

Die Umwelt in Europa:
der zweite Lagebericht

Kapitel 5. Troposphärisches Ozon

European Environment Agency



5. Troposphärisches Ozon

Wichtigste Erkenntnisse

Die Ozonkonzentrationen in der Troposphäre (von der Erdoberfläche bis zu einer Höhe von 10 bis 15 km) über Europa liegen - bedingt durch die massive Zunahme der Stickstoffoxidemissionen aus Industrie und Verkehr seit den fünfziger Jahren - in der Regel dreibis viermal höher als vor der Industrialisierung. Eine präzise Bestimmung der Tendenzen beim Auftreten von hohen Ozonkonzentrationen ist aufgrund der jährlichen meteorologischen Schwankungen nicht möglich.

Die Grenzwerte, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation und der Ökosysteme festgelegt wurden, werden in den meisten europäischen Staaten häufig überschritten. In der Zeit von März bis Oktober 1995 waren in der EU etwa 700 stationäre Behandlungsfälle (75 % davon in Frankreich, Italien und Deutschland) vermutlich auf Ozonkonzentrationen zurückzuführen, die über den als gesundheitlich noch unbedenklich geltenden Grenzwert hinausgingen. Etwa 330 Millionen Menschen in der EU sind zumindest einmal jährlich einer Überschreitung der kritischen Belastung ausgesetzt.

Der für den Schutz der Vegetation festgelegte Schwellenwert wurde 1995 in den meisten EU-Ländern überschritten. Verschiedene Länder meldeten für einzelne Standorte Werte, die an mehr als 150 Tagen über der zulässigen Höchstkonzentration lagen. Im selben Jahr wurden fast auf der gesamten Wald- und Ackerlandfläche der EU Überschreitungen festgestellt.

Die Emissionen der wichtigsten Ozonvorläufersubstanzen - Stickstoffoxide und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) - nahmen bis Ende der achtziger Jahre zu und gingen dann zwischen 1990 und 1994 um 14 % zurück. Der Verkehrssektor ist der Hauptverursacher der Stickstoffoxidemissionen. In Westeuropa stammen auch die meisten NMVOC-Emissionen aus dem Verkehrssektor, in Mittel- und Osteuropa sowie in den NUS hingegen aus der Industrie.

Ein Erreichen der Zielvorgaben für die Emissionen von Stickstoffoxiden entsprechend dem Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung und dem Fünften Umweltaktionsprogramm würde im Bereich der Ozonspitzenkonzentrationen lediglich zu einer Verringerung von 5 bis 10 % führen. Ob die langfristige Zielvorgabe der Einhaltung der Grenzwerte erreicht werden kann, hängt entscheidend von einer Reduzierung der gesamten Ozonkonzentrationen in der Troposphäre ab. Dazu sind Maßnahmen im Hinblick auf die Emissionen der Vorläuferschadstoffe (Stickstoffoxide und NMVOC) erforderlich, die sich auf die gesamte nördliche Hemisphäre erstrecken müssen. Ein erster Schritt ist die Festlegung weiterer Emissionsgrenzwerte in den einzelnen Ländern nach Maßgabe des neuen, mehrere Auswirkungen und mehrere Schadstoffe betreffenden Protokolls.

5.1. Einleitung

Schon seit mehreren Jahrzehnten ruft der gemeinhin als "Sommersmog" bezeichnete photochemische Smog bei vielen Menschen in Europa Atembeschwerden hervor. Bei Pflanzen kann er zu schweren Schädigungen führen. Sommersmogperioden treten in weiten Teilen Europas jedes Jahr auf.

Sommersmog entsteht durch photochemische Reaktionen aus einer Reihe von Gasen, die in der Troposphäre - der bodennahen Schicht der Atmosphäre bis zu einer Höhe von 7 bis 15 km - vorhanden sind. Zu den wichtigsten Vorläufersubstanzen zählen Stickstoffoxide (NO_x , also NO und NO_2), flüchtige organische Verbindungen (VOC), Methan (CH_4) und Kohlenmonoxid (CO). Diese Schadstoffe entstehen bei den verschiedensten menschlichen Tätigkeiten, darunter bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe vor allem im Verkehrsbereich sowie bei der Verwendung von Erzeugnissen mit organischen Lösemitteln.

Zwar sind die anthropogenen Emissionen der Vorläufersubstanzen NO_x und VOC seit dem *Dobbris*-Lagebericht zurückgegangen, doch wurden die international vereinbarten Ziele für Emissionssenkungen nicht erreicht. Unter dem Einfluß von Sonnenlicht entstehen aus den

Vorläuferstoffen eine Reihe von chemischen Verbindungen, die als photochemische Oxidationsmittel (Photooxidantien) bezeichnet werden.

Wichtigstes Photooxidans aufgrund seiner weiten Verbreitung und Toxizität ist das Ozon (O_3). Die zum Schutz der menschlichen Gesundheit, der Vegetation und der Ökosysteme festgelegten Schwellenwerte für die Ozonkonzentrationen werden in den meisten europäischen Ländern häufig überschritten. Die anderen Photooxidantien stellen in den derzeit in der Umwelt beobachteten Mengen nur eine geringe Gefahr für die Gesundheit oder die Vegetation dar. In höheren Konzentrationen führt jedoch bekanntermaßen Peroxyacetylnitrat (PAN) ähnlich wie Ozon zu einer Reizung des Atmungssystems und zur Schädigung von Blättern (WHO, 1996a, 1996b).

Die Ozon-Episodenkonzentrationen treten zusätzlich zur Hintergrundkonzentration auf, die sich seit den fünfziger Jahren annähernd verdoppelt hat (Staelin et al., 1994). Da die Zunahme der Hintergrundwerte vor allem auf weltweite Erhöhungen der NO_x -Konzentrationen zurückgeht, wird die über Europa liegende Ozonmenge auch von Emissionen aus anderen Kontinenten beeinflusst. Das in der Troposphäre befindliche Ozon spielt auch bei der Klimaveränderung eine Rolle. Derzeit geht man davon aus, daß bodennahes Ozon 16 % der globalen Erwärmung, wie sie durch die bisher emittierten anthropogenen Treibhausgase verursacht wird, verursacht (siehe Abschnitt 2.3).

Die Prozesse der Bildung von Photooxidantien und deren Wirkungen sind komplex und mit anderen Umweltproblemen verbunden (siehe Kasten 5.1 und 5.2). So werden die gesundheitlichen Wirkungen durch die Einflüsse des in der Luft vorhandenen Schadstoffgemischs noch verstärkt. Da Photooxidantien über große Entfernungen und über Landesgrenzen hinweg transportiert werden, bedarf es internationaler Anstrengungen, um einheitliche Konzepte für die Emissionsverringering aufzustellen (Grennfelt et al., 1994). Ein Beispiel dafür ist das neue auf mehrere Auswirkungen und mehrere Schadstoffe bezogene Protokoll im Rahmen des UNECE-Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung.

Kasten 5.1: Ozonbildung

Ozon wird in der Troposphäre und der belasteten Grenzschicht gebildet, die sich vom Boden bis in eine Höhe von 100 bis 3000 m erstreckt. Es entsteht durch die Oxidation von VOC und CO bei gleichzeitigem Vorhandensein von NO_x und Sonnenlicht. In der belasteten Grenzschicht agieren die reaktionsfähigeren VOC als "Treibstoff", während der Prozeß in den höher gelegenen Bereichen vor allem durch die Oxidation von CH_4 und CO vorangetrieben wird. Die Ozonbildung verringert sich in der Regel bei Anwesenheit des Katalysators NO.

Die Vorgänge, die zu diesen verschiedenen Ozon-Konzentrationsmustern führen, sind äußerst vielschichtig. Daher können Maßnahmen, die auf eine Reduzierung ihres Auftretens und Schweregrades gerichtet sind, eine gegenteilige Wirkung zur Folge haben, wenn ihnen keine fundierten Kenntnisse der hierbei ablaufenden photochemischen Reaktionen zugrunde liegen. Beispielsweise kann sich frisch emittiertes NO in belasteten städtischen Bereichen sofort mit Ozon verbinden und damit dessen Konzentration abbauen. Aufgrund dieser und anderer chemischer Reaktionen kann eine Senkung des NO_x -Ausstoßes zu einer Erhöhung der Ozonwerte in Großstädten führen (siehe Kasten 5.2). Unter diesen Umständen bilden VOC den Ausschlag, so daß deren Emission reduziert werden muß, um eine Verringerung der Ozonwerte zu erreichen. In weniger belasteten Gebiete wiederum gilt es, eine Senkung der NO_x -Emissionen und nicht so sehr der VOC herbeizuführen. Die Situation kann sogar noch komplizierter werden, wenn sich nämlich der Hauptfaktor in der photochemischen "Suppe" aufgrund atmosphärischer Prozesse und der Abwanderung der Luftmassen aus Ballungsgebieten von VOC zu NO_x wandelt.

Auf regionaler Ebene und im grenzüberschreitenden Maßstab ist die alleinige Bekämpfung von jeweils VOC oder NO_x auf jeden Fall ineffektiv. Um das Problem allseitig zu verringern, bedarf es einer Eindämmung beider Arten von Emissionen. Für eine NO_x -Reduzierung sprechen zudem die erheblichen gesundheitlichen Auswirkungen von NO_2 und PAN (WHO, 1996a) sowie die Rolle von NO_x im Zusammenhang mit Versauerung (Kapitel 4) und Eutrophierung (Kapitel 9 und 10).

Neben dem Ozon werden durch Einwirkung von Sonnenlicht auf VOC und NO noch eine Reihe anderer Photooxidantien gebildet. Dazu gehören Peroxyacetylnitrat (PAN), Salpetersäure,

Sekundäraldehyde, Ameisensäure und verschiedene Radikale. Zu den Konzentrationen und Wirkungen dieser Substanzen liegen nur verhältnismäßig wenige Informationen vor. Da bei den derzeit auftretenden Werten signifikante Auswirkungen nicht zu erwarten sind, wurden für diese anderen Photooxidantien auch keine internationalen Richtlinien festgelegt (WHO, 1996a).

Kasten 5.2: Der Wochenendeffekt

Wie widersinnig eine alleinige Verminderung der NO_x-Emissionen zum Zwecke der Ozonbekämpfung in Städten ist, wird anhand des "Wochenendeffekts" deutlich. Dumont (1996) berichtete, daß die Ozonwerte in belgischen Ballungsräumen an Wochenenden bedeutend höher waren als an anderen Tagen. In "Smog"-Sommern lag der durchschnittliche Nachmittagsspitzenwert an Samstagen und Sonntagen um etwa 20 % über dem in der Woche. Der Wochenendeffekt ist das Ergebnis geringerer NO_x-Emissionen in belgischen Großstädten am Wochenende (30 % weniger als an anderen Wochentagen). Daten aus der Schweiz ergeben ein etwas differenzierteres Bild. Dort wurden je nach Witterungsbedingungen sowohl niedrigere als auch höhere Wochenendkonzentrationen ermittelt (Brönniman und Neu, 1997).

Die erhöhten Konzentrationen am Wochenende treten nur bei anfänglichen und relativ geringen NO_x-Reduktionen ohne gleichzeitige ausreichende Verringerung der VOC auf. Um zu akzeptablen Ozonwerten zu gelangen und den anfänglichen gegenteiligen Effekt auszuschalten, müßte ein Großteil der Emissionen sowohl an NO_x als auch an VOC verringert werden.

5.2. Gesundheitliche und umweltbeeinträchtigende Wirkungen

Hauptfolgen der Ozonexposition sind Atembeschwerden bei empfindlichen Menschen sowie eine Schädigung der Vegetation und der Ökosysteme (WHO, 1996a; UNECE, 1996). Zu den Wirkungen beim Menschen zählen die Beeinträchtigung der Lungenfunktion, die Zunahme von Atemwegsbeschwerden sowie entzündliche Prozesse in der Lunge. An Tagen mit hohen Ozonkonzentrationen kommt es zu einer Häufung medizinischer Notfälle und zu vermehrten Einweisungen wegen Asthma und anderer Atemwegserkrankungen (WHO, 1987; WHO, 1995). Medizinische Notfälle stellen jedoch nur die Spitze des Eisbergs dar. So sind an Tagen mit hoher Belastung erhebliche Produktivitätseinbußen zu verzeichnen, wobei Atemwegs- sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen Arbeitsausfälle und Leistungsrückgang zur Folge haben.

Die Wirkung auf die Vegetation tritt in Form von Blattschädigung sowie von Ertragsminderungen und verringerter Samenproduktion auf. Mehrere Studien haben ergeben, daß Pflanzen von einem bestimmten Schwellenwert an durch eine Ozonexposition beeinträchtigt werden können (Fuhrer und Achermann, 1994) und daß dieser Schwellenwert je nach Pflanzenart unterschiedlich ist. Wirkungen treten offenbar bereits bei Werten auf, die unterhalb der derzeitigen Umgebungskonzentrationen liegen.

Wachstumsstörungen und Ertragsminderungen aufgrund von Ozon stehen insbesondere mit Langzeitexpositionen im Zusammenhang, obgleich auch verschiedene Klimafaktoren Einfluß auf die Schadensanfälligkeit von Pflanzen ausüben. Wirkungen auf Pflanzen und Nutzpflanzen sind nicht immer als solche erkennbar und werden z. B. auf Frostschäden zurückgeführt. Eine Dürreperiode kann negative Folgen für die Pflanzen überdecken oder sogar verringern. Zu den landwirtschaftlichen Nutzpflanzen, die bei gewerblichem Anbau in Europa Ozonschädigungen aufweisen, gehören Zucchini, Wassermelonen, Tomaten, Wein, Weizen, Kartoffeln, Klee, Bohnen und Artischocken.

5.2.1. Gesundheitliche Folgen einer Ozonexposition

Die gesundheitlichen Wirkungen einer Ozonexposition bei den in Europa auftretenden Konzentrationen sind eher nichtspezifischer Art und können vielfach andere Ursachen als die Luftverschmutzung haben. Daher läßt sich die Auswirkung größtenteils nicht direkt bestimmen. Allerdings kann man den Anteil der Fälle, die auf die Umweltbelastung zurückzuführen sind, anhand von Informationen zur Bevölkerungsexposition sowie anhand von Angaben epidemiologischer Untersuchungen zum Verhältnis zwischen Exposition und Reaktion schätzen.

In einigen Fällen können die Symptome einer Ozonexposition die Einnahme von Medikamenten oder sogar eine stationäre Behandlung erforderlich machen. Ein Zusammenhang zwischen der täglichen Veränderung der Zahl von Krankenhauseinweisungen und der Ozonkonzentration wurde bei einer Reihe von Untersuchungen beobachtet. In der APHEA-Studie (europäische Untersuchungen zu kurzzeitigen Einflüssen der Luftverschmutzung auf die Gesundheit), die sich auf fünf Großstädte in der EU erstreckte (Anderson et al., 1997), wurden Angaben zu Krankenhaus-Noteinweisungen bei Bronchitis, Emphysem und chronischer Verstopfung der Atemwege analysiert. Zusammen mit einer Schätzung der Verteilung der Ozonexposition in der EU deuten die Erkenntnisse dieser Studie darauf hin, daß sich 0,3 % aller in der EU aufgetretenen medizinischen Notfällen im Zusammenhang mit Atemwegserkrankungen auf eine Exposition gegenüber Ozonkonzentrationen zurückführen lassen, die den Schwellenwert der Europäischen Kommission für den Gesundheitsschutz ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 55 \text{ ppb}$, als Acht-Stunden-Mittelwert) überschreiten. Mehr als 80 % dieser Überschreitungen können Ozonkonzentrationen im Bereich $110\text{-}170 \mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 55\text{-}85 \text{ ppb}$ zugeschrieben werden. In Belgien, Frankreich und Griechenland lag der Anteil der Einweisungen aufgrund einer hohen Ozonexposition über 0,5 % (Abb. 5.1).

Um die absolute Zahl der wegen einer Ozonexposition zusätzlich stationär behandelten Patienten berechnen zu können, muß die durchschnittliche Zahl der stationären Behandlungsfälle bekannt sein. Außerdem müssen bestimmte Annahmen über die medizinische Versorgung bei akuten Krankheitsbildern des Atemtrakts zugrunde gelegt werden.

Abbildung 5.1 Anteil der stationären Behandlungsfälle in den EU-Mitgliedstaaten, die auf hohe Ozonkonzentrationen zurückzuführen sind, März-Oktober 1995

zuschreibbarer Anteil

EU15

Belgien

Griechenland

Frankreich

Italien

Deutschland

Niederlande

Österreich

Luxemburg

Dänemark

Vereinigtes Königreich

Irland

Spanien

Finnland

Schweden

Portugal

von Mittelwert bis

Anmerkung: Ozonkonzentrationen von mehr als $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$, als 8-Stunden-Mittelwert, geschätzt

Quelle: EUA-ETC (AQ)

Diese sind unter Umständen bei den jeweiligen Populationen und auf jeden Fall von Land zu Land unterschiedlich. In London lag die Einweisungsquote in der Mitte der in den fünf APHEA-Ländern beobachteten Werte. Ausgehend von diesen Londoner Beobachtungen (20 Notfallbehandlungen wegen Atemwegserkrankungen pro Tag bei einer Einwohnerzahl von 7,3 Millionen) wird geschätzt, daß in der EU im Zeitraum März-Oktober 1995 gut 80 medizinische Notfälle in Gebieten, in denen die Ozonkonzentration überwacht wird (und die Bevölkerung in einem Umkreis von 10 km von der Meßstelle wohnt), durch eine Exposition gegenüber Ozonkonzentrationen von mehr als $110 \mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 55 \text{ ppb}$, Acht-Stunden-Mittelwert) bedingt waren. Wenn die Expositionssituation um die Meßstellen herum die Gesamtverteilung der Ozonkonzentrationen im jeweiligen Land repräsentiert, ließen sich insgesamt nahezu 700 stationäre Behandlungsfälle in der EU im Zeitraum März-Oktober 1995 auf Ozonkonzentrationen von mehr als $110 \mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 55 \text{ ppb}$ als Acht-Stunden-Mittelwert zurückführen.

Davon entfielen 500 Fälle auf drei Länder, nämlich Frankreich, Italien und Deutschland (Abb. 5.1), was zum Teil mit der hohen Bevölkerungszahl dieser Länder zusammenhängt.

Die Zahlen in den vorangegangenen Absätzen beziehen sich nur auf die Wirkungen einer Exposition gegenüber Ozonkonzentrationen von mehr als $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 55 ppb, als Acht-Stunden-Mittelwert). Aus epidemiologischen Studien geht jedoch hervor, daß die Zahl der Notfälle auch bei niedrigeren Konzentrationen zunimmt (Ponce de Leon, 1996). Eine vorsichtige Schätzung, ausgehend von durchschnittlichen Ozonkonzentrationen im Bereich $60\text{-}110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\approx 30\text{-}55$ ppb, Acht-Stunden-Mittelwert) für 20-40 % der Personentage, ergibt, daß der Anteil der auf Ozonkonzentrationen über $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 30 ppb, Acht-Stunden-Mittelwert) zurückzuführenden Behandlungsfälle 1,5 % aller Einweisungen wegen Atemwegserkrankungen erreichen könnte. Dies entspräche 400 Einweisungen in den überwachten Gebieten, so daß man bei einer Hochrechnung auf die gesamte EU auf mehr als 3000 stationäre Behandlungsfälle im Zeitraum März-Oktober 1995 käme.

Diese Schätzwerte sind mit mehreren Unsicherheitsfaktoren behaftet:

- Expositionsmuster innerhalb des (willkürlich ausgewählten) Umkreises von 10 km um die Meßstellen.
- Inwieweit ist die Überwachung städtischer Werte ein adäquater Gradmesser für die Luft, die die Menschen tatsächlich einatmen? Vermutlich wird der tatsächliche Umfang der Bevölkerungsexposition aufgrund der Verteilung der Überwachungsnetze unterbewertet, womöglich insbesondere im Süden Europas. Dies wiederum kann zu einer Unterschätzung der Wirkungen führen.
- Der Aussagewert einer Hochrechnung der Expositionsverteilung von nahe der Meßstellen lebenden Populationen auf ein ganzes Land. Bei der Auslegung der Daten für einzelne Länder ist daher Vorsicht geboten, insbesondere bei Ländern, in denen nur ein kleiner Bevölkerungsanteil von der Luftqualitätsüberwachung erfaßt wird.

Die tatsächliche Zahl der auf hohe Ozonkonzentrationen zurückzuführenden Krankenhauseinweisungen könnte sogar doppelt so hoch wie die oben angeführten Schätzungen ausfallen. Wie bereits erwähnt, ist eine stationäre Behandlung lediglich das gravierendste Anzeichen für das Auftreten von Atemwegserkrankungen. Die Zahl der davon Betroffenen ist weitaus größer.

In einer unlängst durchgeführten Studie im Rahmen des französischen ERPURS-Programms (Bewertung der Gesundheitsrisiken aufgrund der Umweltbelastung in Städten) wurde anhand von Personalangaben und medizinischen Daten des staatlichen Energieversorgungsunternehmens ein Beispiel für Produktivitätseinbußen ermittelt, die einer übermäßigen Umweltbelastung zuzuschreiben sind. In den Sommermonaten kommt es an Tagen mit hoher Belastung zu einer 22-27%igen Zunahme verlorener Arbeitstage aufgrund von Atemwegserkrankungen, und die Ausfallzeiten aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen steigen um 19-78 % (Medina et al., 1997).

Zwar liegen für Osteuropa keine vergleichbaren Studien vor, doch geht aus Karte 5.1 hervor, daß viele osteuropäische Länder vor einer ähnlichen Situation stehen.

5.3. Entwicklung der Ozonkonzentrationen; Luftqualitätsziele

Episodische Ozonkonzentrationen von mehr als $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 100 ppb) treten oft unter klimatischen Hochdruckbedingungen auf, wie sie jeden Sommer bei klarblauem Himmel, erhöhter UV-Strahlung und erhöhten Temperaturen über den meisten Teilen Europas anzutreffen sind (Cox et al., 1975; Guicherit und van Dop, 1977). Viele dieser Episoden dauern mehrere Tage an und erstrecken sich über mehrere Länder gleichzeitig. Dabei weisen die Ozonkonzentrationen im städtischen Maßstab eine stärkere zeitliche und räumliche Variabilität auf. So liegen sie in Innenstädten höher als in Vororten und ländlichen Gebieten, vor allem, weil das Ozon dort durch das im Straßenverkehr emittierte NO abgebaut wird. Während der Sommersmog-Episoden können die Ozonwerte in den Vororten und in weiteren Gebieten im Lee städtischer Quellen von Vorläufersubstanzen (siehe Kasten 5.1 und 5.2) beträchtlich erhöht sein. Aufgrund langer Hitzeperioden und der höheren Sonneneinstrahlung treten

diese erhöhten Werte im Süden Europas sogar noch stärker auf. In Südeuropa sind jedoch Ozonspitzenwerte sowohl in den Innenstädten als auch in anderen Gebieten anzutreffen.

Aufgrund bestimmter topographischer und klimatischer Verhältnisse können örtliche Luftbewegungen wie z. B. Seewinde entstehen, die die Schadstoffe über viele aufeinanderfolgende Tage hinweg in städtische Gebiete zurückbefördern. Fallstudien zu diesen Erscheinungen wurden in Athen (Siehe auch Kapitel 12, Abb. 12.3), Lissabon und Valencia durchgeführt (Moussiopoulos, 1994; Millán, 1993; Borrego et al., 1994). Im folgenden Abschnitt sollen jedoch keine Einzelheiten für bestimmte Gebiete oder Städte erläutert, sondern generelle Tendenzen in Europa beschrieben werden.

5.3.1. Luftqualitätsziele

In der Richtlinie des Rates über die Luftverschmutzung durch Ozon (Ozonrichtlinie 92/72/EWG) werden Schwellenwerte für die Luftqualität festgelegt. Tabelle 5.1 enthält eine Auflistung der Schwellenwerte aus der Ozonrichtlinie, darunter einen Schwellenwert für die Unterrichtung der Bevölkerung darüber, daß eine hohe Belastung vorliegt. Zudem sind in der Tabelle die im UNECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (UNECE, 1979, 1996) aufgestellten kritischen Immissionskonzentrationen (Critical Levels) für die Wirkungen von Ozon auf landwirtschaftliche Nutzpflanzen und Waldgebiete sowie die WHO-Richtlinie zum Schutz der menschlichen Gesundheit (WHO, 1996a) aufgeführt.

Mit der Richtlinie des Rates über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität (Rahmenrichtlinie Luftqualität 96/62/EWG) sollte ein einheitlicheres Konzept für die Luftreinhaltung auf EU-Ebene geschaffen werden. Diese Richtlinie bildet den Ausgangspunkt für eine Reihe von Tochterrichtlinien, die sich mit jeweils einem oder mit einer Gruppe von Schadstoffen, darunter Ozon, befassen werden. Die Tochterrichtlinie zu Ozon wird von der Kommission 1998 vorgelegt.

Im Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung werden "Critical Levels" zur Bewertung der Wirkungen von Ozon auf landwirtschaftliche Nutzpflanzen und Wälder herangezogen. Dabei wird der Wirkungsparameter AOT 40 als kumulierte Ozonexposition über einem Schwellenwert von 40 ppb ($\approx 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ausgedrückt in ppb.h, berechnet.

5.3.2. Entwicklung der troposphärischen Ozonkonzentration

Die ersten quantitativen Messungen der Ozonkonzentration in Europa wurden von 1876 bis 1911 nahe Paris angestellt. Damals betrug die Konzentration im 24-Stunden-Mittel etwa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 10 ppb) (Volz und Kley, 1988). Diese Messungen zeigen, daß der heutige EU-Schwellenwert für den Schutz der Vegetation ($65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ≈ 33 ppb, als 24-Stunden-Mittelwert) während weniger als 1 % des gesamten Beobachtungszeitraums überschritten wurde (Volz-Thomas, 1993).

In den fünfziger Jahren hatten die ländlichen Ozonwerte im 24-Stunden-Mittel in Westeuropa 30 - $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 15 - 20 ppb) erreicht, und sie stiegen in den achtziger Jahren weiter auf $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (≈ 30 ppb) (Feister und Warmbt, 1987). Nach Berechnungen von Simpson et al. (1997) ist der Anstieg der Ozonwerte im Laufe dieses Jahrhunderts zu mindestens 50 % direkt auf anthropogene Emissionen im europäischen regionalen Maßstab zurückzuführen. Heute liegen die mittleren Konzentrationen doppelt so hoch wie in den fünfziger Jahren (Staehelin et al., 1994). Die Zunahme seit den fünfziger Jahren ist zum größten Teil dem gewaltigen Anwachsen der NO_x -Emissionen in den letzten Jahrzehnten zuzuschreiben. In den vergangenen zehn Jahren wurden bei den Ozonmessungen erhebliche Trendunterschiede (sowohl größenmäßig als auch den Anzeichen nach) festgestellt, selbst bei nahe beieinander liegenden Stationen. Jüngere Studien deuten darauf hin, daß die tatsächlichen Entwicklungstendenzen unter Umständen durch Veränderungen des Instrumentariums und der Meßverfahren bei den einzelnen Stationen verdeckt werden (Roemer, 1997). Solange keine sehr lange Meßzeitreihe vorliegt, werden jedenfalls auch die von einem Jahr zum anderen auftretenden meteorologischen Schwankungen die Analyse emissionsbedingter Trends erschweren.

Für städtische Gebiete stehen nur gelegentliche historische Aufzeichnungen zu Ozonkonzentrationen, die aus mit einfachen Methoden durchgeführten Messungen abgeleitet sind, zur Verfügung. Die "moderne" Ozonüberwachung in Stadtgebieten begann in den siebziger Jahren im Vereinigten Königreich, Deutschland, Portugal und den Niederlanden sowie in anderen Ländern außerhalb Europas. Im Kapitel 12, Tabelle 12.2, ist der Stand von 1995 dargestellt.

In den letzten 25 Jahren schwankten die stündlichen Ozonspitzenwerte in der Londoner Innenstadt zumeist zwischen 60 und 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 30-70 ppb). Von 1993 bis 1992 stiegen die Konzentrationen um etwa 2,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 1,4 ppb) pro Jahr (PORG, 1987; Bower et al. 1991, 1994). Die Messungen von verschiedenen anderen städtischen Stationen in Nordwesteuropa weisen für die vergangenen 5 bis 10 Jahre ähnliche Werte auf wie die Londoner Innenstadt. Bei einer in einem Athener Vorort (Liosia) gelegenen Meßstelle ergab sich in Zeitraum 1984 bis 1989 eine Steigerung der mittleren Monatskonzentrationen um durchschnittlich 15 % pro Jahr. Im Jahre 1997 lagen die mittleren Werte an dieser Station, 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 55 ppb) erstmals über dem aktuellen über 8 Stunden gemittelten Richtwert der EU zum Schutz der menschlichen Gesundheit, und 1988 wurde dieser Schwellenwert an 140 Tagen überschritten (Moussiopoulos, 1994). Es ist jedoch Vorsicht angebracht, wenn Trends von Beobachtungen an Ozonmeßstationen abgeleitet werden, die sich in der Nähe von NO-Quellen befinden, wie dies bei städtischen Meßstellen der Fall ist.

Tabelle 5.1 - Schwellenwerte bzw. kritische Immissionskonzentrationen (Critical Levels) der EU-Ozonrichtlinie, des UNECE-Luftreinhalteübereinkommens (CLRTAP) und der WHO

Richtwert seitens	Beschreibung	Basis	Wert
Europäischer Rat Richtlinie 92/72/EWG	Schwellenwert für Unterrichtung der Bevölkerung	1-Stunden-Mittelwert	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 90 ppb
	Schwellenwert für Auslösung des Warnsystems	1-Stunden-Mittelwert	360 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 180 ppb
	Schwellenwert für Gesundheitsschutz	Fester 8-Std.-Mittelwert (Perioden 0.00-8.00, 8.00-16.00, 16.00-24.00, 12.00-20.00 Uhr)	110 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 55 ppb
	Schwellenwert für Schutz der Vegetation	1-Stunden-Mittelwert	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 100 ppb
	Schwellenwert für Schutz der Vegetation	24-Stunden-Mittelwert	65 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 33 ppb
UNECE/CLRTAP	Belastungsgrenze für Schutz von Nutzpflanzen (AOT 40c)	Stunden mit Tageslicht, Mai - Juli	3 ppm.h
	Belastungsgrenze für Schutz der Wälder (AOT 40f)	Stunden mit Tageslicht, April - September	10 ppm.h
WHO	Luftqualitätsrichtlinie zum Schutz der menschl. Gesundh.	Gleitender 8-Std.-Höchstwert	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx$ 60 ppb

Die Trends bei kurzzeitig hohen Ozonbelastungen im städtischen Bereich können für die Bewertung schädlicher Auswirkungen von größter Bedeutung sein. Obwohl jedoch Perioden, in denen die Konzentrationen die Leit- und Schwellenwerte für den Schutz der menschlichen Gesundheit überschreiten, jährlich an vielen städtischen Meßstellen ermittelt werden, können die starken meteorologischen Schwankungen von einem Jahr zum anderen die von sich ändernden Vorläuferemissionen ausgehenden Trends verbergen.

5.3.3. Verteilung über Europa

Das Problem der Ozonbelastung ist in den meisten europäischen Ländern akut. Wie Messungen der Ozonkonzentrationen in Europa zeigen, nehmen die Werte vom Nordwesten hin zum südöstlichen Teil Mitteleuropas zu (Grennfelt et al., 1987, 1988; Feister und Pedersen, 1989). Im Sommer bewegt sich

der durchschnittliche Tageshöchstwert zwischen 60-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 30-40 ppb) im Nordwesten und 120-140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 60-70 ppb) in Mitteleuropa (Beck und Grennfelt, 1994). Leider sind die Meßstellen sehr unregelmäßig verteilt und mehr im Nordwesten Europas konzentriert, so daß sich nur wenige Aussagen über die Ozonwerte in weiten Teilen des Mittelmeerraums oder Osteuropas treffen lassen.

Karte 5.1 veranschaulicht eine Modellrechnung des zunehmenden Gefälles bei der mittleren täglichen Ozonhöchstkonzentration über Europa im Sommer (Simpson et al., 1997). Das Modell dient insbesondere zur Berechnung der ländlichen Hintergrundkonzentrationen im Gegensatz zu den städtischen Ozonkonzentrationen. So liegt die Hintergrundkonzentration in der europäischen Grenzschicht, d.h. die Konzentration in der vom Atlantik hereinziehenden marinen Grenzschichtluft, derzeit bei durchschnittlich 60-65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (\approx 30-33 ppb) und beträgt somit das Dreifache des vor 100 Jahren bei Paris gemessenen Wertes.

5.3.4. Überschreitungen von Schwellenwerten für die Luftqualität

Überschreitungen von Schwellenwerten für die menschliche Gesundheit

In diesem Abschnitt befassen wir uns mit den Überschreitungen des von der Europäischen Kommission festgelegten Schwellenwertes für den Gesundheitsschutz, die im Zeitraum 12.00-20.00 Uhr beobachtet wurden. Von den in der Richtlinie enthaltenen vier 8-Stunden-Perioden dürfte hier die größte Zahl von Überschreitungen zu erwarten sein. Der Schwellenwert (110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, (55 ppb, als 8-Stunden-Mittelwert) wurde 1994-96 in allen EU-Ländern überschritten, in einigen Fällen sehr häufig (siehe Karte 5.2; de Leeuw et al., 1995; de Leeuw und van Zantvoort, 1996, 1997).

Karte 5.1 Tägliche Ozonhöchstkonzentration im Sommer, Mittel über 5 Jahre nach Modellrechnung

Mittlere tägliche Ozonhöchstkonzentration im Sommer
(5-Jahres-Durchschnitt)
Konzentration in ppb im EMEP-150-Raster

Anmerkung: Zur Berechnung wurden konstante Emissionen der Werte von 1990 sowie meteorologische Daten der fünf Sommer 1989, 1990, 1992, 1993 und 1994 herangezogen. 1 ppb $\text{O}_3 \approx 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Quelle: Simpson et al., 1997

Geht man davon aus, daß die Meßstellen in den Städten und auf einzelnen Straßen repräsentative Werte für die Exposition der EU-Stadtbevölkerung von ca. 41 Millionen liefern, so waren mehr als 90 % mindestens einmal im Jahre 1995 einer über dem Schwellenwert liegenden Konzentration ausgesetzt. Bei mehr als 80 % erfolgte eine Exposition an mehr als 25 Überschreitungstagen. Wenn sich diese Resultate auf die gesamte EU-Bevölkerung hochrechnen lassen, so sind ca. 330 Millionen Menschen mindestens einer Überschreitung pro Jahr ausgesetzt. Diese Zahl entspricht weitgehend dem Ergebnis der UNECE-Modellrechnung (Malik et al., 1996). Die Wirkungen dieser Überschreitungen wurden in Abschnitt 5.2 erörtert.

Von 1994 bis 1996 wurde in der EU der Schwellenwert für den Gesundheitsschutz (Zeitraum 12.00-20.00 Uhr) dreimal öfter überschritten als der Wert für die Unterrichtung der Bevölkerung (Abschnitt 5.3.1) (Beck et al., 1998). Es ist schwer zu beurteilen, ob der Schwellenwert für die Unterrichtung der Bevölkerung für die Öffentlichkeit tatsächlich einen Nutzen bringt.

Überschreitungen der Schwellenwerte für Vegetation und Wälder

Der für den Schutz der Vegetation festgelegte Schwellenwert (65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, \approx 33 ppb, 24-Stunden-Mittelwert) wurde 1994-96 in den meisten EU-Ländern überschritten, in einigen Fällen sehr häufig (de Leeuw et al., 1995; de Leeuw und van Zantvoort, 1996, 1997). Aus Abb. 5.4 geht hervor, daß mehrere Länder 1995 für einige Standorte Überschreitungen an mehr als 150 Tagen meldeten.

Karte 5.2 Überschreitungen des Ozonkonzentration-Schwellenwertes für den Schutz der menschlichen Gesundheit, 1995

Ozon (8-Stunden-Werte)
Anzahl der Tage, an denen der Schwellenwert von 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (13.00-20.00 Uhr) überschritten wurde

Städtische Meßstellen oder sonstige/nicht näher bezeichnete Stationen

Daten aus EU-Mitgliedstaaten

Anmerkung: Anzahl der Tage, an denen der Schwellenwert von $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (12.00-20.00 Uhr) überschritten wurde, beobachtet während des gesamten Jahres 1995 an Stadt-/Straßenmeßstellen sowie anderen/nicht näher bezeichneten Stationen.

Quelle: EUA-ETC/AQ

Karte 5.3 Überschreitungen des Ozonkonzentration-Schwellenwertes für die Vegetation, 1995

Ozon (24-Stunden-Mittelwert)

Anzahl der Tage, an denen der Schwellenwert von $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24-Stunden-Mittel) überschritten wurde
Hintergrundmeßstellen

Daten aus EU-Mitgliedstaaten

Anmerkung: Anzahl der Tage, an denen der Schwellenwert von $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24-Stunden-Mittel) überschritten wurde, beobachtet über das gesamte Jahr 1995 an Hintergrundmeßstellen.

Quelle: EUA-ETC/AQ

Im gleichen Jahr wurden im gesamten Nadelwald- und Ackerlandgebiet der EU sowie in über 99 % der Laubwälder Überschreitungen verzeichnet. Diese Beobachtungen werden generell von den Ergebnissen der UNECE-Modellrechnung bestätigt (Simpson et al., 1997). Es sei darauf hingewiesen, daß in jüngeren Arbeiten (WHO, 1996b) die Verwendung von kumulativen Expositionswerten statt Schwellenkonzentrationen empfohlen wird, um das Schädigungspotential von Ozon für die Vegetation zu bewerten.

Die gemessene Überschreitung des AOT 40-Wertes für Nutzpflanzen ist in Karte 5.3 dargestellt. So läßt sich erkennen, daß der Schwellenwert von 3 ppm.h in den meisten vom Meßnetz erfaßten Ländern überschritten wird. Keine Überschreitungen gab es nur in Teilen Schwedens, Finnlands sowie im Norden des Vereinigten Königreichs.

5.4. Emissionen von Ozonvorläufersubstanzen

Während die Emissionen der Ozonvorläufer VOC und NO_x bis Ende der achtziger Jahre in Europa zunahmen, gehen sie mittlerweile zurück (Abb. 5.2, Olendrzynski, 1997). Von 1990 bis 1994 sanken die VOC-Emissionen in der EU um etwa 9 %, während sie in Europa insgesamt aufgrund einer stärkeren Reduktion in den MOEL infolge der wirtschaftlichen Umgestaltung um ca. 14 % abnahmen. Ein ähnliches Bild ergibt sich beim NO_x , denn hier kam es im Zeitraum 1990-1994 zu einem Rückgang in der EU um 8 % und zu einer Gesamtreaktion in Europa um 14 % (EUA-ETC/AE, 1996, 1997). Diese Zahlen sind jedoch mit Vorsicht zu behandeln, da nur wenige Länder über konsistente Emissionszeitreihen verfügen und einige Trends lediglich Ausdruck von Veränderungen der Berechnungsmethodik sind.

Karte 5.4 Gemessene kumulierte Ozonexposition (AOT 40)

AOT 40

Mai, Juni und Juli 1995

(Stunden mit Tageslicht)

AOT 40 in ppb.h

im EMEP-50-Rastersystem

mehr als 15 000

3000 - Belastungsgrenze für den Schutz von Nutzpflanzen

weniger als 1500

Anmerkung: Stunden mit Tageslicht im Mai, Juni und Juli 1995

Quelle: Hjellbrekke, 1997

Eine eingehendere Darstellung der jährlichen VOC-Emissionen seit 1987/88 ist in Abb. 5.3 enthalten. Dieser Ausgangspunkt ist für den Rahmen der UNECE-Emissionsreduktionsprotokolle (Abschnitt 5.5)

relevant. Informationen über die jährlichen NO_x -Emissionen und die Beiträge der einzelnen Sektoren im Jahre 1995 finden sich in Abschnitt 4.5.

Abb. 5.4 weist die wichtigsten Sektoren aus, die in den verschiedenen Teilen Europas VOC-Emissionen verursachen. Hauptverursacher von NO_x -Emissionen in Westeuropa war der Verkehr (63 %) (siehe Abb. 4.9). In den MOEL entfielen auf Energiewirtschaft und Verkehr jeweils 35 %. Auch bei VOC-Emissionen in Westeuropa bildete der Verkehrsbereich die wichtigste Quelle (45 %); in den MOEL war es die Industrie (46 %).

Natürliche Quellen, insbesondere aus der Biosphäre, die zu den Konzentrationen von VOC und NO_x in der Atmosphäre beitragen, bleiben bei diesen Emissionszahlen unberücksichtigt. In der EU liegen diese Beiträge bei 20 % bzw. 7 % der über das Jahr gemittelten anthropogenen Gesamtemissionen von VOC und NO_x (Simpson, 1995; Stohl et al., 1996). Bei Episoden mit hoher Ozonkonzentration können biogene Quellen Hauptverursacher der atmosphärischen VOC-Belastung sein, vor allem im Süden Europas. In diesen Regionen reichen die Emissionen aus der Vegetation jedoch nicht aus, um die Ozonbildung nachhaltig zu beeinflussen, da offenbar die NO_x -Konzentrationen als einschränkender Faktor wirken (Simpson, 1995). Aus einer Studie zur Bedeutung von NO_x -Emissionen aus dem Boden geht hervor, daß die täglichen Ozon-Spitzenkonzentrationen durch derartige Emissionen in verschiedenen Gebieten Europas erheblich erhöht werden können (Stohl et al., 1996).

5.5. Konzepte und Fortschritte

Der Rückgang bei den Emissionen von Ozonvorläufersubstanzen ist zum Teil Ergebnis des UNECE-Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung, in dessen Rahmen 1988 und 1991 Protokolle für NO_x und VOC abgeschlossen wurden. Im NO_x -Protokoll wurden die Unterzeichner aufgefordert, bis Dezember 1994 die Emissionen bzw. grenzüberschreitenden Ströme auf dem Niveau von 1987 zu stabilisieren. Laut VOC-Protokoll sollten die Emissionen bis 1999 entweder stabilisiert oder um mindestens 30 % gegenüber dem Basisjahr (meist 1988) reduziert werden. Derzeit arbeitet die ECE an einem auf mehrere Auswirkungen und mehrere Schadstoffe bezogenen Protokoll, das für 1999 erwartet wird.

Abbildung 5.2 Anthropogene Emissionen von NO_x (als NO_2) und NMVOC in Europa, 1980-1995
1000 t/Jahr

Quelle: UNECE

Abbildung 5.3 NMVOC-Emissionen, 1988-1995
% gegenüber dem Wert von 1988
Westeuropa - Mittel- und Osteuropa - Neue Unabhängige Staaten

Quelle: UNECE

Abbildung 5.4 Anthropogene VOC-Emissionen nach Sektoren, 1990

sonstige
Haushalte
Landwirtschaft
Verkehr
Industrie
Westeuropa - Mittel- und Osteuropa

Quelle: ETC/AE

Darin sollen nationale Emissionsgrenzwerte für NO_x und alle VOC eingeführt werden, bei denen die Wirkungen der Emissionen und die bei ihrer Verminderung anfallenden Kosten berücksichtigt sind. Es wird ein breiter Ansatz zugrunde gelegt, mit dem ein Beitrag zur Linderung der Probleme der Versauerung und Eutrophierung sowie der Photooxidantien geleistet werden dürfte.

Bei den Zielen für die Emissionsminderung von NO_x und VOC, wie sie im Fünften Umweltaktionsprogramm der EU gesetzt wurden, ging es um eine Stabilisierung der NO_x -Emissionen bis 1994 auf den Werten von 1990 und die anschließende Verringerung um 30 % bis zum Jahr 2000. Die gleiche Jahr-2000-Zielvorgabe wurde auch für VOC beschlossen. Derzeit arbeitet die EU an einer Ozonminderungsstrategie, bei der nach kosteneffizienten, wirkungsorientierten und quellenbasierten Lösungen für eine Reihe von Ozonkonzentrationsstandards gesucht wird. Diese Standards werden in einer neuen Tochtrichtlinie für Ozon aufgestellt. Ziel dieser Strategie ist die Entwicklung weiterer Maßnahmen, die über die in geltenden oder vorgeschlagenen Rechtsvorschriften bereits geplanten Maßnahmen hinausgehen. Daraus hervorgehen wird ein Vorschlag für eine Richtlinie mit nationalen Emissionsgrenzwerten für SO_2 , NO_x , VOC und NH_3 , um die atmosphärischen Konzentrationen von Ozon sowie von Stoffen, die eine Versauerung und Eutrophierung bewirken, deutlich zu vermindern. Mit der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) soll die Erfüllung der Ziele des Fünften Umweltaktionsprogramms unterstützt werden. Dabei geht es um ein integriertes Konzept für die Verminderung von Emissionen aus stationären Quellen in die Luft, das Wasser oder den Boden. Die Behörden, die für die Bearbeitung von Genehmigungen für Unternehmen zuständig sind, müssen den in den Genehmigungsaufgaben genannten Emissionsgrenzwerten solche Werte zugrunde legen, die durch Anwendung der besten verfügbaren Techniken erzielt werden können.

Von der Europäischen Kommission wurde eine Reihe konkreter Maßnahmen zur Erreichung der im Umweltaktionsprogramm auferlegten Emissionsminderungen beschlossen:

- Im Juni 1996 verabschiedete die Kommission eine Mitteilung über eine künftige Strategie zur Bekämpfung der Luftverunreinigung durch den Straßenverkehr zusammen mit zwei Richtlinienvorschlägen. Die erste Richtlinie befaßt sich mit Pkw-Emissionen und enthält obligatorische Emissionsbegrenzungen (für das Jahr 2000) sowie strengere Emissionsbegrenzungen (für 2005). Die zweite beschäftigt sich mit der Qualität von Otto- und Dieselmotoren und legt obligatorische Grenzwerte nieder, die im Jahre 2000 in Kraft treten sollen.

Ende 1998 muß die Kommission einen Vorschlag für noch strengere Emissionsgrenzwerte bei Pkw sowie für die Qualität von Kraftstoffen vorlegen. Darüber hinaus wird die Kommission Vorschläge zu leichten und schweren Nutzfahrzeugen, Inspektion und Wartung weiterentwickeln. Im Zusammenhang mit dem Auto-Öl-I-Programm kam die Kommission zudem zu dem Schluß, daß Emissionsminderungen um mindestens 70 % sowohl bei NO_x als auch bei VOC erforderlich sind, um das troposphärische Ozon auf Werte unterhalb der Konzentrationsschwellenwerte zu reduzieren.

- Um VOC-Emissionen aus stationären industriellen Quellen geht es in der Lösungsmittelrichtlinie, die im November 1996 verabschiedet wurde. Darin werden Emissionsgrenzwerte für alle ortsfesten Anlagen in einer Reihe von industriellen Bereichen festgelegt.
- Die Richtlinie zur Begrenzung der VOC-Emissionen bei der Lagerung und Verteilung von Ottokraftstoff (Stufe 1) schreibt VOC-Emissionsminderungen auf allen Stufen der Lagerung, Verteilung und Nutzung von Benzin vor.

Wie die Abbildungen 5.7 und 4.10 zeigen, ist der Erfüllungsstand der Emissionsminderungsziele unterschiedlich. Im Hinblick auf VOC haben lediglich die NUS die UNECE-Vorgabe einer Emissionsminderung von 30 % im Vergleich zu 1988 fast erreicht. In den anderen Ländern betrug der Ausstoß 1995 noch immer 75-90 % des Niveaus von 1988, und es ist nicht zu erwarten, daß sie die Zielvorgaben bis 1999 erfüllen. Das gleiche trifft auf die EU-Mitgliedstaaten zu. Bei NO_x wurde das Ziel der Stabilisierung auf den Werten von 1987 im Jahre 1994 überall erreicht. Dabei erzielten die MOEL die stärkste Reduzierung (33 %). In einigen osteuropäischen Ländern ist die Verminderung möglicherweise zum Teil auf die wirtschaftliche Umstrukturierung zurückzuführen.

Mit den bisher erreichten Emissionsminderungen sind die Überschreitungen von kritischen Belastungsraten oder Konzentrationsschwellenwerten nicht weniger geworden. Teilweise mag dies den jährlichen Schwankungen der meteorologischen Bedingungen zuzuschreiben sein. Da jedoch die Umgebungsozonkonzentration oftmals das toxische Niveau übersteigt, reichen geringe Reduzierungen bei den Emissionen offenbar nicht aus, um die Zahl der Überschreitungen zu verringern. Bei Erreichen der durch die EU und im Rahmen des UNECE-Luftreinhalteübereinkommens vereinbarten

Reduzierungen kommt es wahrscheinlich zu einer Senkung der Ozonspitzenkonzentrationen von 5 bis 25 %. Wenn die Reduktionsziele erfüllt werden sollen, bedarf es einer rascheren Umsetzung der vorgeschlagenen EU-Richtlinien und einzelstaatlichen Rechtsvorschriften über Emissionen aus mobilen und stationären Quellen in allen europäischen Staaten.

Tabelle 5.2 Verminderung der Überschreitung des AOT 40 (Nutzpflanzen) aufgrund einer 40%igen Reduzierung der Emission von NO_x und VOC gegenüber 1990

Emissionsminderung 40 % bei (ppb.h)	NO _x führt zur Reduzierung der Überschreitung des Wertes für Nutzpflanzen in ganz Europa in Höhe von:		VOC führt zur Reduzierung der Überschreitung des Wertes für Nutzpflanzen in ganz Europa in Höhe von:		
	%	AOT 40 (ppb.h)	%	AOT	40
Westeuropa	2	86	20	797	
Mittel- und Osteuropa	4	160	3	117	
Neue Unabhängige Staaten	7	292	3	106	
Europa insgesamt	14	537	26	1020	

Anmerkung: Angenommen wird eine durchschnittliche Überschreitung von 3900 ppb.h über dem AOT 40-Schwellenwert für den Pflanzenschutz von 3000 ppb.h.

Quelle: Simpson et al., 1997

Ob die niedrigeren Schwellenwerte und kritischen Belastungsraten für den Schutz der Vegetation erreicht werden, hängt entscheidend von einer Reduzierung des troposphärischen Ozons insgesamt ab. Dazu sind großräumige Maßnahmen erforderlich, die sich auf die gesamte nördliche Hemisphäre erstrecken.

5.5.1. Beziehungsmuster Quelle-Einwirkungsort und die Wirksamkeit von Emissionsminderungen

Die Herstellung von Beziehungsmustern zwischen Quelle und Einwirkungsort hat sich als leistungsfähiges Instrument bei der Aufstellung von Emissionsminderungsstrategien bewährt, insbesondere bei der Versauerung (Alcamo et al., 1990). Dabei geht es um die Berechnung der Gesamtablagerung über einem Gebiet durch Summierung der Beiträge aller relevanten Quellen und Stoffverbindungen. Beim Ozon ist die Lage aufgrund der nichtlinearen Beziehung zwischen den verschiedenen Vorläufersubstanzen sowie aufgrund des Einflusses der Hintergrundtroposphäre komplizierter.

Im Zuge des Rufs nach kostenwirksamen und räumlich optimierten Emissionsminderungsstrategien hat die Nachfrage nach aussagefähigen Beziehungsmustern für Ozon zugenommen. Wenn optimale Emissionsreduzierungen zur Erfüllung der Zielvorgaben für all diese Probleme erreicht werden sollen, muß der Beitrag von NO_x zum Ozonproblem zudem im Zusammenhang mit ihrem Beitrag zur Versauerung und Eutrophierung betrachtet werden. Beziehungsmuster Quelle-Einwirkungsort für Ozon (Heyes et al., 1996) kommen derzeit zur Unterstützung der UNECE beim auf mehrere Auswirkungen und mehrere Schadstoffe bezogenen Protokoll sowie der Kommission bei der Aufstellung einer Ozonminderungsstrategie zum Einsatz.

Tabelle 5.2 zeigt die Verringerungen der über Europa gemittelten Überschreitung der Belastungsgrenze (AOT 40) für den Schutz von Nutzpflanzen, die Schätzungen zufolge auf eine 40%ige Reduzierung der Emission von NO_x und VOC gegenüber den Werten von 1990 zurückgehen. Obgleich die Emissionen innerhalb der einzelnen Ländergruppen sehr unterschiedlich waren, lassen die Daten erkennen, daß künftige VOC-Reduktionen in Westeuropa am wirksamsten sein werden, während bei NO_x die größten Verringerungen der Überschreitung der kritischen Belastungsraten den verminderten Emissionen in

Osteuropa zuzurechnen sein werden. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daß eine 40%ige Reduzierung bei weitem nicht ausreicht, wenn die Ozonkonzentrationen auf Werte herabgesetzt werden sollen, bei denen es zu keiner Überschreitung der kritischen Belastungsraten mehr kommt.

Literatur

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

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. Bd. 10, S.1064-71.

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

Beck, J.P., Krzyzanowski, M. und Koffi, B. (1998). Tropospheric Ozone in the European Union. The Consolidated Report. Entwurf eines Berichts für die Europäische Kommission, ETC/AQ-EUA.

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

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, Vereinigtes Königreich.

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. und Jackson, M.S. (1994). Air Pollution in the UK: 1992/93. Warren Spring Laboratory, Stevenage, Vereinigtes Königreich.

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

Europäische Kommission (1996). Entwurf einer Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Qualität von Otto- und Dieselmotoren, Brüssel, Belgien.

Cox, R.A., Eggleton, E.J., Derwent, R.G., Lovelock, J.E. und Pack, D.H. (1975). Long-range transport of photochemical ozone in north-western Europe. In Nature, Bd. 255, S. 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, Vereinigtes Königreich, Mai 1996.

EUA (1995). Europe's Environment, The Dobbris Assessment. Hrsg.: D. Stanners and P. Bourdeau, Europäische Umweltagentur, Kopenhagen, Dänemark.

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

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

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

Feister, U. und Pedersen, U. (1989). Ozone measurements January 1985 - December 1985. Report No 1. Potsdam/Lillestrøm, Meteorologischer Dienst der DDR/ Norwegian Institute for Air Research. EMEP/CCC-Report 3/89, Lillestrøm, Norwegen.

- Fuhrer, J. und 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, Schweiz.
- Grennfelt, P., Saltbones, J. und Schjoldager, J. (1987). Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE). April-September 1985. NILU OR 22/87, NILU, Lillestrøm, Norwegen.
- Grennfelt, P., Saltbones, J. und 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, Norwegen.
- Grennfelt, P., Hov, Ø., and Derwent, R.G. (1994). Second generation abatement strategies for NO_x, NH₃, SO₂ and VOCs. In *Ambio*, Bd. 23, S. 7, 425-433.
- Guicherit, R. und van Dop, H. (1977). Photochemical production of ozone in Western-Europe (1971-1975) and its relation to meteorology. In *Atmospheric Environment*, Bd. 11, S. 145-155.
- Heyes, C., Schöpp, W., Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Klimont, Z., Makowski, M. und Shibayev, S. (1996). A model for optimizing strategies for controlling ground-level ozone in Europe. IASA, Laxenburg, Österreich.
- Hjellbrekke, A.-G. (1997). Ozone Measurements 1995. EMEP/CCC-Report 3/97. NILU, Kjeller, Norwegen. de Leeuw, F.A.A.M., Sluyter, R.J.C.F., van Zantvoort, E.D.G. und Larssen, S. (1995). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1994. EEA Topic Report 1995. EEA, Kopenhagen.
- 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, Kopenhagen.
- 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, Kopenhagen.
- Malik, S., Simpson, D., Hjellbrekke, A.-G. und 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, Norwegen.
- 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, Den Haag, Niederlande.
- Moussiopoulos, N. (1994). Air pollution in Athens. In *Urban Air Pollution*. Hrsg.: H. Power, N. Moussiopoulos, and C.A. Brebbia. Computational Mechanics Publications, Southampton, Vereinigtes Königreich.
- Olendrzynski, K. (1997). Emissions. In *Transboundary Air Pollution in Europe*. Hrsg.: Berge E. EMEP/MSC-W Report 1/97. DNMI, Oslo, Norwegen.
- 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*, Bd. 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, Norwegen.

- Simpson, D. (1995). Biogenic emission in Europe 2: Implications for ozone control strategies. In J. Geophys. Res., Bd. 100, No D11, S. 22891-22906.
- Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Storen, E. und Unger, S. (1997). Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships. EMEP/MSC-W Report 3/97. DNMI, Oslo, Norwegen.
- Stahelin, J., Thudium, J., Buehler, R., Volz-Thomas, A. und Graber, W. (1994). Trend in surface ozone concentrations at Arosa (Switzerland). In Atmospheric Environment, Bd. 28, S. 75-87.
- Stohl, A., Williams, E., Wotawa, G. und 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, Bd. 30, S. 3741-3755.
- UNECE (1979). The Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. UN, New York und Genf, 1979.
- UNECE (1996). Hrsg.: L. Kärenlampi. und L. Skärby. Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts. UN-ECE workshop report. Universität Kuopio, Finnland.
- Volz, A. und Kley, D. (1988). Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. In Nature, Bd. 332, S. 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, Den Haag, Niederlande, S. 59-64.
- WHO (1987). Air Quality Guidelines for Europe. Regional Publications, European Series No 23. World Health Organization, Kopenhagen.
- WHO (1995). Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. World Health Organization, Kopenhagen.
- 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, Niederlande.
- 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, Niederlande.

