

**VERGLEICH VON MODELLERGEBNISSEN DES
EMEP-PHOTOOXIDANTIENMODELLS MIT
ERGEBNISSEN VON MESSUNGEN AN
ÖSTERREICHISCHEN OZONMESSSTELLEN**



**Vergleich von Modellergebnissen des
EMEP – Photoxidantienmodells mit Ergebnissen
an österreichischen Ozonmeßstellen**

UBA – BE – 079

Wien, Dezember 1996

Bundesministerium für Umwelt, Jugend
und Familie



Autor: Wolfgang Spangl
Daten: UBA und Ämter der Landesregierungen

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5

© Umweltbundesamt, Wien, Dezember 1996

Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-348-0

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht umfaßt den Beitrag des Autors beim UN/ECE-Workshop „Critical Levels in Europe: Testing and Finalising the Concepts“ in Kuopio/Finnland vom April 1996. Gegenstand dieses Workshops war die (endgültige) Festlegung von „kritischen Belastungsgrenzen“ (Critical Levels) der kumulativen Ozonbelastung¹ für Pflanzen.

Die kumulative Ozonbelastung in Europa wird mit dem EMEP-Photooxidantienmodell berechnet. Die Überschreitung der für Wald sowie für Landwirtschaftliche Nutzpflanzen (LNP) festgesetzten Critical Levels durch die kumulative Ozonbelastung stellt eines der wissenschaftlichen Kriterien für die Erarbeitung des 2. NOx-Protokolls der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen dar, dessen Ziel u.a. Emissionsreduktion von Ozonvorläufersubstanzen sind.

Gegenstand der vorliegenden Untersuchung ist die Gegenüberstellung von „kumulativen Ozonbelastungen“, die aus Meßdaten an einzelnen österreichischen Meßstellen berechnet wurden, mit Ergebnissen des EMEP-Photooxidantienmodells für das Jahr 1990.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es

- die Ergebnisse des EMEP-Photooxidantienmodells anhand von Daten österreichischer Meßstellen zu verifizieren;
- dadurch an konkreten Beispielen Schwächen des europaweiten EMEP-Photooxidantienmodells (räumliche Auflösung 150 km) aufzuzeigen
- Meßstellen in Österreich auszuwählen, die einen repräsentativen Querschnitt des Belastungsbildes in Österreich geben und zu einer weiteren Verifikation des EMEP-Photooxidantienmodells herangezogen werden sollen.

Die Gegenüberstellung zeigt, daß das EMEP-Photooxidantienmodell im Hoch- und Mittelgebirge die tatsächliche (d.h. aus Meßwerten berechnete) kumulative Ozonbelastung weit unterschätzt, was auf seine sehr grobe Modellorographie zurückzuführen ist.

Auf der anderen Seite liegen die Modellergebnisse zum Teil sehr deutlich über den tatsächlichen kumulativen Belastungen in Tälern und Becken sowie im Alpenvorland; dies betrifft sowohl die AOT40-Werte für Wald als auch jene für Landwirtschaftliche Nutzpflanzen; lediglich in den Ebenen Nordostösterreichs stimmen die modellierten AOT40-Werte für LNP einigermaßen mit den modellierten überein.

Die Daten ausgewählter Meßstellen wurden für die Jahre 1990 bis 1995 sowohl dem Chemical Coordination Centre (CCC) an welchem das EMEP-Photooxidantienmodell entwickelt bzw. angewandt wird, übermittelt, als auch dem Niederländischen Reichsinstitut für Volksgesundheit und Umwelthygiene (RIVM), wo in Kooperation mit dem CCC und dem Coordination Centre on Effects an einem Modell zur räumlich disaggregierten Darstellung der kumulativen Ozonbelastung in Europa (EDEOS-Modell [4]) gearbeitet wird.

¹ Berechnet als Überschreitungssumme der Meßwerte der Ozonkonzentration (Einstundenmittel) über 40 ppb.

Summary

This reports summarises the contribution of the author to the UN/ECE Workshop „Critical Levels in Europe: Testing and Finalising the Concepts“ in Kuopio (Finland) in April 1996. The scope of this workshop was the finalisation of the concept of Critical Levels and the establishment of guidelines for the calculation of accumulated ozone exposures.

European maps of actual accumulated ozone exposures are calculated using the EMEP photooxidant model. The exceedance of Critical Levels for ozone is one of the criteria for NO_x reductions, which are taken into consideration in the negotiations of the 2nd NO_x-protocol, which is being elaborated under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution.

This reports gives a comparison of accumulated ozone exposures calculated by the EMEP photooxidant model versus accumulated ozone exposures calculated from measured data at several Austrian ozone monitoring sites for the year 1990. The aim of this report was to

- validate the results of the EMEP photooxidant model for Austria
- point out deficiencies of the EMEP photooxidant model and
- identify representative monitoring sites for further verification of the EMEP photooxidant model with data of subsequent years by the Chemical Coordination Centre (CCC).

The EMEP photooxidant model strongly underestimates real, i.e. „measured“ accumulated ozone exposures in the Alpine regions of Austria, thus revealing the intrinsic deficiencies of the coarse model orography. In valleys, basins and plains, on contrary, accumulated ozone exposures calculated by the model are usually higher than those from measured data. Only in the north-eastern flatlands of Austria, accumulated ozone exposures for crops are fairly correctly calculated by the model.

As a result of the study, ozone data from twelve monitoring stations from 1990 to 1995 have been forwarded to the experts of the CCC and the Dutch RIVM to be available as input for further evaluation or improvement either of the EMEP photooxidant model and the EDEOS model, respectively, which produces small scale maps of ozone exposure.

Vergleich von Modellergebnissen des EMEP-Photooxidantien-Modells mit Ergebnissen von Messungen an österreichischen Ozonmeßstellen

1. Problemstellung

Im Rahmen der UN-ECE (Economic Commission for Europe) wurde 1979 die Konvention für weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (Convention on long-range transboundary air pollution, C-LRTAP) abgeschlossen, die 1983 in Kraft trat. Unter dieser Konvention wurden mehrere Protokolle ausgehandelt, in denen die Mitgliedsstaaten Reduktionen der Emission bestimmter Luftschadstoffe vereinbart haben.

So wurden 1985 ein SO₂-Protokoll, 1988 ein NO_x-Protokoll, 1991 ein Protokoll zur Reduktion der VOC-Emissionen (welches bis jetzt jedoch noch nicht in Kraft getreten ist, da es noch nicht von der erforderlichen Zahl der Mitgliedsländer ratifiziert wurde) unterzeichnet.

Bei diesen Protokollen wurden von den Unterzeichnerstaaten Emissionsreduktionen um einen fixen Prozentsatz (bzw. das Einfrieren der Emission), bezogen auf ein Basisjahr, vereinbart. Da diese Vorgangsweise jedoch Staaten, die ihre Emissionen bereits entschieden gesenkt haben, benachteiligt und auch nicht notwendigerweise der aktuellen Belastungssituation Rechnung trägt, wurde eine 'wirkungsbezogene Vorgangsweise' für die weiteren Protokolle für sinnvoll erachtet, nach welcher in einzelnen Staaten unterschiedliche Reduktionsziele zu verwirklichen sind.

Das Konzept der Critical Levels

Diese „wirkungsbezogene Vorgangsweise“ basiert auf der Bestimmung einer „kritischen Belastung“ einzelner Ökosysteme. Für die Deposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen wurden „Critical Loads“ als die maximal zulässige jährliche Depositionsmenge bestimmt. Mit statistischen Verfahren werden die für einzelne Ökosysteme bestimmten Critical Loads den Rasterfeldern des EMEP-Rasters (ca. 150 km x 150 km, s.u.) zugeordnet.

Analog werden „Critical Levels“ als kritische Werte einer kumulativen Belastung durch gasförmige Luftschadstoffe bestimmt, bei deren Einhaltung nachteilige Effekte an den relevanten Rezeptoren wie Pflanzen, Ökosysteme und Materialien nach aktuellem Kenntnisstand ein gewisses Maß nicht überschreiten. Bisher wurden Critical Levels für Ozon festgelegt [1], [2], [4].

Die Critical Levels stellen eine Abschätzung der Schadstoffbelastung dar, welche für einen bestimmten Rezeptor gerade noch als tolerabel gilt; ein Absenken der Emissionen, sodaß die Immissionsbelastung unter diesem kritischen Wert liegt, ist das Ziel der Emissionsreduktionen.

Im Rahmen des EMEP-Programms (s.u.) wurden am MSC-W (Meteorological Synthesizing Centre - West, Oslo) Modelle zur Simulation der Ausbreitung sowie der photochemischen Bildung von Luftschadstoffen entwickelt. Diese Modelle werden

verwendet, um, ausgehend von den Emissionsdaten der jeweiligen Schadstoffe, die Deposition bzw. kumulative Belastung zu berechnen.

Die modellierte Deposition wird mit den Critical Loads verglichen; die Überschreitung (Exceedance) der Critical Loads durch die modellierte Deposition stellt das Kriterium für die Notwendigkeit der Reduktion von Emissionen dar. Die Modellierung erlaubt in Zusammenhang mit Kostenabschätzungen, zu berechnen, wo welche Emissionsreduktionen bei günstigsten Kosten den größten Effekt bei der Verringerung bzw. Vermeidung einer Exceedance der Critical Loads haben.

Analog wird mit einem photochemischen Simulationsmodell aus den Emissionsdaten der Ozonvorläufersubstanzen (NO_x und VOC) die Ozonbelastung berechnet und mit den Critical Levels verglichen.

Im Rahmen von EMEP werden europaweit Messungen von Luftschadstoffen und Depositionsmengen durchgeführt. Diese Meßdaten dienen zur Verifizierung der EMEP-Modelle [3].

Der Critical Loads-Ansatz stellte die Basis für die Erarbeitung des 2. SO₂-Protokolls dar und wird zusammen mit dem Critical-Levels-Ansatz (für Ozon) derzeit als Basis für die Erarbeitung des 2. NO_x-Protokolls herangezogen.

Ausgangspunkt für die Festsetzung von Critical Levels sind Dosis-Wirkungs-Beziehungen; diese sind ein Ausdruck für die experimentell bestimmte Sensibilität verschiedener Rezeptoren (Ökosystemtypen bzw. einzelne Spezies) gegenüber einem Schadstoff. Critical Levels werden im allgemeinen als Exposition durch einen Schadstoff festgelegt, d.h. im weitesten Sinne als Konzentration eines Schadstoffes mal Einwirkdauer [1], [2], [4], [5].

Im Rahmen des sogenannten Mapping Programmes der UN/ECE wird folgendermaßen vorgegangen:

1. Jedem schützenswertem Ökosystem wird ein festgesetzter Critical-Level-Wert zugeordnet; mit Hilfe von Landnutzungskarten werden diese Werte einem Gebiet zugeordnet, in dem das entsprechende Ökosystem vorherrscht.
2. Die derzeitige Ist-Belastung des entsprechenden Gebietes durch den Schadstoff wird durch Messungen oder Modellierungen erhoben.
3. Durch Vergleich des Ist-Wertes (gemessene Belastung) mit dem Critical Level kann die Überschreitung der Schadstoffbelastung bestimmt werden (Überschreitung = Ist-Wert minus Critical Level).

Der Critical Level entspricht also, grob gesprochen, einem Soll-Wert, bei dessen Einhaltung (Überschreitung kleiner gleich null) kein umweltpolitisches Eingreifen im Rahmen der UN/ECE vorgesehen ist. Übersteigt jedoch die derzeitige de facto-Belastung den Wert des Critical Levels, so sind Emissionsreduktionsmaßnahmen des entsprechenden Schadstoffes wünschenswert. Die Immissionsbelastung einer Region wird dazu mit Hilfe eines *photochemischen Transportmodells* aus den Emissionen der einzelnen europäischen Ländern berechnet. Mit Hilfe dieses Modells kann abgeleitet werden, in welchen Regionen

Reduktionsmaßnahmen durchgeführt werden müssen, um eine Verringerung der Schadstoffbelastung in einem bestimmten Gebiet zu erreichen.

Die Werte der Critical Levels bzw. die Vorschriften zur Berechnung der realen Belastung für Ozon wurden in einem UN/ECE-Workshop in Bern im November 1993 für zwei Vegetationstypen, nämlich für Wald und für landwirtschaftliche Kulturen, vorläufig festgesetzt. Für andere Rezeptoren (wie zum Beispiel Heide- und Graslandschaften, die auch durch hohe Ozonbelastung in Mitleidenschaft gezogen werden können) wurden die wissenschaftlichen Grundlagen als nicht ausreichend zur Festsetzung von Critical Levels angesehen; für diese Rezeptoren wurden vorläufig die selben Critical Levels wie für landwirtschaftliche Kulturen angenommen.

Eine Revision sowohl der Berechnungsvorschriften für die kumulative Ozonbelastung als auch der Zahlenwerte der Critical Levels erfolgte auf einem weiteren UN/ECE-Workshop in Kuopio/Finnland im April 1996 [4]. Die auf Basis aktueller Forschungsergebnisse festgelegten Berechnungsvorschriften und Werte dienen als Basis für die Berechnungen, die den Reduktionszielen des 2. NO_x-Protokolls zugrunde liegen.

In der vorliegenden Arbeit wird die „kumulative Ozonbelastung“ entsprechend den 1993 in Bern festgelegten Berechnungsvorschriften [1] diskutiert. Obgleich die endgültig 1996 in Kuopio [4] festgelegten Berechnungsvorschriften davon teilweise abweichen, behält der Vergleich zwischen berechneten und aus Messungen abgeleiteten Ozonbelastungen seine Aussagekraft.

1.2. Bestimmung der Critical Levels

1.2.1 Critical Levels für Wald

Ausgangspunkt für die Festsetzung eines Critical Levels für Wald sind sogenannte 'Open-top-chamber'-Experimente, bei denen Bäume in einer oben offenen Kammer bestimmten, wohldefinierten Ozonkonzentrationen bzw. Reinluft ausgesetzt wurden. Anschließend wurden die Effekte bewertet - in diesem Fall die Reduktion des Biomassezuwachses - und mit der 'applizierten' Ozonkonzentration in Beziehung gesetzt. Als geeignete Größe zur Beschreibung der Ozoneinwirkung wurde dabei der AOT40-Wert (Accumulated Exposure Over Threshold of 40 ppb) gefunden (d.h. die beste Korrelation Verlust an Biomassezuwachs/Ozonexposition). Der AOT40-Wert ist ein Überschreitungsintegral der nicht gleitenden Einstundenmittelwerte über 40 ppb, d.h. nur Einstundenmittelwerte über 40 ppb gehen in die Summenbildung ein.

Der Bezugszeitraum ist bei den vorliegenden Werten entsprechend den 1993 in Bern erarbeiteten Berechnungsvorschriften die Vegetationsperiode von April bis September, und in Betracht genommen werden alle 24 Stunden pro Tag, sofern sie den Wert von 40 ppb überschreiten.

$$B_{z,d} = \sum_{d=1}^n \sum_{z=1}^{24} (MW1-40)_{z,d} \quad \text{für alle } MW1 > 40 \text{ ppb}$$

B: Belastungssumme, angegeben in ppb-Stunden

d: Tag innerhalb des Bezugszeitraumes

z: Tagesstunde des Zeitraumes (von 1-24)

Der numerische Wert des Critical Levels wurde mit 10.000 ppb-Stunden festgesetzt; bei dieser Exposition ist mit einer 10%igen Reduktion des Biomassezuwachses zu rechnen.

1996 wurde in Kuopio der Bezugszeitraum auf die Tageslichtstunden (d.h. den Zeitraum mit einer Globalstrahlung über 50 W/m²) modifiziert und der Critical Level auf den Zahlenwert von 10 ppm*h festgelegt.

1.2.2. Critical Levels für landwirtschaftliche Nutzpflanzen

Ausgangspunkt für die Festlegung des Critical Level-Wertes waren auch hier 'Open-top-chamber'-Experimente, bei denen vor allem Sommerweizen unterschiedlichen Ozonkonzentrationen ausgesetzt war und anschließend Ertragseinbußen bestimmt wurden. Analog zu den Critical Levels für Wald wird die Ozonexposition mit Hilfe eines AOT40-Wertes beschrieben (nur Einstundenmittelwerte über 40 ppb gehen in die Belastungssumme ein). Allerdings werden nur die Tageslichtstunden (d.h. der Zeitraum mit einer Globalstrahlung größer 50 W/m²) während einer Wachstumsperiode von Mai bis Juli berücksichtigt. Der numerische Wert des so berechneten AOT40-Wertes, bei dem in den Experimenten eine 10%ige Ertragseinbuße zu beobachten war, liegt bei 5.300 ppb-Stunden.

Obwohl ausreichende experimentelle Daten nur für Sommerweizen vorliegen, wird der Wert für alle landwirtschaftlichen Nutzpflanzen (LNP) sowie für bewirtschaftete Weiden und „natürliche Vegetation ohne Wald“ (z.B. Almen, Moore, Trockenrasen, Schilfflächen) (im folgenden LNP genannt) angewendet.

1996 wurde in Kuopio der Critical Level für diese Rezeptoren - bei gleicher Berechnungsvorschrift - auf den Zahlenwert von 3 ppm*h festgelegt.

1.3. Das EMEP-Photooxidantienmodell

EMEP ist das Programm zur Erfassung und Evaluierung von großräumigen Verfrachtungen von Luftschadstoffen in Europa (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe).

Im Rahmen von EMEP wurde ein Photooxidantienmodell entwickelt, welches aus den Emissionsdaten der Ozonvorläufersubstanzen sowie meteorologischen Daten die Ozonbelastung auf einem Raster mit einer Gittergröße von ca. 150 km x 150 km berechnet.

Der EMEP-Raster basiert auf einer polar-stereographischen Projektion der Erdoberfläche mit einer Projektionsebene durch den nördlichen 60. Breitenkreis (vgl. Abb. 1). Die Wahl dieser Projektion hat historische Gründe und dürfte auf nordatlantik - orientierte militärische Navigations- und Wetterkarten zurückgehen, auch die Winkeltreue der Projektion und die Ein-Nordung auf - 32° West, einem Meridian der etwa zwischen Europa und Amerika liegt, spricht dafür. (Winkeltreue und Flächentreue können in Kartenprojektionen nicht gemeinsam realisiert werden, was zur Folge hat, daß der EMEP-Raster nicht flächentreu sein kann.)

Der EMEP-Raster bezieht sich auf diese Projektionsebene als Raster quadratischer Felder, mit einer in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Westkante entlang des -32° Westmeridians. Die Rasterfeldgröße wurde mit 150 km Maschenweite festgesetzt. Die Netzmaschen ergeben sich durch Unterteilung der Strecke vom Pol zum Äquator auf der polar-stereographischen Projektionsebene entlang des - 32°W-Meridians (EMEP - MSC-W, 1995). Dies führt bei Rückprojektion des Rasters auf die Erdoberfläche allerdings zu Längen- und damit Flächenverzerrungen der Rasterfelder. Lediglich im Bereich des 60. Breitenkreises beträgt die Maschenweite auch auf der Erdoberfläche 150 km. Die Entfernungen verändern sich auf der Projektionsebene gegenüber der Erdoberfläche. Bei dem abzubildenden Bereich südlich des 60. Breitenkreises werden die Flächen der Rasterfelder auf der Erdoberfläche gegen Süden hin kontinuierlich kleiner. In Mitteleuropa stellen sich die Rasterfelder als Rhomben dar, deren Flächen in Österreich etwa 10 % geringer sind, als in der Nähe des 60. Breitenkreises. Für rasterflächenvergleichende Aussagen wie Flächenanteile belasteter Rezeptoren, Emissionsdichten u. a. ist diese Projektion demnach weniger geeignet, da die Flächen der Rasterfelder nicht miteinander vergleichbar sind.

Das EMEP-Photooxidantienmodell ist ein Lagrange-(Trajektorien-)Modell, welches eine Schicht (die turbulente Grenzschicht) berücksichtigt. Emissionsdaten sowie Modellergebnisse liegen diskret auf dem genannten 150 km x 150 km - Raster vor. Die photochemischen Reaktionen werden mit einem Carbon-Bond-Mechanismus modelliert.

Das EMEP-Photooxidantienmodell kann aufgrund seiner relativ groben räumlichen Auflösung - sowohl horizontal als auch vertikal - die tatsächliche Ozonbelastung nur begrenzt wiedergeben. Insbesondere in orographisch stark strukturiertem Gelände, wie es die Alpen darstellen, kann bei einer auf 150 km genau aufgelöste Modellorographie die tatsächlich in Bodennähe aufgetretene Ozonbelastung kaum korrekt berechnet werden.

Eine weitere entscheidende Limitierung stellt die vertikale Auflösung dar; durch die Wahl einer geeigneten Depositionsgeschwindigkeit werden die für die gesamte Grenzschicht berechneten Ozonkonzentrationen auf bodennahe Konzentrationen heruntergerechnet. Da

die tatsächliche Depositionsgeschwindigkeit jedoch stark von der Geländeform und -beschaffenheit (Landnutzung) abhängt, kann gerade über komplexem Gelände keine realistische Ozonkonzentration in Bodennähe berechnet werden.

Die zeitliche Auflösung des EMEP-Photooxidantienmodells beträgt 6 h, bestimmt durch die Verfügbarkeit der vom Norwegischen Meteorologischen Institut (DNMI, Oslo) bezogenen meteorologischen Input-Daten. Das EMEP-Modell kann die tageszeitlichen Variationen der Grenzschicht-Dicke, die tagsüber bis 3 km Mächtigkeit erreichen kann, nachts im flachen Gelände dagegen nur einige 100 m, nicht adäquat abbilden. Dies hat zur Folge, daß die Modellergebnisse für die Nachtstunden kaum mit der Realität vergleichbar sind, sodaß für die Auswertung von Modellergebnissen nur die Werte für die Termine 12 und 18 Uhr UTC (Weltzeit) herangezogen werden. Mit speziellen Algorithmen werden aus diesen zwei Terminen sowohl Langzeitmittelwerte als auch kumulative Ozonbelastungen berechnet.

Die genannten Limitierungen des EMEP-Photooxidantienmodells führen dazu, daß gerade im alpinen Raum die Modellergebnisse nur beschränkt mit AOT40-Werten übereinstimmen, welche aus Meßdaten einzelner Stationen berechnet werden [5]. Im folgenden werden die EMEP-Modellergebnisse mit aus gemessenen Ozonwerten berechneten AOT40-Werten verglichen, um festzustellen, für welche Standorte bzw. welche Gebiete die EMEP-Modellergebnisse repräsentativ sind.

Dieser Vergleich führt zu einer Auswahl von Meßstellen, deren kumulative Ozonbelastung durch das EMEP-Modell gut abgebildet wird; diese Meßstellen werden ausgewählt, um für die EMEP-Modellvalidierung herangezogen zu werden.

2. Datengrundlage

Von Seiten des NILU, welches die Arbeiten im Rahmen der EMEP-Meß- und Modellierungsprogramms koordiniert, wurden dem Umweltbundesamt AOT40-Werte für das Jahr 1990 zur Verfügung gestellt. Da die Emissionsdaten nur für das Jahre 1990 exakt vorliegen, spiegeln die Modellergebnisse von 1990 die „exaktesten“ Simulationen wider.

AOT40-Werte wurden für die in Tabelle 1 angeführten EMEP-Rasterfelder angegeben, die das österreichische Staatsgebiet teilweise oder ganz abdecken

Tabelle 1: AOT40-Werte für Wald und Landwirtschaftliche Nutzpflanzen, bewirtschaftete Wiesen und natürliche Vegetation ohne Wald (LNP), berechnet mit dem EMEP-Photooxidantienmodell, für die EMEP-Rasterfelder über Österreich. . Die AOT40-Werte sind jeweils in ppm*h angegeben.

EMEP-X	EMEP-Y	AOT40 für Wald	AOT40 für LNP
24	14	25,6	14,9
24	15	30,4	17,5
24	16	37,4	22,0
25	15	29,5	14,6
25	16	32,2	18,2
25	17	35,3	21,0
26	15	39,7	20,2
26	16	35,1	17,9
26	17	35,0	19,6

Abb. 1 zeigt die Grenzen der EMEP-Rasterfelder über Österreich sowie die Ozonmeßstellen, die in Österreich derzeit in Betrieb stehen, im Jahr 1990 in Betrieb waren und eine Datenverfügbarkeit von mindestens 80% im Zeitraum April bis September 1990 aufweisen. Angegeben ist jeweils die Seehöhe der Meßstellen.

Es fällt auf, daß im EMEP-Rasterfeld 26/15, welches Teile Kärntens umfaßt, keine Ozonmeßstellen mit hinreichender Datenverfügbarkeit vorhanden sind.

Jene Ozonmeßstellen, die eine hinreichende Datenverfügbarkeit (> 80%) haben, sind in Tabelle 2 angeführt. Die Tabelle gibt die Verfügbarkeit sowie den AOT40-Wert für Wald und für LNP an. Bei Verfügbarkeiten unter 100% wurde der aus den vorhandenen Meßwerten berechnete AOT40-Wert linear auf den Gesamtzeitraum extrapoliert.

Umweltbundesamt - Vergleich von Modellergebnissen des EMEP-Photooxidantienmodells mit
Ergebnissen von Messungen an österreichischen Ozonmeßstellen

Tabelle 2: AOT40-Werte für Wald und Landwirtschaftliche Nutzpflanzen an österreichischen Ozonmeßstellen.

Meßstelle	Seehöhe (m)	Nutzung der Umgebung	Verfügbar (%)	LNP AOT40 (ppb*h)	Wald AOT40 (ppb*h)
Illmitz	117	L, N	0,99	15.503	29.847
Dunkelsteinerwald	305	W, L	0,97	11.158	23.968
Exelberg	575	W	0,96	7.597	20.318
Forsthof	581	W, L	0,95	15.065	43.179
Gänserndorf	161	W, L	0,94	10.774	19.432
Hainburg	165	W, L	0,95	14.708	33.475
Heidenreichstein	560	W, L	0,93	10.032	20.676
Kollmitzberg	465	W, L	0,95	5.275	18.189
Mistelbach	250	L	0,96	9.130	17.701
Ostrong	570	W, L	0,96	8.155	27.631
St. Pölten	270	L	0,96	6.256	10.016
Schwechat	158	L	0,95	3.599	6.872
Stixneusiedl	210	L	0,88	10.944	21.053
Wiener Neustadt	265	L	0,95	8.115	15.665
Wolkersdorf	190	W, L	0,95	5.233	7.909
Lenzing	510	W, L	0,99	8.709	17.371
Linz Berufsschule	274		0,98	5.283	9.740
Schöneben	920	W, B	0,95	12.100	28.580
Steyregg	335	W, L	0,91	3.820	9.150
Traun	274	L	0,94	6.947	12.918
Hallein Winterstall	650	W, B	0,99	9.237	21.335
Salzburg Lehen	455		0,98	11.102	19.047
Sonnblick	3106		0,98	20.744	62.978
Deutschlandsberg	365	W, L	0,89	9.520	16.716
Grundlsee	954	W, B	0,96	17.385	47.570
Judenburg	715	L, B	0,87	8.078	15.772
Leoben	540	L	0,81	9.992	19.356

		Nutzung		LNP	Wald
	Seehöhe	der	Verfügbar	AOT40	AOT40
Meßstelle	(m)	Umgebung	(%)	(ppb*h)	(ppb*h)
Masenberg	1137	W, B	0,88	19.987	62.452
Piber	600	W, B	0,93	13.994	33.784
Rennfeld	1618	W, N	0,94	22.167	73.695
Innsbruck Nordkette	1910	W, N	9,83	24.043	70.301
Innsbruck Reichenau	570	L, B	0,98	9.985	17.531
Karwendel West	1730	W, N	0,99	18.017	58.177
Wörgl	510	L, B	0,91	8.231	14.186
Zillertaler Alpen	1910	W, N	0,97	18.831	61.305
Lustenau	417	L	0,96	14.604	27.099
Sulzberg	1020	W, B	1,00	22.492	66.154
Hermannskogel	520	W	0,97	13.183	34.135
Wien Hohe Warte	207		0,96	2.722	7.880
Wien Laaer Berg	250	W, L	0,98	2.514	6.195
Wien Lobau	150	W, L	0,97	2.346	4.316

Abb. 2 zeigt die AOT40-Werte für Wald und LNP an den genannten Meßstellen.

3. Diskussion der „gemessenen“ und der modellierten AOT40-Werte

Im *EMEP-Rasterfeld 24/14* liegen die hochalpinen Meßstellen Karwendel West und Innsbruck-Nordkette, die Meßstelle Sulzberg im Mittelgebirge sowie Lustenau und Innsbruck-Reichenau in Beckenlage. Die AOT40-Werte für Wald an allen Meßstellen im Gebirge liegen weit über dem modellierten AOT40-Wert, in Lustenau nahe bei dem modellierten Wert, in Innsbruck-Reichenau weit darunter.

Analog verhält es sich mit den AOT40-Werten für LNP, auch hier zeigt Lustenau die beste Übereinstimmung.

Dem *EMEP-Rasterfeld 24/15* wurde neben Wörgl zusätzlich die Meßstelle Innsbruck-Nordkette zugeordnet. Die „gemessenen“ AOT40-Werte für Wald und LNP liegen in Innsbruck-Nordkette weit über den modellierten, in Wörgl weit darunter.

Im *EMEP-Rasterfeld 24/16* liegt nur die Meßstelle Schöneben; die hiesigen AOT40-Werte für Wald und LNP liegen deutlich unter den modellierten.

Im *EMEP-Rasterfeld 25/15* liegen die hochalpinen Meßstellen Sonnblick und Zillertalper Alpen, Hallein Winterstall in Hanglage über dem Salzachtal und Salzburg Lehen in Beckenlage. Die EMEP-Modellergebnisse der AOT40-Werte für Wald liegen deutlich unter jenen der hochalpinen Meßstellen, etwas über jenem in Hallein und weit über jenem in Salzburg. Beim AOT40 für LNP sind die Diskrepanzen nicht so groß, zeigen aber das gleiche Verhalten.

Der modellierte AOT40-Wert für Wald im *EMEP-Rasterfeld 25/16* von 32,3 ppm*h überschreitet die „gemessenen“ aller Meßstellen außer Grundlsee deutlich, die beste Übereinstimmung besteht bei Ostrong (27,6 ppm*h). Der modellierte AOT40-Wert für LNP liegt ebenfalls deutlich über den gemessenen, abgesehen von Grundlsee mit sehr guter Übereinstimmung. Die Ozonmeßstellen Lenzing, Traun, Linz Berufsschule und Steyregg liegen in der Ebene, teils in städtischer Umgebung.

Im *EMEP-Rasterfeld 25/17* liegen die modellierten AOT40-Werte deutlich über den gemessenen an allen dort befindlichen Ozonmeßstellen. Lediglich die Station Hermannskogel im Wienerwald (*EMEP-Rasterfeld 26/17*) erreicht mit einem AOT40-Wert für Wald von 34,1 ppm*h recht gut den modellierten Wert.

Im *EMEP-Rasterfeld 26/15* liegen keine Meßstellen, von denen im Jahr 1990 Daten ausreichende Daten vorhanden wären.

Im *EMEP-Rasterfeld 26/16* liegen die Meßstellen Masenberg und Rennfeld in exponierter Lage und weisen AOT40-Werte für Wald auf, die deutlich über jenen des EMEP-Modells liegen; die AOT40-Werte für Wald an den städtischen Meßstellen Deutschlandsberg, Judenburg und Leoben sind hingegen deutlich niedriger. Die beste Übereinstimmung erzielt Piber. Ein analoges, wenn auch weniger krasses Bild zeigen die AOT40-Werte für LNP.

Das *EMEP-Rasterfeld 26/17* enthält Meßstellen im Wienerwald, in hügeligen bis ebenen ländlichen Gebieten sowie in der Stadt Wien. Die beste Übereinstimmung mit dem modellierten AOT40-Wert für Wald (35,0 ppm*h) zeigt die Meßstelle Hermannskogel (34,1 ppm*h); annähernd so hohe AOT40-Werte für Wald wiesen Hainburg und Illmitz auf. Illmitz zeigt mit 15,5 ppm*h den höchsten AOT40-Wert für LNP und damit die beste Annäherung an den modellierten Wert von 19,6 ppm*h. Die städtischen Meßstellen zeigen erwartungsgemäß sehr niedrige AOT40-Werte sowohl für Wald als auch LNP.

Insgesamt zeigt sich, daß an Standorten im Hoch- und Mittelgebirge die tatsächliche (d.h. aus Meßwerten berechnete) kumulative Ozonbelastung weit höher ist als die modellierte. Das EMEP-Modell unterschätzt aufgrund seiner räumlich sehr groben Modellorographie die tatsächlich im Gebirge auftretende kumulative Ozonbelastung.

Auf der anderen Seite liegen die Modellergebnisse zum Teil sehr deutlich über den tatsächlichen kumulativen Belastungen in Tälern, Becken sowie im Alpenvorland; dies betrifft sowohl die AOT40-Werte für Wald als auch jene für LNP. Lediglich in den Ebenen Nordostösterreichs stimmen die modellierten AOT40-Werte für LNP einigermaßen mit den modellierten überein.

4. Vorschläge für Meßstellen zur Verifizierung des EMEP-Modells

Auf Basis der vorliegenden Daten wird im Folgenden eine Auswahl von Meßstellen angegeben, welche zur Verifizierung des EMEP-Photooxidantienmodells herangezogen und deren Meßwerte an NILU weitergeleitet werden sollen.

Vorgeschlagen werden Meßstellen,

- an denen die kumulative Ozonbelastung relativ gute Übereinstimmung mit den Modellergebnissen zeigen
- Meßstellen einerseits im Hoch- und Mittelgebirge, andererseits im Flach- und Hügelland, bei denen die Modellergebnisse krasse Fehlabschätzungen bedeuten; Verfeinerungen im EMEP-Modell, die in diesen Regionen eine realitätsnähere Berechnung der kumulativen Ozonbelastung erlauben, könnten dadurch erleichtert werden.

Die in der folgenden Tabelle 3 genannten Meßstellen werden nach Absprache mit Mitarbeitern von NILU als „EMEP-Meßstellen“ für Ozon vorgeschlagen:

EMEP-Rasterfeld	Bundesland	Meßstelle	Seehöhe (m)
24/14	V	Sulzberg	1020
24/14	V	Lustenau	417
24/15	T	Innsbruck-Nordkette	1910
24/16	O	Schöneben	920
25/15	T	Zillertaler Alpen	1910
25/15	S	St. Koloman ¹⁾	1010
25/15	K	Vorhegg ¹⁾	1020
25/16	O	Traun	274
25/16	N	Ostrong	570
25/17	N	Mistelbach	250
26/15	K	Gerlitzten	1900
26/16	St	Deutschlandsberg	365
26/16	St	Masenberg	137
26/17	B	Illmitz ¹⁾	117
26/17	W	Hermannskogel	520

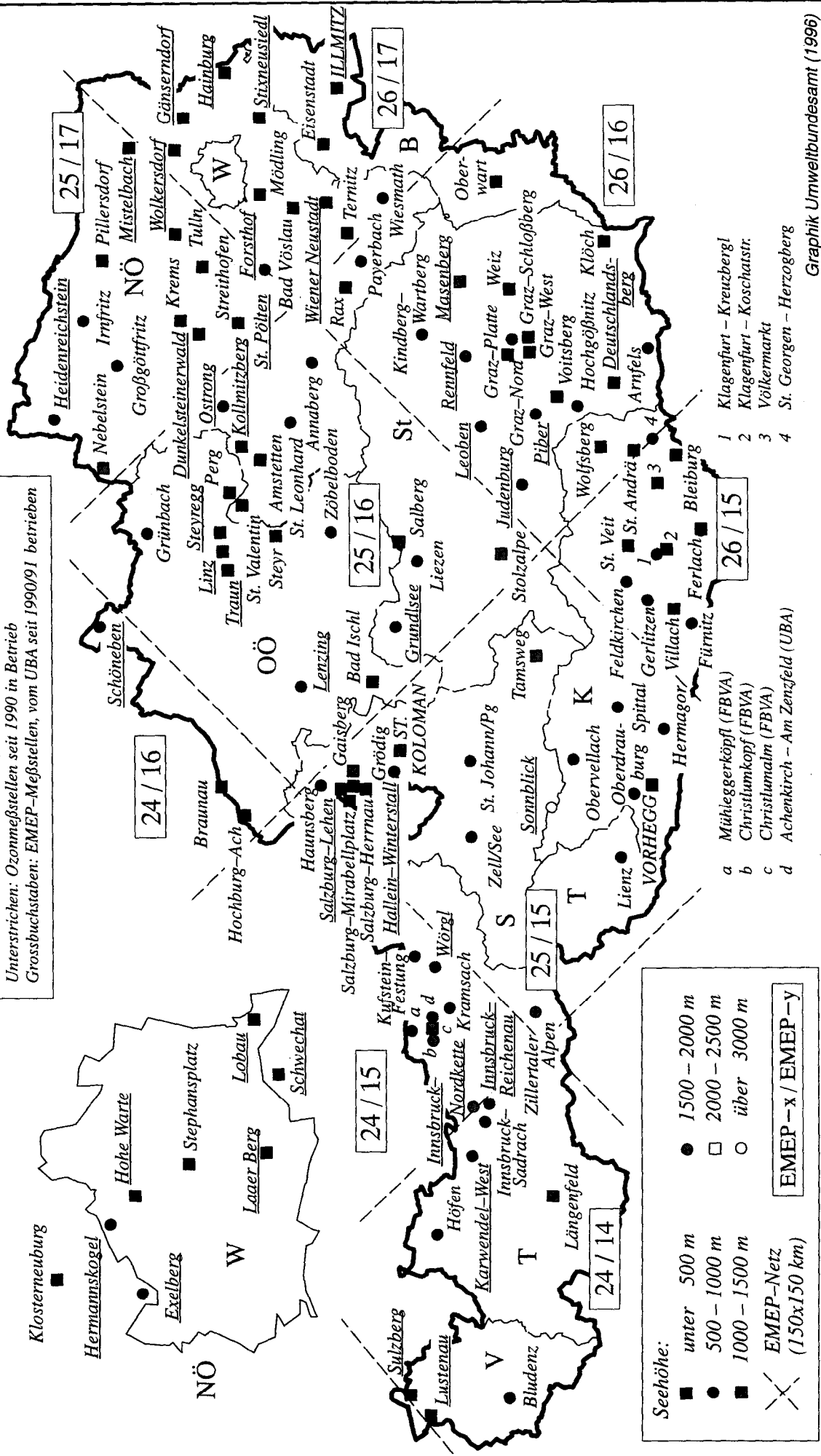
¹⁾ Als EMEP-Meßstelle seit 1990/91 betrieben

Literatur:

- [1] Critical Levels for Ozone - a UN ECE workshop report, Fuhrer J., Achermann B., Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern, 1993
- [2] Proceedings of the EMEP Workshop on the Control of Photochemical Oxidants over Europe, Environmental Documentation No 47, Air. Ballaman R., Filliger P., BUWAL, Bern, 1995.
- [3] Ozone Measurements 1990 - 1992, EMEP/CCC-Report 4/95. Hjellbrekke A., NILU, Kjeller 1995.
- [4] Workshop on Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalising the Concepts, Background Papers. University of Kuopio, Finland 1996.
- [5] Kumulative Ozonbelastung in Österreich. Berechnung und Darstellung nach dem Konzept der kritischen Belastungsgrenzen („Critical Levels“), Schneider J., Loibl W., Spangl W., UBA-96-127, Wien 1996.

Ozonmessstellen in Österreich 1996

Unterstrichen: Ozonmessstellen seit 1990 in Betrieb
 Grossbuchstaben: EMEP-Messstellen, vom UBA seit 1990/91 betrieben



Seehöhe:

- unter 500 m
- 500 - 1000 m
- 1000 - 1500 m
- über 3000 m

EMEP-Netz
 (150x150 km)

EMEP-x / EMEP-y

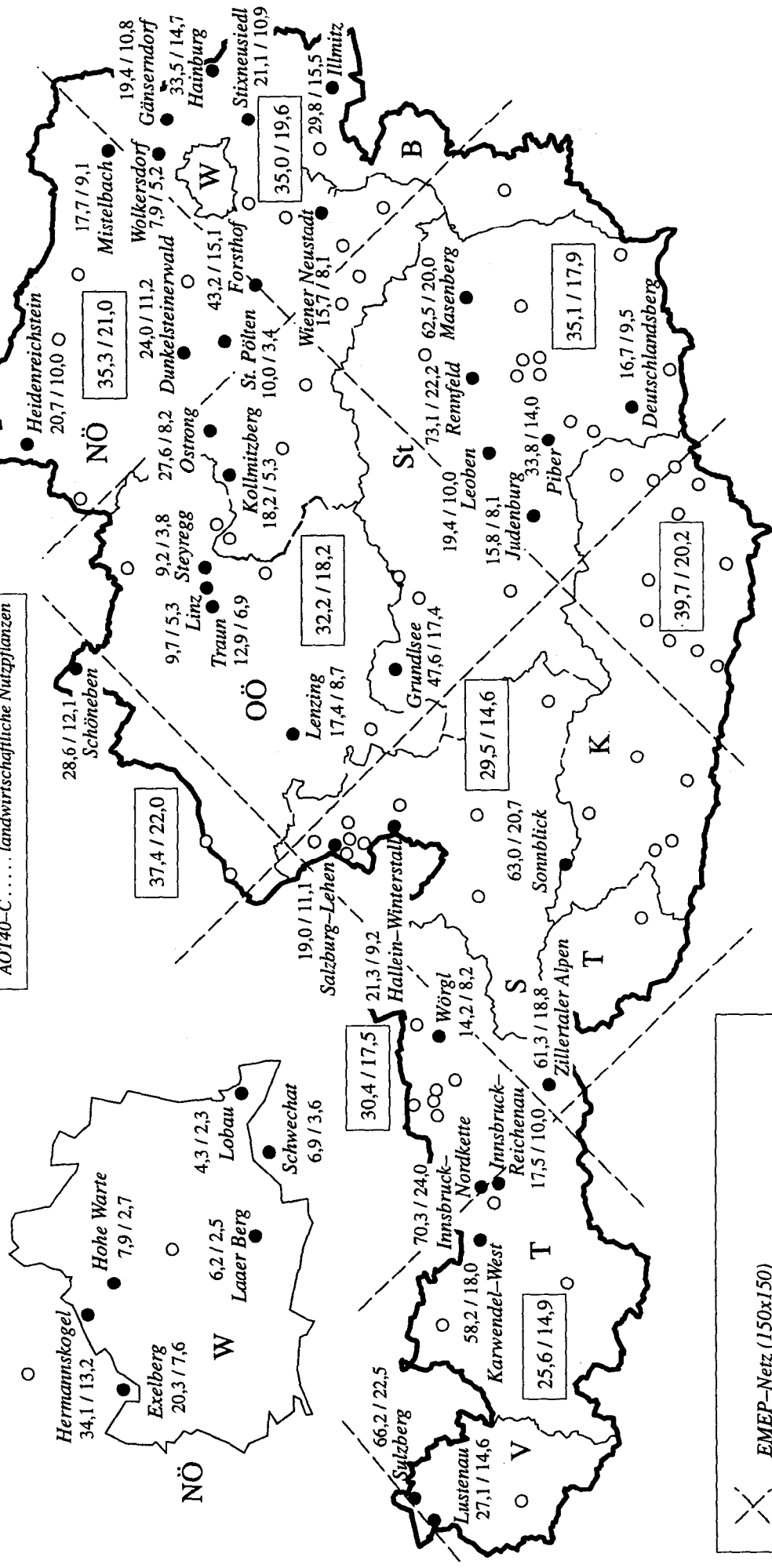
- 1 Mühlenggerköpfl (FBVA)
 - 2 Christumkopf (FBVA)
 - 3 Christlumalm (FBVA)
 - 4 Achenkirch - Am Zenzfeld (UBA)
- 1 Klagenfurt - Kreuzberg!
 - 2 Klagenfurt - Koschatstr.
 - 3 Völkermarkt
 - 4 St. Georgen - Herzogberg

Graphik Umweltbundesamt (1996)

Abbildung 1

AOT40-Werte (ppm · h)

AOT40-F Wald
 AOT40-C landwirtschaftliche Nutzpflanzen



EMEP-Netz (150x150)
 Ergebnisse des
 EMEP-Photooxidantien-Modells
 AOT40-F / AOT40-C

Abbildung 2