di origine antropica di VOC e NO_x , calcolate in media per un anno (Simpson, 1995; Stohl *et al.*, 1996). Negli episodi di alta concentrazione di ozono, le fonti biogene potrebbero costituire la maggior fonte di emissione di VOC nell'atmosfera, soprattutto nell'Europa meridionale. Tuttavia, in queste regioni le emissioni provenienti dalla vegetazione non sono sufficienti a influire in maniera significativa sulla chimica dell'ozono; infatti, sembra che il fattore limitante siano le concentrazioni di NO_x (Simpson, 1995). Uno studio sull'importanza delle emissioni di NO_x dal suolo indica che i valori massimi di concentrazione di ozono possono aumentare significativamente a causa di tali emissioni in diverse zone d'Europa (Stohl *et al.*, 1996).

5.5. Politiche e progressi

I decrementi registrati nelle emissioni dei precursori dell'ozono sono in parte dovuti alla convenzione UNECE sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza, che ha adottato protocolli di riduzione delle emissioni per gli NO_x e i VOC rispettivamente nel 1988 e nel 1991. Il Protocollo per gli NO_x richiedeva alle parti contraenti di stabilizzare le emissioni o i flussi transfrontalieri al livello del 1987 entro il dicembre 1994. Il Protocollo per i VOC richiedeva di stabilizzare o ridurre le emissioni almeno del 30% rispetto ai livelli dell'anno di riferimento (in genere il 1988) entro il 1999. Attualmente l'UNECE sta elaborando un protocollo

Figura 5.2 Emissioni di origine antropica di NO_x (come NO_2) e NMVOC in Europa, 1980-1995
migliaia di tonnellate all'anno

Fonte: UNECE

Figura 5.3 Emissioni di NMVOC, 1988-95

percentuale del livello del 1988

Europa occidentale - Europa centroorientale - Nuovi Stati Indipendenti

Fonte: UNECE

Figura 5.4 Emissioni di origine antropica di VOC per settore, 1990

Altri

nuclei familiari

agricoltura

trasporti

industria

Europa occidentale - Europa centroorientale

Fonte: ETC/AE

di vasta portata e riguardante diversi inquinanti previsto per il 1999, che cercherà di fissare valori limite delle emissioni a livello nazionale per gli NO_x e per tutti i VOC che tengano conto delle conseguenze delle emissioni e dei costi del loro abbattimento. L'ottica adottata è di ampio respiro e dovrebbe aiutare a mitigare i problemi dell'acidificazione e dell'eutrofizzazione, oltre a incidere su quello degli ossidanti fotochimici.

Gli obiettivi di riduzione delle emissioni di NO_x e VOC fissati nel Quinto programma d'azione a favore dell'ambiente dell'UE erano volti a stabilizzare le emissioni di NO_x nel 1994 ai livelli del 1990 per poi ridurle del 30% rispetto ai livelli del 1990 entro il 2000. Anche per i VOC è stato fissato lo stesso obiettivo per il 2000. Attualmente l'UE sta elaborando una strategia di abbattimento dell'ozono che individui soluzioni economicamente efficienti, mirate agli effetti e basate sulle fonti, per giungere a una serie di limiti di concentrazione dell'ozono. Questi saranno fissati in una nuova direttiva sull'ozono. Lo scopo di tale strategia sarà quello di accertare la necessità di ulteriori misure oltre quelle già previste dalla legislazione attuale o proposta. Il risultato finale sarà un progetto di direttiva che fissi i valori limite nazionali delle emissioni di SO_2 , NO_x , VOC e NH_3 allo scopo di ridurre in modo considerevole le concentrazioni atmosferiche dell'ozono e delle sostanze acidificanti ed eutrofizzanti. La direttiva sulla prevenzione e riduzione integrata dell'inquinamento (IPPC) è volta a contribuire al raggiungimento degli obiettivi del Quinto programma d'azione a favore dell'ambiente. Tale direttiva tende a un approccio integrato per la riduzione delle emissioni nell'aria, nell'acqua e nel suolo dalle fonti fisse ed impone alle autorità preposte al rilascio delle autorizzazioni alle imprese di basare i limiti di emissione indicati nelle autorizzazioni sui livelli che possono essere ottenuti applicando la miglior tecnologia disponibile.

La Commissione europea ha definito numerose misure più specifiche per ottenere le riduzioni di emissioni richieste dal programma d'azione a favore dell'ambiente:

- Nel giugno 1996 la Commissione ha adottato una Comunicazione su una strategia futura intesa a contenere le emissioni atmosferiche derivanti dal trasporto su gomma, unitamente a due proposte di direttive. La prima riguarda le emissioni delle auto per il trasporto passeggeri e comprende una serie di limiti tassativi per le emissioni (per l'anno 2000) oltre a una serie di limiti indicativi più severi (per il 2005). La seconda riguarda la qualità dei carburanti (diesel e benzina) e fissa limiti tassativi che entreranno in vigore nel 2000.

La Commissione deve presentare una proposta volta a rendere ancora più severi i limiti di emissione per le automobili destinate al trasporto passeggeri, e nuove proposte per gli standard di qualità dei carburanti alla fine del 1998. La Commissione elaborerà inoltre ulteriori proposte relativamente ai veicoli commerciali leggeri e pesanti, all'ispezione e alla manutenzione. La Commissione ha concluso inoltre, nell'ambito del programma "Auto-Oil I", che è necessario ridurre le emissioni di almeno il 70% sia per NO_x che per VOC allo scopo di portare l'ozono troposferico a livelli inferiori alle soglie di concentrazione.

- Le emissioni di VOC da fonti industriali localizzate vengono trattate nella direttiva sui solventi. Tale direttiva, adottata nel novembre 1996, stabilisce valori limite per le emissioni da tutte le fonti fisse, nell'ambito di numerose applicazioni industriali.
- La direttiva per la riduzione delle emissioni provenienti dallo stoccaggio e dalla distribuzione della benzina (fase 1) impone riduzioni delle emissioni dei VOC in tutti gli stadi della catena di stoccaggio, distribuzione e uso della benzina.

Come illustrato nelle figure 5.7 e 4.10, i progressi verso il raggiungimento degli obiettivi di riduzione delle emissioni sono stati variabili. Rispetto ai VOC, solo gli NSI hanno quasi raggiunto l'obiettivo dell'UNECE di una riduzione del 30% delle emissioni rispetto al 1988, mentre gli altri paesi, nel 1995, continuavano a emettere il 75-90% dei livelli del 1988 ed è molto improbabile che raggiungano gli obiettivi di riduzione entro il 1999. La stessa conclusione vale per gli Stai membri dell'UE. Nel caso degli NO_x l'obiettivo di stabilizzazione al livello del 1987 è stato raggiunto nel complesso nel 1994. I

PECO hanno ottenuto la riduzione maggiore (33%). In alcuni paesi dell'Europa orientale, tale riduzione potrebbe essere almeno in parte da attribuire alla ristrutturazione economica.

Le riduzioni delle emissioni ottenute finora non hanno avuto come conseguenza un minor numero di casi di superamento dei livelli critici o delle soglie di concentrazione, forse anche a causa delle variazioni annuali delle condizioni meteorologiche. Tuttavia, poiché le concentrazioni ambientali di ozono superano spesso i livelli tossici, è possibile che, per ridurre il numero dei superamenti, non sia sufficiente ridurre di poco le emissioni. Con il raggiungimento delle riduzioni concordate da UNECE/CLRTAP e UE si otterrà probabilmente una diminuzione del 5-25% delle concentrazioni di picco dell'ozono. Per raggiungere gli obiettivi di riduzione sarà necessaria un'attuazione più rapida delle direttive UE e della legislazione nazionale sulle emissioni da fonti mobili e fisse

Tabella 5.2 Riduzione del superamento dell'AOT40 (colture) risultante da riduzioni del 40% delle emissioni di NO_x e VOC rispetto al livello del 1990

riduzione del 40% dell'emissione di: VOC	NO _x		VOC	
	provoca una riduzione del superamento del limite per la protezione	provoca una riduzione del superamento del limite per la protezione	provoca una riduzione del superamento del limite per la protezione	provoca una riduzione del superamento del limite per la protezione
colture in tutta Europa	delle colture in tutta Europa		delle colture in tutta Europa	
	% AOT40(ppb.h)	AOT40(ppb.h)	% AOT40(ppb.h)	AOT40(ppb.h)
Europa occidentale	2	86	20	797
Europa centrorientale	4	160	3	117
Nuovi Stati Indipendenti	7	292	3	106
Europa in totale	14	537	26	1020

Nota: Si ipotizza un superamento medio di 3 900 ppb.h oltre il livello di soglia per la protezione delle colture AOT40 di 3 000 ppb.h. I calcoli sono basati su una media di cinque anni di dati meteorologici. Fonte: Simpson *et al.*, 1997

in tutti i paesi europei. Il raggiungimento delle soglie e dei livelli critici inferiori fissati per proteggere la vegetazione dipenderà soprattutto dalla riduzione delle concentrazioni complessive di ozono troposferico, che richiederà misure a livello dell'intero emisfero settentrionale.

5.5.1. Rapporti fonte/recettore ed efficacia delle riduzioni delle emissioni

I rapporti fonte/recettore si sono dimostrati uno strumento potente nella formulazione di strategie di abbattimento, soprattutto nel caso dell'acidificazione (Alcamao *et al.*, 1990). Essi comportano il calcolo delle deposizioni totali su un'area, sommando tutti i contributi delle fonti pertinenti e tutti i composti importanti. Con l'ozono la situazione è più complessa a causa del rapporto non lineare fra i vari precursori e dell'influsso della troposfera di riferimento.

La richiesta di rapporti fonte/recettore con un'ampia validità è aumentata a causa della necessità di strategie di abbattimento economicamente efficienti e ottimizzate dal punto di vista spaziale. Inoltre, l'incidenza degli NO_x sul problema dell'ozono va collegata alla loro incidenza sull'acidificazione e l'eutrofizzazione, allo scopo di ottenere riduzioni ottimali delle emissioni che permettano di raggiungere gli obiettivi per tutti questi problemi. Sui rapporti fonte/recettore per l'ozono (Heyes *et al.*, 1996) si appoggiano attualmente l'UNECE nella preparazione del protocollo di vasta portata e riguardante diversi inquinanti e la Commissione per la formulazione di una strategia di abbattimento dell'ozono.

La tabella 5.2 illustra le riduzioni nei superamenti del livello critico (AOT40) per la protezione delle colture, calcolate in media per l'Europa, che si ritiene siano derivate da una riduzione del 40% delle emissioni di NO_x e VOC rispetto ai livelli del 1990. Sebbene le emissioni all'interno dei diversi gruppi di paesi varino in modo significativo, i dati dimostrano che le future riduzioni dei VOC saranno più efficaci in Europa occidentale, mentre per gli NO_x le diminuzioni maggiori dei superamenti dei livelli critici deriveranno dalle riduzioni delle emissioni in Europa orientale. I risultati dimostrano tuttavia che, se si vogliono ridurre le concentrazioni dell'ozono a valori ai quali non si verifichino superamenti dei livelli critici, riduzioni del 40% sono tutt'altro che sufficienti.

Bibliografia:

Alcamo, J., Shaw, R. and Hordijk, L (1990). *The RAINS model of acidification*. International Institute for Applied System Analysis. Kluwer, Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

Anderson, H. R., Spix C., Medina S., et al. (1997). Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities: results from the APHEA project. In *Eur Respir J*. Vol. 10, p.1064-71.

Beck, J.P. and Grennfelt, P. (1994). Estimate of ozone production and destruction over north-western Europe. *Atmospheric Environment*, Vol. 28, p. 129-140.

Beck, J.P., Krzyzanowski, M. and Koffi, B. (1998). *Tropospheric Ozone in the European Union. The Consolidated Report*. Draft report for the European Commission, ETC/AQ-EEA.

Borrego, C., Countinho, M., and Barros, N. (1994). Atmospheric pollution in the Lisbon airshed. Eds: Power, H., Moussiopoulos, N. and Brebbia, C.A. *Urban Air Pollution*. Computational Mechanics Publications, Southampton, UK.

Bower, J.S., Stevenson, K.J., Broughton, G.F.J., Lampert, J.E., Sweeney, B.P., Wilken, J. et al. (1991). *Ozone in the UK: A review of 1989/90 data from monitoring sites operated by Warren Spring Laboratory*. Stevenage, UK.

Bower, J.S., Stevenson, K.J., Broughton, G.F.J., Vallance-Plews, J., Lampert, J.E., Sweeney, B.P., Eaton, S.W., Clark, A.G., Willis, P.G., Stacey, B.R.W., Driver, G.S., Laight, S.E., Berwick, R. and Jackson, M.S. (1994). *Air Pollution in the UK: 1992/93*. Warren Spring Laboratory, Stevenage, UK.

Brönniman, S. and Neu, U. (1997). Weekend-weekday differences of near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, Vol. 31, p. 1127-1135

CE (1996). *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio relativa alla qualità della benzina e del combustibile diesel*. Bruxelles, Belgio.

Cox, R.A., Eggleton, E.J., Derwent, R.G., Lovelock, J.E. and Pack, D.H. (1975). Long-range transport of photochemical ozone in north-western Europe. In *Nature*, Vol. 255, p. 118-121.

Dumont, G. (1996). *Effects of short term measures to reduce ambient ozone concentrations in Brussels and in Belgium*. Paper presented at the Ministerial Conference on Tropospheric Ozone in Northwest Europe. London, UK, May 1996.

EEA (1995). *Europe's Environment, The Dobbris Assessment*. Eds: D. Stanners and P. Bourdeau, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

EEA-ETC/AE (1997). *CORINAIR 1994 Summary Report*, EEA Draft Topic Report. EEA, Copenhagen.

EEA-ETC/AE (1996). *CORINAIR 1990 Summary Report 1*, EEA Topic Report 7/1996. EEA, Copenhagen.

Feister, U. and Warmbt, W. (1987). Long-term measurements of surface ozone in the German Democratic Republic. In *J. Atmos. Chem.*, Vol. 5, p. 1-21.

Feister, U. and Pedersen, U. (1989). *Ozone measurements January 1985 - December 1985*. Report No 1. Potsdam/Lillestrøm, Meteorological Service of the GDR/ Norwegian Institute for Air Research. EMEP/CCC-Report 3/89, Lillestrøm, Norway.

Fuhrer, J. and Achermann, B. (1994). *Critical levels for ozone; a UN-ECE workshop report*. FAC Report No16. Swiss Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene, Liebefeld-Bern, Switzerland.

Grennfelt, P., Saltbones, J. and Schjoldager, J. (1987). *Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE)*. April-September 1985. NILU OR 22/87, NILU, Lillestrøm, Norway.

Grennfelt, P., Saltbones, J. and Schjoldager, J. (1988). *Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE)*. Report on ozone, nitrogen dioxide and peroxyacetyl nitrate October 1985 - March 1986 and April-September 1986. NILU OR 31/88. NILU, Lillestrøm, Norway.

Grennfelt, P., Hov, Ø., and Derwent, R.G. (1994). Second generation abatement strategies for NO_x, NH₃, SO₂ and VOCs. In *Ambio*, Vol. 23, p. 425-433.

Guicherit, R. and van Dop, H. (1977). Photochemical production of ozone in Western-Europe (1971-1975) and its relation to meteorology. In *Atmospheric Environment*, Vol. 11, p. 145-155.

Heyes, C., Schöpp, W., Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Klimont, Z., Makowski, M. and Shibayev, S. (1996). *A model for optimizing strategies for controlling ground-level ozone in Europe*. IIASA, Laxenburg, Austria.

Hjellbrekke, A.-G. (1997). *Ozone Measurements 1995*. EMEP/CCC-Report 3/97. NILU, Kjeller, Norway.

de Leeuw, F.A.A.M., Sluyter, R.J.C.F., van Zantvoort, E.D.G. and Larssen, S. (1995). *Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1994*. EEA Topic Report 1995. EEA, Copenhagen.

de Leeuw, F.A.A.M and van Zantvoort, E.D.G. (1996). *Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1995*. EEA Topic Report 29/1996, EEA, Copenhagen.

de Leeuw, F.A.A.M and van Zantvoort, E.D.G. (1997). *Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1996*. EEA Topic Report 7/1997, EEA, Copenhagen.

Malik, S., Simpson, D., Hjellbrekke, A.-G. and ApSimon, H. (1996). *Photochemical model calculations over Europe for summer 1990*.

- Model results and comparison with observations. EMEP/MSC-W Report 2/96. DNMI, Oslo, Norway.
- Medina, S., Le Tertre, M.A., Dusseux, E., Camard, J.-P. (1997). *Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé*. Résultats 1991-1995. ERPURS, ORS, Ile-de-France, Paris.
- Millán, M.M. (1993). Photo-oxidation in the Mediterranean Region: Relevant Atmospheric Processes. In *The Proceedings of EUROTRAC Symposium '92*. Ed: P.M. Borrell. SPB Academic Publishing, The Hague, the Netherlands.
- Moussiopoulos, N. (1994). Air pollution in Athens. In *Urban Air Pollution*. Eds: H. Power, N. Moussiopoulos, and C.A. Brebbia. Computational Mechanics Publications, Southampton, UK.
- Olendrzynski, K. (1997). Emissions. In *Transboundary Air Pollution in Europe*. Ed: Berge E. EMEP/MSC-W Report 1/97. DNMI, Oslo, Norway.
- Ponce de Leon, A., Anderson, H.R., Bland, J.M., Strachan, D.P., Bower, J. (1996). Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. In *J Epidemiol Comm Health*, Vol. 50 (Supplement 1): S63-S70.
- PORG; United Kingdom Photochemical Oxidants Review Group (1987). *Ozone in the United Kingdom*, London, UK.
- Roemer M.G.M. (1997). *Trend analysis of ground level ozone concentrations in Europe*. EMEP/CCC-Note 1/97. NILU, Kjeller, Norway.
- Simpson, D. (1995). Biogenic emission in Europe 2: Implications for ozone control strategies. In *J. Geophys. Res.*, Vol. 100, No D11, p. 22891-22906.
- Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Storen, E. and Unger, S. (1997). *Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships*. EMEP/MSC-W Report 3/97. DNMI, Oslo, Norway.
- Stahelin, J., Thudium, J., Buehler, R., Volz-Thomas, A. and Graber, W. (1994). Trend in surface ozone concentrations at Arosa (Switzerland). In *Atmospheric Environment*, Vol. 28, p. 75-87.
- Stohl, A., Williams, E., Wotawa, G. and Kromp-Kolb, H. (1996). A European inventory of soil nitric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone. In *Atmospheric Environment*, Vol. 30, p. 3741-3755.
- UNECE (1979). *The Convention on Long Range Transboundary Air Pollution*. UN, New York and Geneva, 1979.
- UNECE (1996). Eds: L. Kärenlampi. and L. Skärby. *Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts*. UN-ECE workshop report. University of Kuopio, Finland.
- Volz, A. and Kley, D. (1988). Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. In *Nature*, Vol. 332, p. 240-242.
- Volz-Thomas, A. (1993). Trends in photo-oxidant concentrations. In: *Photo-oxidants: precursors and products, a contribution to sub-project TOR, Proceedings of the EUROTRAC Symposium 92*. Ed: P. Borrell et al., SPB Academic Publishing, The Hague, the Netherlands, p. 59-64.
- WHO (1987). *Air Quality Guidelines for Europe*. Regional Publications, European Series No 23. World Health Organization, Copenhagen.
- WHO (1995). *Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe*. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. World Health Organization, Copenhagen.

WHO (1996a). *Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe*. Classical air pollutants; ozone and other photochemical oxidants. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, the Netherlands.

WHO (1996b). *Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe*. Ecotoxic effects, ozone effects on vegetation. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, the Netherlands.