

Ferntransporte von Luftverunreinigungen nach Baden-Württemberg

1975 - 2000

25
JAHRE





IV, 21
037, 003

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Luftqualität, Lärm, Verkehr 3

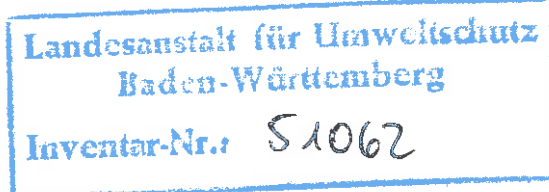
Ferntransporte von Luftverunreinigungen nach Baden-Württemberg



Herausgegeben von der
Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg
1. Auflage

Karlsruhe 2000

16. Jan. 2001

**IMPRESSUM****Herausgeber**

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

76157 Karlsruhe · Postfach 21 07 52,
<http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de>**ISSN**

0949-0280 (Bd. 3, 2000)

**Projektbear-
beitung**Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Abteilung 3 – Industrie und Gewerbe, Kreislaufwirtschaft
Dr. Dieter Ahrens
Rheinisches Institut für Umweltforschung an der Universität zu Köln
Dr. Christoph Kessler**Umschlaglayout**

Stephan May · Grafik-Design, 76227 Karlsruhe

Titelbild

Jutta Ruloff · Dipl.-Designerin, 76275 Ettlingen

Druck

Grube & Speck, 76137 Karlsruhe

Umwelthinweis

gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier

Bezug überVerlagsauslieferung der LfU bei JVA Mannheim -
Druckerei, Herzogenriedstr. 111, 68169 Mannheim
Telefax 0621/398-370

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

	Zusammenfassung	5
1	Anlass und Zielsetzung	7
2	Emission und Ausbreitung von Luftverunreinigungen in Europa	7
2.1	Das Modellsystem EURAD	8
2.2	Vergleich von Modellergebnissen mit Messungen	15
3	Ergebnisse	16
3.1	Sommersituationen mit hohen Ozonkonzentrationen	16
3.2	Wintersituation mit hohen Konzentrationen an Stickstoffdioxid	27
3.3	Depositionen in Baden-Württemberg	27
4	Ausblick	34
	Literatur Hinweis	35
	Liste der Abkürzungen	35

Zusammenfassung

Bisher war der Eigenanteil Baden-Württembergs an den im Land auftretenden Immissionsbelastungen nur näherungsweise bekannt. Es lagen keine gesicherten Zahlenwerte zum grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen vor.

Die Landesanstalt für Umweltschutz hat deshalb mit der Universität Köln 1997 bis 1999 ein Projekt zur Bestimmung der Immissionsbilanz von Baden-Württemberg durchgeführt. Dabei wurden ausgehend von einem europaweiten Emissionskataster, mit einem speziellen großräumigen Ausbreitungs- und Luftchemiemodell die für das Land resultierenden Bilanzgrößen berechnet. Ergebnisse liegen jetzt für typische Wetterlagen mit jeweils hohen Konzentrationen an Luftverunreinigungen vom Hochsommer 1994 und vom Winter 1997 vor.

Im Sommer steht die Ozonbelastung und die räumliche Verteilung der Ozonkonzentration im Vordergrund des Interesses. Im Winter sind die Ozonkonzentrationen dagegen so niedrig, dass sie lufthygienisch unbedeutend sind. Für diese Jahreszeit ist Stickstoffdioxid die Leitkomponente der Luftverunreinigungen.

Um die Auswirkungen von Maßnahmen zur Emissionsminderung in Baden-Württemberg beurteilen zu können, wurden für beide Episoden jeweils die Immissionskonzentrationen mit den in Baden-Württemberg tatsächlich freigesetzten Emissionen und zum anderen ohne anthropogene Emission im Land berechnet. Letzteres bedeutet, dass in Baden-Württemberg überhaupt keine vom Menschen verursachten Emissionen entstehen würden, lediglich die natürlichen, biogenen Emissionen, bleiben erhalten.

Die Berechnungen zeigen, dass selbst eine derartige Emissionsminderungen um 100 % nur zu einer Absenkungen der Ozonkonzentration von maximal 25 % führen kann. In diese Berechnung gehen alle sommerlichen Wettersituationen ein, also auch solche, die eine geringere Ozonbelastung aufweisen. Betrachtet man einzelne Tage mit sehr hoher Ozonbelastung, an denen der

Informationswert von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten wurde, ergeben sich aber teilweise durchaus höhere Minderungsraten. Das bedeutet, dass mit drastischen Emissionsminderungen in Einzelfällen durchaus Überschreitungen kritischer Schwellen der Ozonkonzentration vermieden werden können. Allerdings muss dabei beachtet werden, dass bei diesen Berechnungen 100 Prozent Minderung der durch menschliche Aktivitäten verursachten Emissionen zu Grunde gelegt wurden, was in der Realität nie zu erreichen sein wird. Die Modellergebnisse zeigen damit die theoretisch überhaupt mögliche Spanne der Immissionsentlastung auf.

Der im Durchschnitt relativ geringe Ozonrückgang in Baden-Württemberg trotz der gänzlich fehlenden künstlichen Emissionen hat seine Ursache auch darin, dass ständig große Mengen Ozon von den benachbarten Bundesländern und Staaten herantransportiert werden bzw. durch das Landesgebiet hindurchströmen. Deshalb wurde zusätzlich geprüft, welchen Einfluss Emissionsminderungen auf einer noch größeren Fläche bewirken. Dazu wurden im Rechenmodell neben Baden-Württemberg auch die Bundesländer Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz und Thüringen emissionsmäßig „abgeschaltet“. Bei diesem unrealistischen Szenario mit Nullemissionen über eine sehr große Fläche ergibt sich, dass es dann im gesamten Gebiet zu einer deutlichen Abnahme der Ozonkonzentration kommt. Besonders Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz im Kern des Gebietes profitieren von den flächenhaften Minderungsmaßnahmen am meisten. In vielen Landesteilen wäre ein Rückgang der Ozonimmission bis zu 40 Prozent möglich.

Zusammenfassend ergeben die verschiedenen Rechnungen bezüglich der Ozonbelastung folgendes Ergebnis:

- Eine wirksame Minderung der Ozonkonzentration ist nur durch eine drastische Absenkung der Emissionen der Vorläufersubstanzen erreichbar, und zwar sowohl von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC) wie auch von Stickstoffoxiden (NO_x).

- Die Absenkung der Ozonkonzentration ist um so wirkungsvoller, je länger und großflächiger die Emissionsminderungen durchgeführt werden, da dann während hochsommerlicher Episoden der Aufbau eines europaweiten Ozonsockels verhindert und so die Überschreitung kritischer Schwellenwerte vermieden wird.
- Wenig wirkungsvoll sind kurzfristige Maßnahmen mit nur geringen Emissionsminderungen, die erst einsetzen, wenn eine hohe Konzentrationsschwelle schon überschritten ist. Das dann bereits vorhandene Ozon wird nur langsam abgebaut und aus den immer noch vorhandenen Restemissionen an Vorläufersubstanzen entsteht weiterhin Ozon.

Bei der winterlichen Belastung durch Stickstoffoxide zeigt sich eine enge räumliche Kopplung der Immissionen an die Emissionsgebiete. Hauptbelastungsräume sind in Baden-Württemberg das Oberrheingebiet und der mittlere Neckarraum. Ursache hierfür ist das starke Verkehrsaufkommen mit den daraus resultierenden hohen Stickstoffoxid-Emissionen in diesen Gebieten und die häufig schlechten Ausbreitungsverhältnisse im Winter. Emissionsminderungen würden sich überwiegend regional auswirken und dort am stärksten, wo hohe Konzentrationen vorherrschen. Verminderungen der Stickstoffoxid-Emissionen führen also direkt zu prozentual vergleichbaren Immissionsminderungen im eigenen Land. Dies gilt auch für realistische, tatsächlich mögliche Emissionsminderungen und nicht nur für den hier untersuchten Extremfall einer Nullemission.

Zur Abschätzung des Eigenanteils Baden-Württembergs an der Deposition, d.h. den Stoffeinträgen in den Erdboden, wird ebenfalls die Differenz zwischen den abgelagerten Mengen im Real-

und im Nullfall gebildet. Dadurch kann der Anteil, welcher durch Emissionen aus Baden-Württemberg verursacht wird und nicht aus den angrenzenden Ländern eingetragen wird, ermittelt werden. Für die Deposition sind nicht nur die gasförmigen Luftverunreinigungen, sondern auch deren aerosolförmige Umwandlungsprodukte wie z.B. Nitrat und Sulfat von Bedeutung. Die vielen Einzelkomponenten werden zu Stoffgruppen zusammengefasst, von denen Schwefel- und Stickstoffverbindungen Mengen- und Wirkungsmäßig die Wichtigsten sind, weil sie für eutrophierende Nährstoffeinträge in den Boden und für die langfristige Versauerung verantwortlich sind.

Der Eigenanteil Baden-Württembergs an der Deposition von Schwefelverbindungen beträgt nur noch 14 Prozent, während der Anteil an den Stickstoffverbindungen bis zu 43 Prozent ausmacht. Daraus folgt, dass eine weitere Minderung von Schwefelemissionen allein in Baden-Württemberg zu keinem bedeutenden Rückgang der Schwefel-deposition führen wird.

Dagegen ist bei den Stickstoffverbindungen im eigenen Land durchaus ein Potenzial für eine Verminderung der Deposition zu erkennen. Dabei muss bedacht werden, dass mit einer Minderung der Stickstoffemission auch eine Verringerung der Immissionsbelastung in der Luft erreicht wird. Mengenmäßig übersteigt die Stickstoffdeposition die Schwefeldeposition heute schon bei weitem. Außerdem ist durch europaweite Emissionsminderungen mit einem weiteren Rückgang der Schwefeldeposition zu rechnen, so dass die Stickstoffablagerung aus der Luft zur entscheidenden Komponente für den Nährstoffeintrag in die Ökosysteme wird.

1 Anlass und Zielsetzung

Baden-Württemberg verfügt über ein weitverzweigtes Netz von Messstationen, die ständig die wichtigsten Luftverunreinigungen überwachen. Trotzdem kann aus diesen zeitlich und räumlich sehr dichten Informationen nicht auf den Import- und Exportanteil der Luftverschmutzung geschlossen werden, weil die Messungen nur in der Nähe des Erdbodens zur Beurteilung der Atemluftqualität in 2-3 Meter Höhe stattfinden. Luftverunreinigungen verteilen sich aber auf mehrere tausend Meter Höhe und Ferntransporte finden bevorzugt in größeren Höhen statt.

Außerdem können nicht alle luftchemischen Umwandlungs- und Abbauprodukte ständig messtechnisch erfasst werden. Die Ablagerungsraten auf natürlichen Oberflächen (Deposition) wie Wälder und Seen sind routinemäßig überhaupt nicht bestimmbar.

Somit lagen bisher keine gesicherten Zahlenwerte des grenzüberschreitenden Transportes von Luftverunreinigungen für Baden-Württemberg vor. Der Eigenanteil des Landes an den auftretenden Immissionsbelastungen bezüglich Konzentrationen in der Luft und Deposition war nur näherungsweise bekannt.

Die einzige Möglichkeit, um belastbare Zahlen und stoffspezifische Bilanzen zu erhalten, besteht dar-

in, theoretische Berechnungen mit allen verfügbaren Daten zur Emission, Ausbreitungsklimatologie und Luftchemie durchzuführen. Erst die Forschungsarbeiten der letzten Jahrzehnte und die Entwicklung leistungsfähiger Computer haben diese Möglichkeit der Berechnung eröffnet.

Im europäischen Rahmen sind durch verschiedene Forschungszentren in den vergangenen Jahren detaillierte Emissionskataster und Ausbreitungsmodelle für den europäischen Raum entwickelt worden. In Deutschland werden diese u.a. von der EURAD-Gruppe an der Universität zu Köln betreut und angewendet. Die Landesanstalt für Umweltschutz hat mit dieser Institution 1997-1999 ein Projekt zur Bestimmung der Immissionsbilanz von Baden-Württemberg durchgeführt. Dabei wurden die Emissionen in ganz Europa berücksichtigt und mit einem speziellen großräumigen Ausbreitungs- und Luftchemiemodell die für das Land resultierenden Bilanzgrößen berechnet.

Ergebnisse liegen jetzt für typische Wetterlagen im Hochsommer und im Winter vor. Im Sommer ist vor allem die Darstellung von Ozon sowie den zahlreichen luftchemischen Umwandlungsprodukten wie zum Beispiel Nitrat und Ammonium von Bedeutung. Im Winter stehen die Belastungen mit Stickstoffoxiden und die Deposition von Schwefelverbindungen im Vordergrund.

2 Emission und Ausbreitung von Luftverunreinigungen in Europa

Die Berechnung der Emission, des Transportes in der Atmosphäre und der chemischen Umwandlung während der Ausbreitung sowie der Deposition von Luftverunreinigungen ist Voraussetzung für

- die Beurteilung von Wirkungen der Luftverunreinigungen und
- der Durchführung wirksamer und ökonomisch vertretbarer Luftreinhaltemaßnahmen.

Das Modellsystem EURAD „Europäisches Ausbreitungs- und Depositionsmodell“ ist ein Beitrag

zum besseren Verständnis des Schadstoffproblems in der Atmosphäre und eine Methode zur Ermittlung der räumlichen Verteilungen von Luftverunreinigungen mit Hilfe der Computer-Simulation. Damit wurde im Rahmen der europäischen Forschungsinitiative EUROTRAC ein vielschichtiges Modellsystem aufgebaut, das für die Simulation des Ferntransportes von Luftbeimengungen im europaweiten Maßstab eingesetzt werden kann. Es eignet sich aber auch für die Anwendung auf kleinere Gebiete in der Größe von Bundesländern wie Baden-Württemberg. Bei der Entwicklung des

Gesamtsystems waren Forschungsgruppen aus ganz Europa beteiligt. Schwerpunkte des EURAD-Systems und seiner Anwendung sind:

- Simulation ausgewählter Episoden des Ferntransportes von Schadstoffen während sommerlicher Fotosmog - Lagen in Europa.
- Ständige Verbesserung der Emissionsdatenbasis und zeitlich aufgelöste Simulation der Emission zur Erhöhung der Zuverlässigkeit der Ausbreitungs- und Depositionsmodelle.
- Simulation von Schadstofftransport und luftchemischer Umwandlung mit höherer räumlicher Auflösung unter Benutzung geeigneter, kleinerer Modelle. Dabei erfolgte eine fortlaufende Verbesserung und Anpassung der luftchemischen und meteorologischen Parameter für solche, verglichen mit dem europäischen Maßstab, kleinräumigeren Ausbreitungsvorgänge.

2.2 Das Modellsystem EURAD

Das komplexe Modellsystem EURAD wird seit mehr als zehn Jahren entwickelt und in mehreren nationalen und europäischen Forschungseinrichtungen ständig erweitert und an aktuelle Entwicklungen in Luftchemie, Ausbreitungsmeteorologie und Computersimulation angepasst.

Den Kern des EURAD-Modell-Systems bildet ein Chemie-Transport-Modell, in dem alle am Prozess beteiligten chemischen Substanzen gleichzeitig bearbeitet werden. Im Gegensatz zu einfacheren Ausbreitungsmodellen, wie sie z. B. in der TA-Luft verwendet werden, die stets von nur einem einzigen Stoff ohne chemische Reaktionen (inerte Stoffe) ausgehen, werden im EURAD-System alle Stoffe gleichzeitig und mit ihren chemischen Wechselwirkungen behandelt. Das EURAD-System ist somit für die europaweite episodenhafte Simulation von Schadstofftransporten, insbesondere von Ozon und seinen Vorläufersubstanzen, Schwefeloxiden und Stickstoffoxiden, geeignet.

Das EURAD-Ausbreitungsmodell, das in seiner Grundversion zur Bestimmung von Transport- und

Depositionsflüssen für ganz Europa eingesetzt wird, konnte in dieser Studie für ein kleineres und feiner aufgelöstes Untersuchungsgebiet erweitert werden. Es wird ein so genanntes „Nesting“-Verfahren angewendet, bei dem zunächst die maßgeblichen Prozesse in einem großen Gebiet mit größerer Maschenweite berechnet werden. Die Ergebnisse dieses Rechenlaufes im Muttergebiet dienen als Anfang und Randwerte für einen oder mehrere Rechnungen im Tochtergebiet (Nest) mit feinerer Maschenweite und damit höherer räumlicher Auflösung. Dies berücksichtigt einerseits die natürliche Verflechtung des großräumigen Schadstofftransportes, liefert aber genauere Ergebnisse für das eigentlich interessierende Gebiet und begrenzt den großen Bedarf an Rechenleistung.

Um die Ausbreitung und chemischen Umwandlungen im Untersuchungsgebiet „Baden-Württemberg“ und der angrenzenden Länder genügend hoch auflösen zu können, wurde im vorliegenden Fall einmal „genestet“. Das Muttergitter hat eine Gitterweite von 36 km und besteht aus 60 x 60 Maschen, d.h. es überdeckt eine Fläche von 2160 x 2160 km. Es enthält damit weite Teile Europas und reicht von Sizilien im Süden bis nach Schweden im Norden. Im Westen reicht es von Irland bis nach Weißrußland im Osten, vergleiche Abbildung 1.

Das Tochtergitter (Nest) hat eine Gitterweite von nur noch 12 km bei 55 x 55 Maschen. Es wurde so platziert, dass Baden-Württemberg etwa im Zentrum liegt. Andererseits wurden nahegelegene, stark emissionsbehaftete Gebiete wie Nordrhein-Westfalen und Sachsen ebenfalls noch vollständig mit hineingenommen.

Da es sich um ein dreidimensionales Ausbreitungsmodell handelt, müssen auch in der vertikalen Richtung Rechenmaschen angesetzt werden. In der Vertikalen wurden 11 Schichten angeordnet. Die unterste Schicht reicht bis etwa 40 m Höhe über dem Erdboden, die höchste Schicht endet mit zunehmender Maschenweite bei etwa 16 km Höhe, d. h. bereits in der Stratosphäre.

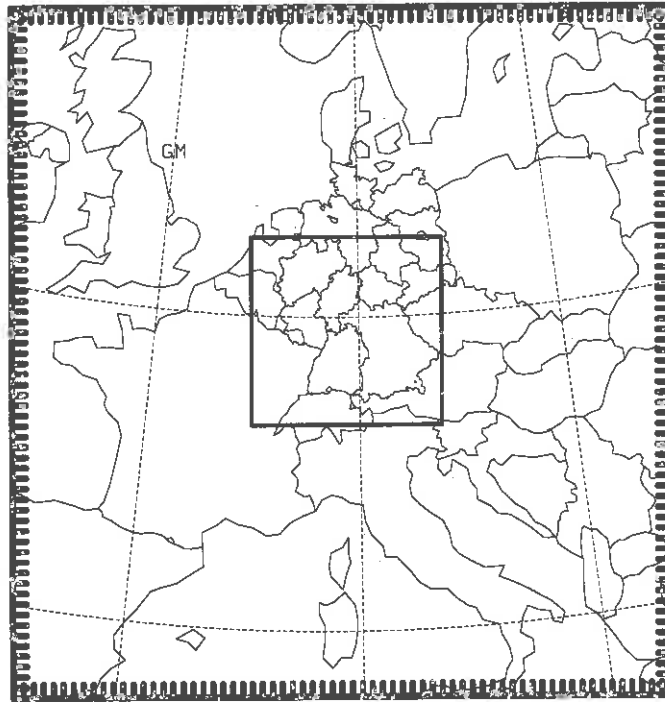


Abbildung 1: Europakarte mit äußerem Rechengitter und innerem, feiner aufgelöstem Rechengitter

Zur Berechnung der **Emissionen** standen die Emissionskataster von Flächenquellen und Punktquellen aus dem EEM-System (EURAD Emissions-Modell) zur Verfügung. EEM wird aus verschiedenen Datenquellen, wie z. B. CORINAIR gespeist. Mit Hilfe von Einwohnerstatistik, Landnutzung und Produktionsindex sowie von Einzeldaten für große Quellen wird die räumliche und zeitliche Struktur der Emission berechnet. EEM wird durch entsprechende Arbeitsgruppen jährlich aktualisiert und gibt damit den Stand der Emission in Europa im jeweiligen Bezugsjahr wieder. In der Abbildung 2 ist die räumliche Verteilung der Emissionen im großen Gitter für Stickstoffoxide (NO_x) und leicht flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC) für Europa dargestellt. Diese Abbildung ist als Beispiel zu verstehen, da auch für alle anderen Stoffe wie z.B. Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid Emissionsdaten in der gleichen räumlichen Auflösung vorliegen. Ebenso sind die biogenen Emissionen berücksichtigt, deren Emissionsrate in hohem Maße von der Lufttemperatur und dem Wetterverlauf abhängen. Im weiteren Verlauf der Untersuchung von sommerlichen Situationen sind die NO_x - und VOC - Emissionen für die Ozonbildung von besonderer Bedeutung, weshalb deren Emissionsverteilung als Beispiel gewählt wurde.

Man erkennt für die Stickstoffoxide Emissionsschwerpunkte in den Benelux-Ländern in Nordfrankreich, entlang der Rheinschiene, in Norditalien, in England und in Sachsen. Die Emissionen von VOC sind gleichförmiger über Europa verteilt. Schwerpunkte sind hier wiederum die Benelux-Länder und Nordrhein-Westfalen, aber auch die Mittelmeerländer, sowie Tschechien und Schweden.

Für eine realistische Berechnung der Ausbreitung und der luftchemischen Umsetzungen sind Emissionsdaten mit hoher zeitlicher, das heißt stündlicher Auflösung für die gewählten Gebiete und Episoden notwendig. In der Abbildung 3 sind für das Teilgebiet Baden-Württemberg die stündlichen Emissionsraten von NO_x und VOC für die Sommerperiode vom 21. Juli bis 8. August dargestellt. Man erkennt einerseits den stark schwankenden Emissionsverlauf mit den großen Unterschieden zwischen Nacht und Tag, andererseits auch die allgemeine Absenkung der Emissionen an den Wochenenden zum Beispiel durch verminderten Autoverkehr und ruhende Industrieproduktion.

Die Beschreibung der **chemischen Umwandlung** der Luftinhaltsstoffe in der Gasphase geschieht mit einem komplexen Reaktionsmodell RADM2

(Regional Acid-Deposition Model). Hier werden 156 verschiedene chemische Reaktionen zwischen 62 verschiedenen Stoffen beschrieben. Weitere Gleichgewichtsreaktionen erfassen die Umsetzung in der Nassphase, d. h. in Wolken und Regen. Damit wird die Bildung sogenannter sekundärer Aerosole berücksichtigt, d.h. der Übergang von den emittierten Gasen zu Partikel, z.B. vom Schwefeldioxid zum Sulfataerosol.

Die endgültige Entfernung von Luftverunreinigungen aus der Atmosphäre erfolgt durch die **Deposition**, d. h. durch die Ablagerung am Boden. Im EURAD Modellsystem kann sowohl die trockene Ablagerung wie auch die nasse Ablagerung, d. h. durch Regen, Tau usw. berechnet werden. Dabei werden die unterschiedlichsten Prozesse, die schließlich zur Ablagerung der Stoffe am Boden führen, betrachtet. Eine notwendige Eingangsgröße ist die Art der Landnutzung, d. h. es wird unterschieden zwischen Wald, Städten, landwirtschaftlicher Nutzung oder Wasseroberflächen. Die Deposition wird weiter beeinflusst durch die Stoffeigenschaften, den Turbulenzgrad der Atmosphäre und den Zustand des Bodens wie nass oder trocken. So hat z. B. Ozon eine nur sehr geringe Depositionsgeschwindigkeit über Wasser. Dadurch kann Ozon über dem Meer weit transportiert werden. Die Depositionsgeschwindigkeit von stark wasserlöslichen Gasen hingegen, wie z.B. Schwefeldioxid, nimmt bei feuchtem Boden um ein Mehrfaches zu. Solche Effekte werden im entsprechenden Depositions-Modul von EURAD simuliert.

Den speziellen Ergebnissen der Depositionsberechnung für Baden-Württemberg kommt ein erheblicher wissenschaftlicher und praktischer Erkenntnisgewinn zu. Die reale Deposition ist nur äußerst aufwendig messtechnisch zu erfassen, deshalb konnte sie flächendeckend bisher noch nicht ermittelt werden.

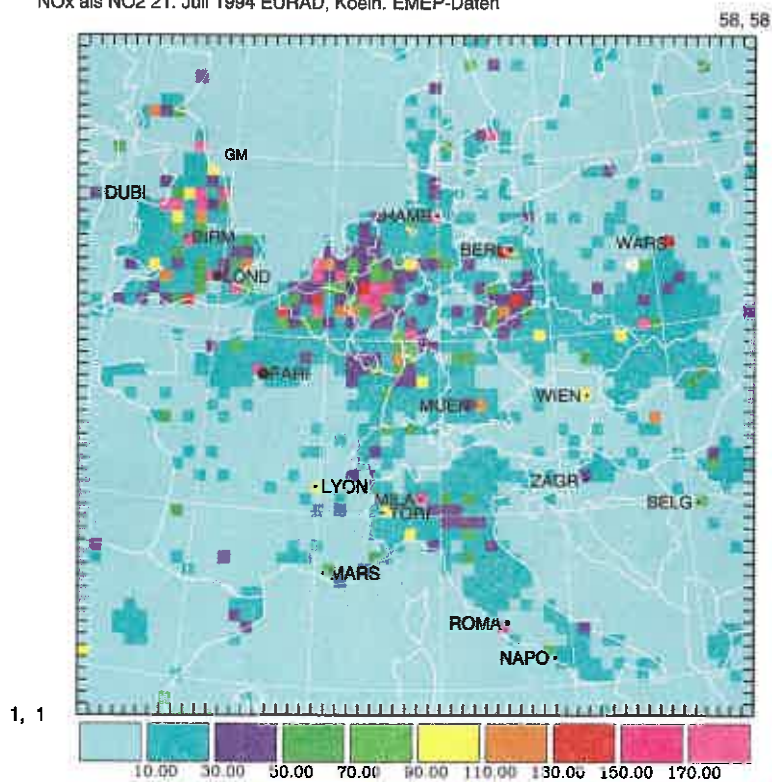
Die **Ausbreitungsrechnung** in EURAD erfolgt mit realen meteorologischen Daten, wie Wind, Temperatur, Druck, Turbulenzzustand usw., welche aus den Analysen des „European Center for Meteorological Weather Forecast“ (ECMWF) bereitgestellt werden. Ohne auf Details der Bearbeitung eingehen zu wollen, zeigt die Abbildung 4 exemplarisch

wie kompliziert bei einer gewissen meteorologischen Situation die Ausbreitung über Europa sein kann. Das Ausbreitungsmodell muss in der Lage sein solche Fälle zu beherrschen und möglichst genau zu simulieren. In der Abbildung 4 sind die Landumrisse Europas schematisch dargestellt. Man erkennt, dass in der bodennäheren Atmosphäre die Luft aus östlichen Richtungen nach Baden-Württemberg herangeführt wurde. Dagegen herrschten in einer Höhe von 3 bis 5 km südwestliche Winde. Somit ergaben sich auch verschiedene Vorbelastungen der Luftmassen, welche sich im Zentrum über Baden-Württemberg mischten (Endpunkt der Luftpfade ist Stuttgart). Aus dem Osten wurden im Wesentlichen mit SO₂ und VOC beladene Luftmassen transportiert, während aus dem Westen über die Quellregionen in Nordfrankreich und dem Rheingebiet zusätzlich mit Stickstoffoxiden angereicherte Luftmassen herangeführt wurden.

Welchen großen Einfluss die tageszeitlichen Veränderungen der Atmosphäre durch Lufttemperatur, Wind und Turbulenz auf die Verteilung der Luftverunreinigungen haben und wie differenziert sie durch das Modell berechnet werden, zeigt die Abbildung 5. Dargestellt ist die vertikale Ozonkonzentration über Europa in einem Schnitt von Westen nach Osten für die Sommersituation vom 27.07.1994 bis in eine Höhe von etwa 7 km. Der linke Rand der Darstellung befindet sich etwa bei Brest in der Bretagne, der rechte Rand bei Cernovcy in der Ukraine. Das unterlegte Gelände-relief zeigt als höchste Erhebung die Tatra, westlich davon den Bayerischen Wald, östlich davon die Karpaten.

Im oberen Teil der Abbildung ist die Situation nachmittags und im unteren Teil in der Nacht dargestellt. Man erkennt neben den hohen Ozonkonzentrationen in der freien Troposphäre zwischen 600 bis 400 hPa (etwa 4000 bis 7000 Meter) weitere Zonen mit erhöhten Konzentrationen in einer Schicht zwischen dem Erdboden und 800 hPa (etwa 2000 Meter). Nachdem sich tagsüber in der bodennahen Atmosphäre hohe Ozonkonzentrationen aufgebaut haben, werden diese in einer vergleichsweise flachen Schicht am Erdboden, welche teilweise nur wenige hundert Meter hoch ist, nachts wieder abgebaut. Der nächtliche Rück-

CTM2 w5v CA0 TIME(ymd): 94 7 21
 NOx als NO2 21. Juli 1994 EURAD, Koeln. EMEP-Daten



CTM2 w5v CA0 TIME(ymd): 94 7 21
 VOC 21. Juli 1994 EURAD, Koeln. EMEP-Daten

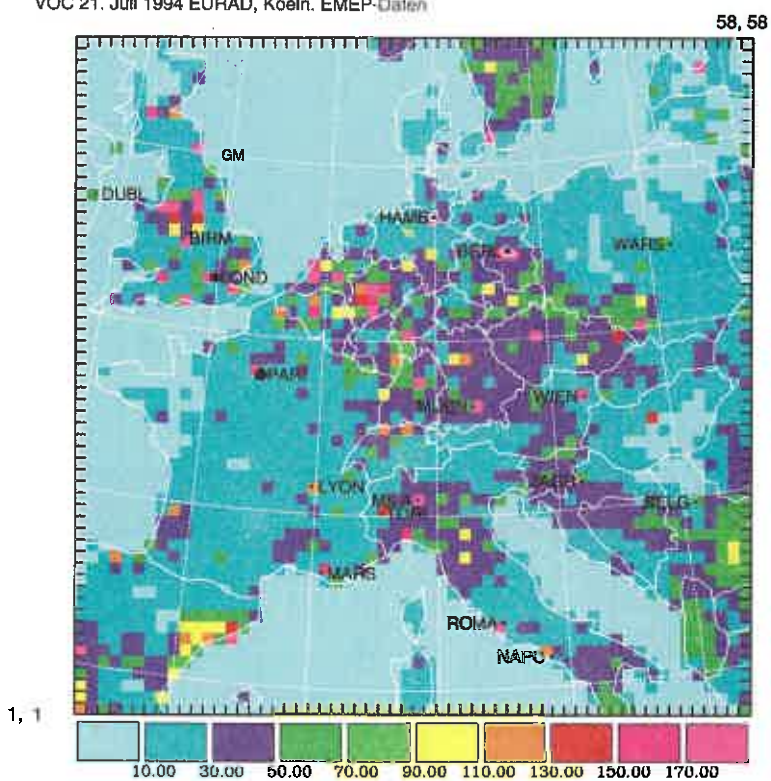


Abbildung 2: Räumliche Verteilung der Emissionen in Europa für den 21. Juli 1994
 Oben: Stickstoffoxide (berechnet als NO₂)
 Unten: Flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC)
 Angaben in kg/Tag

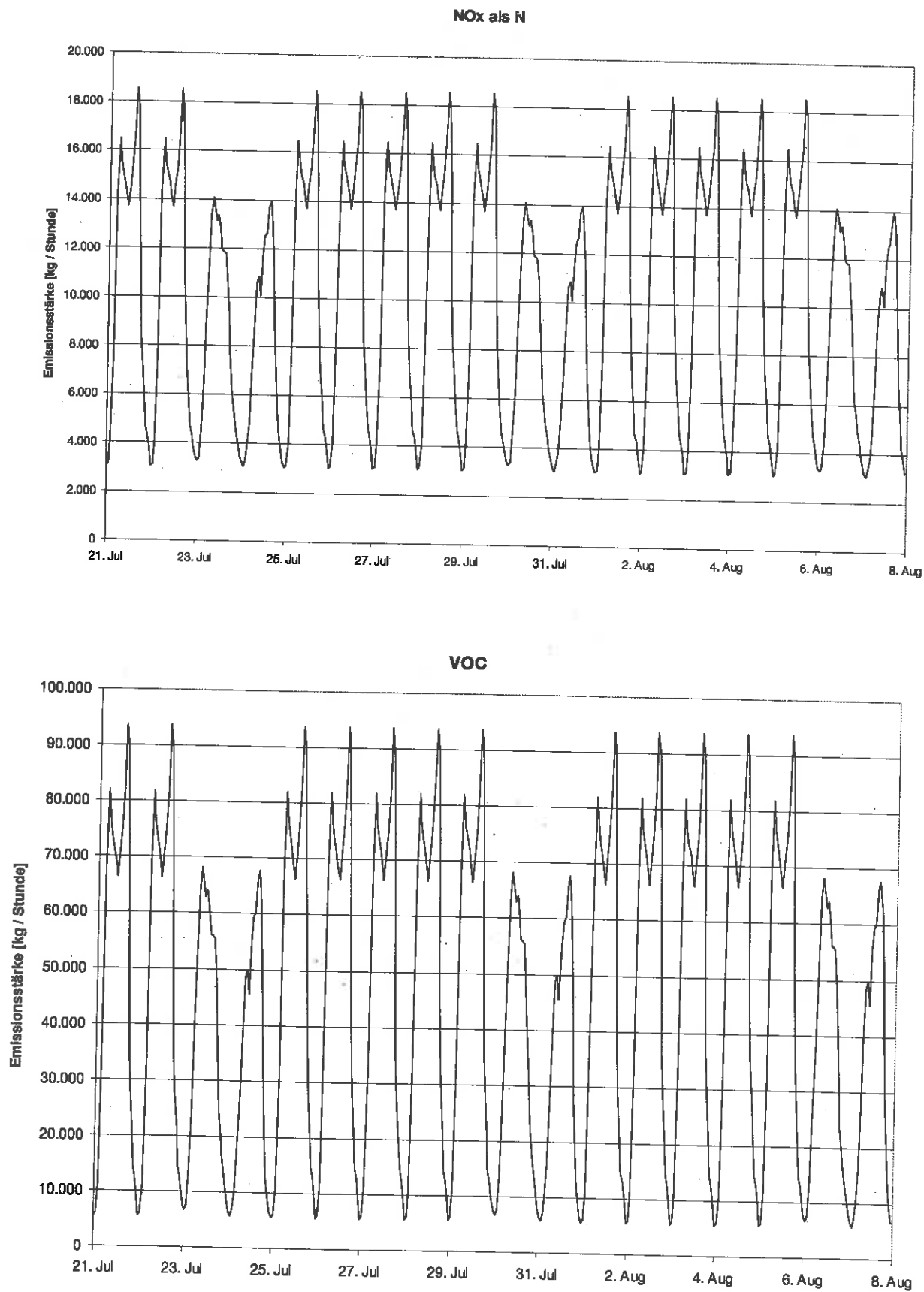


Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf in stündlicher Auflösung der Emission von Stickstoffoxiden (NO₂) und flüchtigen Kohlenwasserstoffen (VOC) für das Teilgebiet Baden-Württemberg vom 21.7. bis 8.8.1994 als Beispiel für den Tages- und Wochengang der Emission

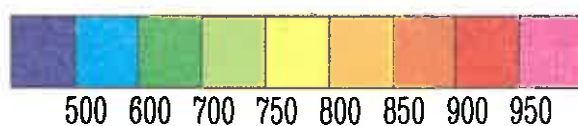
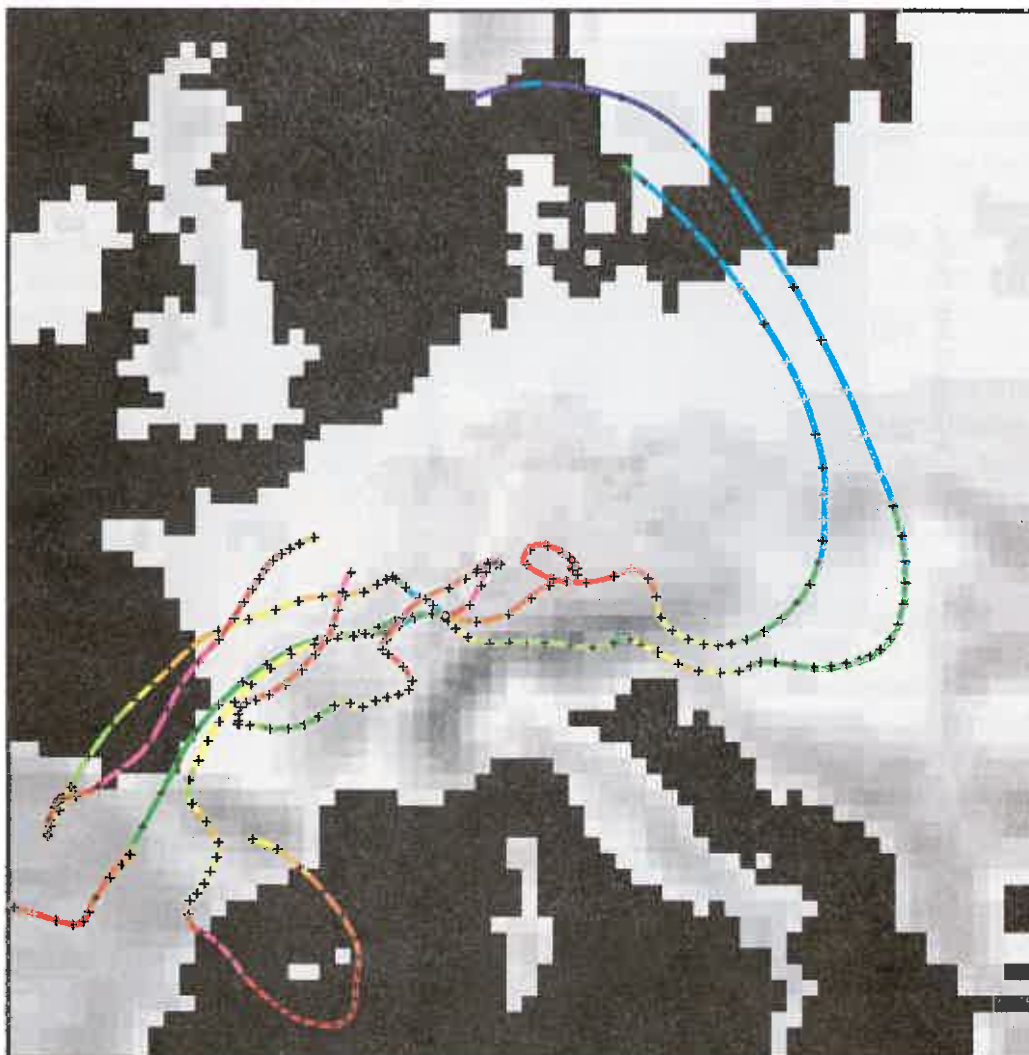


Abbildung 4: Zugbahnen der Luftmassen in verschiedenen Höhen (Rückwärts-Trajektorien) mit Ankunftsort "Mittlerer Neckarraum" am 27.7.1994 24 Uhr. Der Abstand der Kreuze entspricht einer Wegstrecke von jeweils 3 Stunden. Die Farben zeigen die vertikalen Höhenveränderungen während des Transportes der jeweiligen Luftmasse in Druckstufen (Skala hPa)

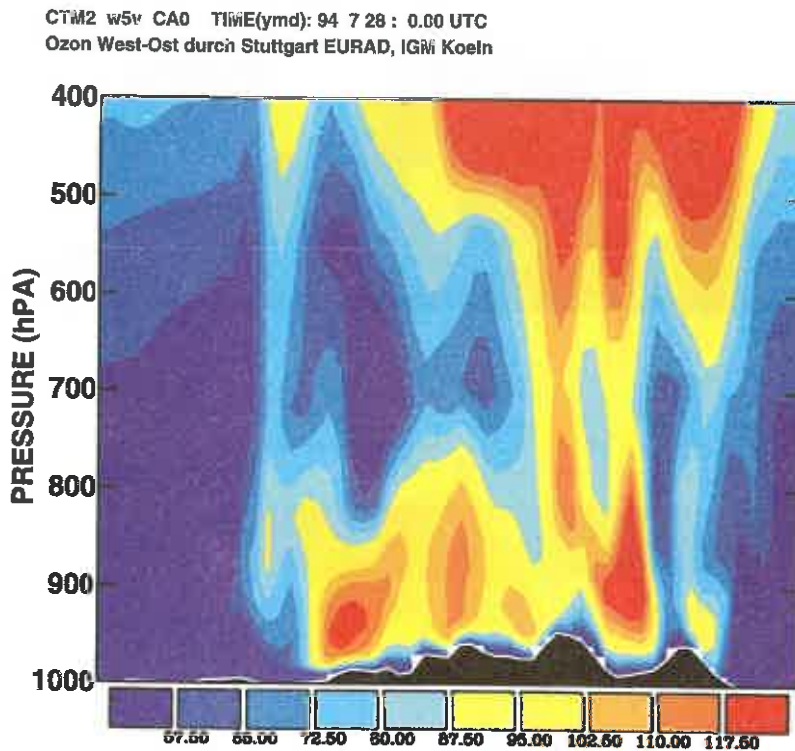
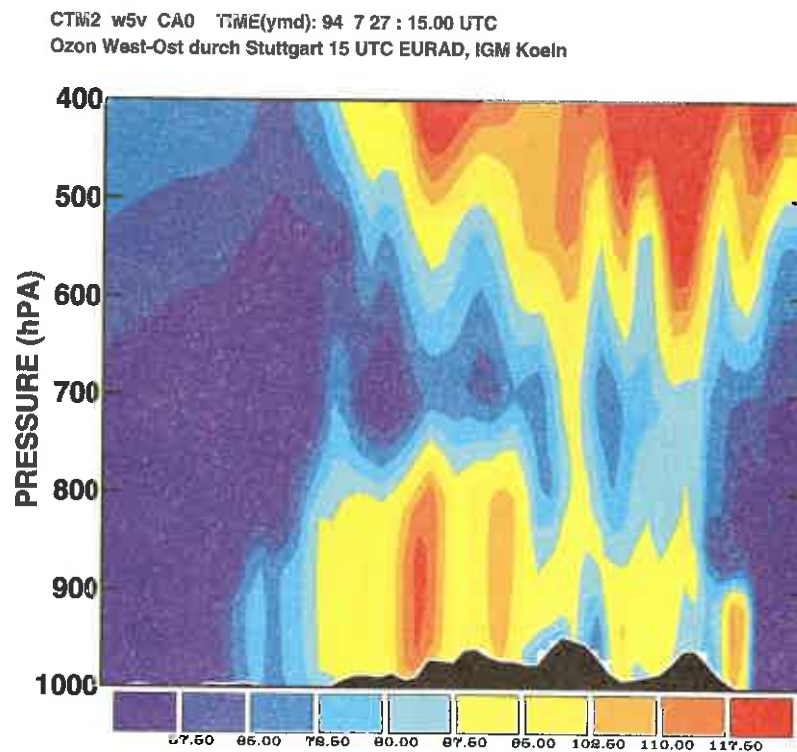


Abbildung 5: Vertikaler Schnitt durch die Atmosphäre über Europa von Westen nach Osten, in Höhe des 49. Breitengrades. Dargestellt sind die Ozonkonzentrationen bis in eine Höhe von 400 hPa, etwa 7000 Meter über Meer. Oben: Situation am Nachmittag um 17 Uhr MESZ (15 UTC) am 27.7.1994 mit maximalen Ozonkonzentrationen im Erdbodenniveau. Unten: Situation in der Nacht um 2 Uhr MESZ (0 UTC) am 28.7.1994 zur Zeit des Ozonminimums im Erdbodenniveau.

gang der Ozonbelastung, wie er durch die Luftmessstationen angezeigt wird, beschränkt sich also nur auf die untersten Luftschichten. Sogar die Berglagen haben teilweise noch Kontakt mit den höheren Ozonkonzentrationen. Darüber und in größeren Höhen der Atmosphäre bleibt die Ozonkonzentration in der sogenannten „Speicherschicht“ erhalten. Die dort verbleibende große Ozonmenge erklärt den starken Anstieg der bodennahen Ozonkonzentration am Vormittag bei einsetzender Konvektion, d.h. vertikaler Durchmischung.

Neben der vertikalen Struktur erkennt man auch starke horizontale Konzentrationsgradienten, sowohl in den unteren als auch in den höheren Luftschichten. Diese werden durch die unterschiedliche Herkunft der Luftmassen und Windrichtungen verursacht. So sind die bis in 7000 Meter Höhe reichenden geringen Ozonkonzentrationen im Westen über Frankreich durch atlantische Meeresluftmassen mit geringer Vorbelastung bedingt.

2.3 Vergleich von Modellergebnissen mit Messungen

Beim Vergleich der simulierten Konzentrationen mit gemessenen Konzentrationswerten an Luftmessstationen ist als Vorbemerkung festzustellen, dass eine hohe Übereinstimmung zwischen Modell und Messung nur dann erwartet werden kann, wenn die Auflösung des Simulationsmodells der Reichweite oder Repräsentanz der Messungen entspricht. Dabei ist zu beachten, dass das Modell für Baden-Württemberg und die angrenzenden Gebiete (Nest) Mittelwerte wiedergibt, die eine Fläche von 144 km² umfassen. Nur wenige Luftmessstationen sind so platziert, dass sie ebenfalls einen Gültigkeitsbereich in dieser Größenordnung aufweisen. Das sind im Wesentlichen die Hintergrundstationen, die entfernt von verunreinigten, städtischen Gebieten liegen. In Städten ist prinzipiell eine geringere Übereinstimmung zu erwarten, da die Werte der Luftmessstationen oft durch kleinräumige, lokale Strukturen der Luftverunreinigung beeinflusst sind.

Eine wichtige Ergebnisgröße der Modellrechnungen sind die Konzentrationen von Ozon. Ozon ist

das Endprodukt aller chemischen Umwandlungen und deswegen kann die Güte des Modells am besten anhand dieser Konzentration beurteilt werden. In der Abbildung 6 ist exemplarisch der Verlauf der Ozonkonzentration im Sommer für drei Messstationen und über drei hochbelastete Tage wiedergegeben. Es sind dies die Stationen Welzheimer Wald als ländliche Hintergrundstation sowie die Stationen Kehl und Stuttgart-Zuffenhausen mit typisch städtischer Luftbelastung durch Industrie- und Verkehrsabgase.

Aus der Abbildung 6 ist zu erkennen, dass der Tagesgang an der Hintergrundstation Welzheimer Wald am besten simuliert wird, sowohl was die täglichen Maximalwerte als auch die nächtlichen Minima betrifft. Nicht jeder gemessene Tagesgang wird gleich gut getroffen, im Mittel findet jedoch ein Ausgleich statt. Auch ist die Station Welzheimer Wald, obwohl in ländlichem Umfeld gelegen, nicht frei von Emissionseinflüssen aus der regionalen Umgebung. So liegt die emissionsstarke Backnanger Bucht nur 10 km in westlicher Richtung entfernt.

An den städtischen Stationen ist zu sehen, dass es am Abend und in der Nacht durch Emission anderer Luftverunreinigungen zu einem starken Abbau von Ozon kommt. Dies ist aber ein lokaler und auf die untersten Luftschichten beschränkter Effekt, welcher vom Modell mit einer Flächenauflösung von 12x12km nicht in vollem Umfang nachgebildet werden kann. Dieser Umstand ist aber nicht so bedeutsam wie die Tatsache, dass die täglichen Maximalkonzentrationen, welche für eine lufthygienische Beurteilung und die Bewertung von Maßnahmen wesentlich entscheidender sind, an allen drei Referenzpunkten erstaunlich gut getroffen werden. In dieser Studie wird vorrangig der Zusammenhang von Luftverunreinigungen mit Ferntransporten untersucht, deshalb sind lokale Effekte nicht sehr bedeutsam.

In der Abbildung 7 ist der Verlauf des im Winter wichtigeren Stickstoffdioxid für die ausgewählten Orte dargestellt. Auch hier zeigt sich, dass die Konzentrationsverläufe an der Hintergrundstation Welzheimer Wald wesentlich genauer wiedergegeben werden als an den von Verkehrsabgasen und anderen Luftverunreinigungen mehr gepräg-

ten städtischen Gebieten von Kehl und Stuttgart-Zuffenhausen.

Ein weiteres Prüfkriterium für den Ausbreitungs- und Transportteil des Modells ist, in wie weit die berechneten Windrichtungsverteilungen während der simulierten Episode mit der in demselben Gebiet gemessenen Windrose übereinstimmt. In der Abbildung 8 oben ist die aus den Rechnungen abgeleitete Windrose für die Sommerepisode aus einem Gebiet im Rheingraben nördlich von Karlsruhe dargestellt. Im unteren Teil die gemessene Windrose von der Station Karlsruhe-West. Es zeigt sich, dass in den 21 Tagen Simulationszeit bevorzugt Windrichtungen aus Nordosten vorgekom-

men sind. Dies ist typisch für schöne, sonnige sommerliche Wetterlagen unter dem häufigen Einfluss von Hochdruckgebieten. Der Vergleich zwischen gerechneter und gemessener Windrose zeigt eine gute Übereinstimmung in der Verteilung der Windrichtungen. Dabei ist zu beachten, dass die an Stationen in 10 Meter Höhe gemessene Windrichtung sehr sensibel auf lokale Hindernisse reagiert und deshalb nie eine vollständige Übereinstimmung mit der eher großräumig gültigen berechneten Verteilung zu erwarten ist. Die ausgewählte Station Karlsruhe-West ist jedoch lokal weitgehend ungestört und für weite Bereiche der mittleren Oberrheinebene repräsentativ.

3 Ergebnisse

Aus der großen Fülle der vorliegenden Rechen- ergebnisse, die mehrere Gigabyte betragen, können hier nur wenige Abbildungen und Grafiken beispielhaft ausgewählt und dargestellt werden.

Im Sommer steht die Ozonbelastung und die räumliche Verteilung der Ozonkonzentration im Vordergrund des Interesses. Deshalb wird für die Sommerepisode nur die Ozonbelastung wiedergegeben, obwohl selbstverständlich auch alle anderen Luftverunreinigungen in gleicher Weise flächenhaft dargestellt werden könnten. Im Winter sind die Ozonkonzentrationen so niedrig, dass sie lufthygienisch unbedeutend sind. Für diese Jahreszeit ist Stickstoffdioxid die Leitkomponente der Luftverunreinigungen, weshalb beispielhaft nur auf diese Komponente eingegangen wird.

Im folgenden wird unterschieden zwischen einem

- Standardfall
und einem
- Nullfall

Dem Szenario „Standard“ sind alle künstlichen und natürlichen Emissionen in Europa aus den jeweiligen Bezugsjahren 1994 (Sommer) oder 1997 (Winter) zugrunde gelegt. Im „Nullfall“ sind alle künstlichen Emissionsquellen in Baden-Württemberg grenzscharf aus dem Emissionskataster entfernt worden. Nur die biogenen Emissionen, im

Wesentlichen aus den Wäldern, wurden unverändert übernommen. Der Nullfall beschreibt also eine Situation bei der über einen Zeitraum von 3 Wochen kein Verkehr stattfindet, die Industrieproduktion vollkommen abgeschaltet ist und auch alle privaten Haushalte keine Emissionen erzeugen. Die zunächst naheliegende Bezeichnung Szenario ist hier unpassend, da eine solche Entwicklung zu prognostizieren nicht Aufgabe dieser Untersuchung sein kann und auch deshalb, weil ein solches Nullszenario in der Realität niemals vorkommen kann. Der Nullfall hat auch nur als Schritt zur Bilanzierung seine Berechtigung und erlaubt den Eigenanteil Baden-Württembergs an der Immission zu bestimmen.

In einer erweiterten Version wurde der „Nullfall“ für die Untersuchung der Ozonabsenkung auf die 5 benachbarten Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz und Thüringen angewendet.

3.1 Sommersituationen mit hohen Ozonkonzentrationen

Um einen allgemeinen Überblick über die flächenhafte Verteilung der Ozonkonzentration in ganz Europa zu geben, sind in der Abbildung 9 zwei Situationen vom 28. und 29. Juni 1994 für die bo-

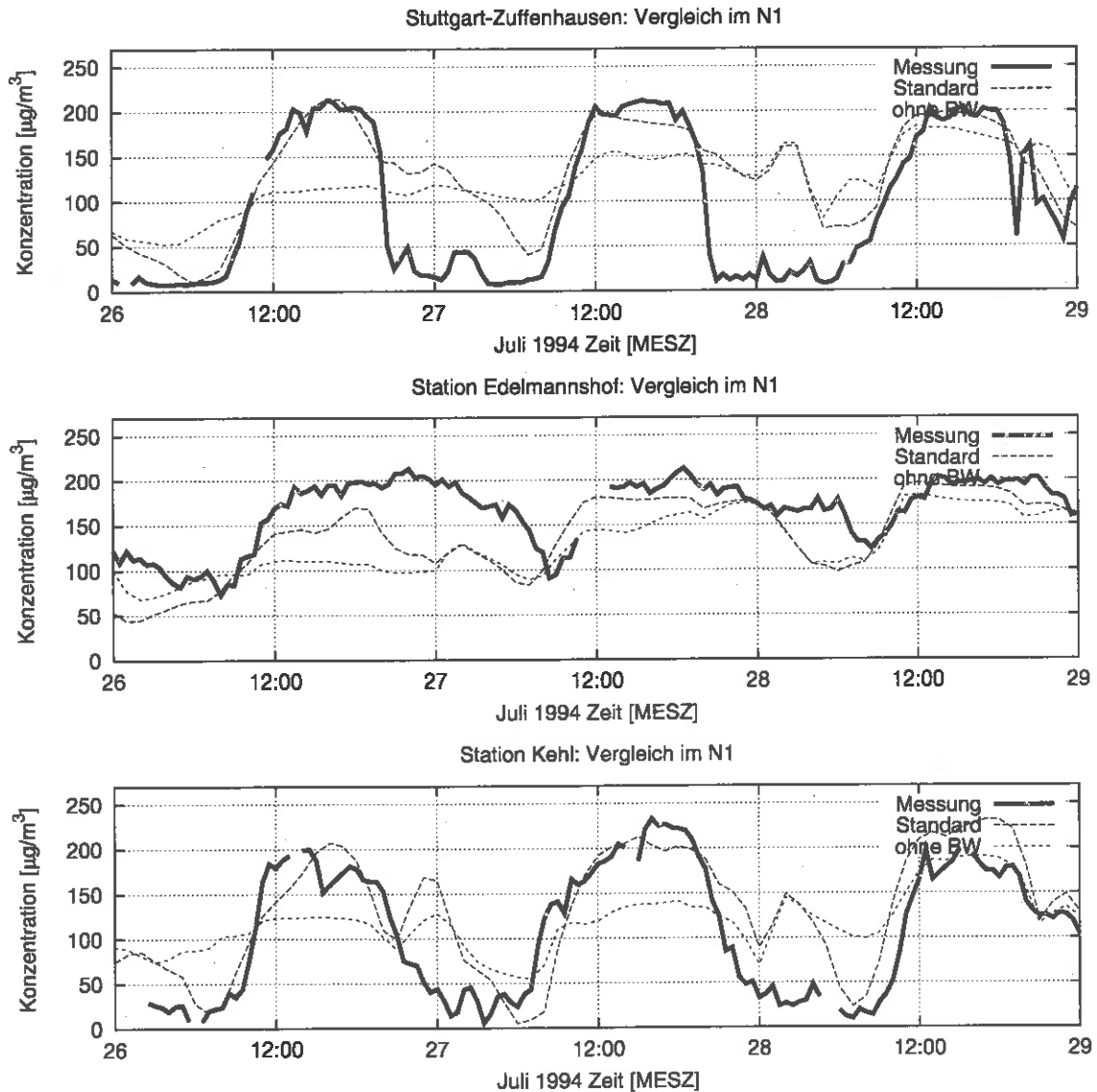


Abbildung 6: Vergleich gemessener und berechneter Ozon-Konzentrationen für drei ausgewählte Tage im Juli 1994. Dargestellt sind die Messwerte und die Rechenwerte für die Hintergrundstation Edelmannshof (Welzheimer Wald) und die städtischen Stationen Stuttgart-Zuffenhausen und Kehl.

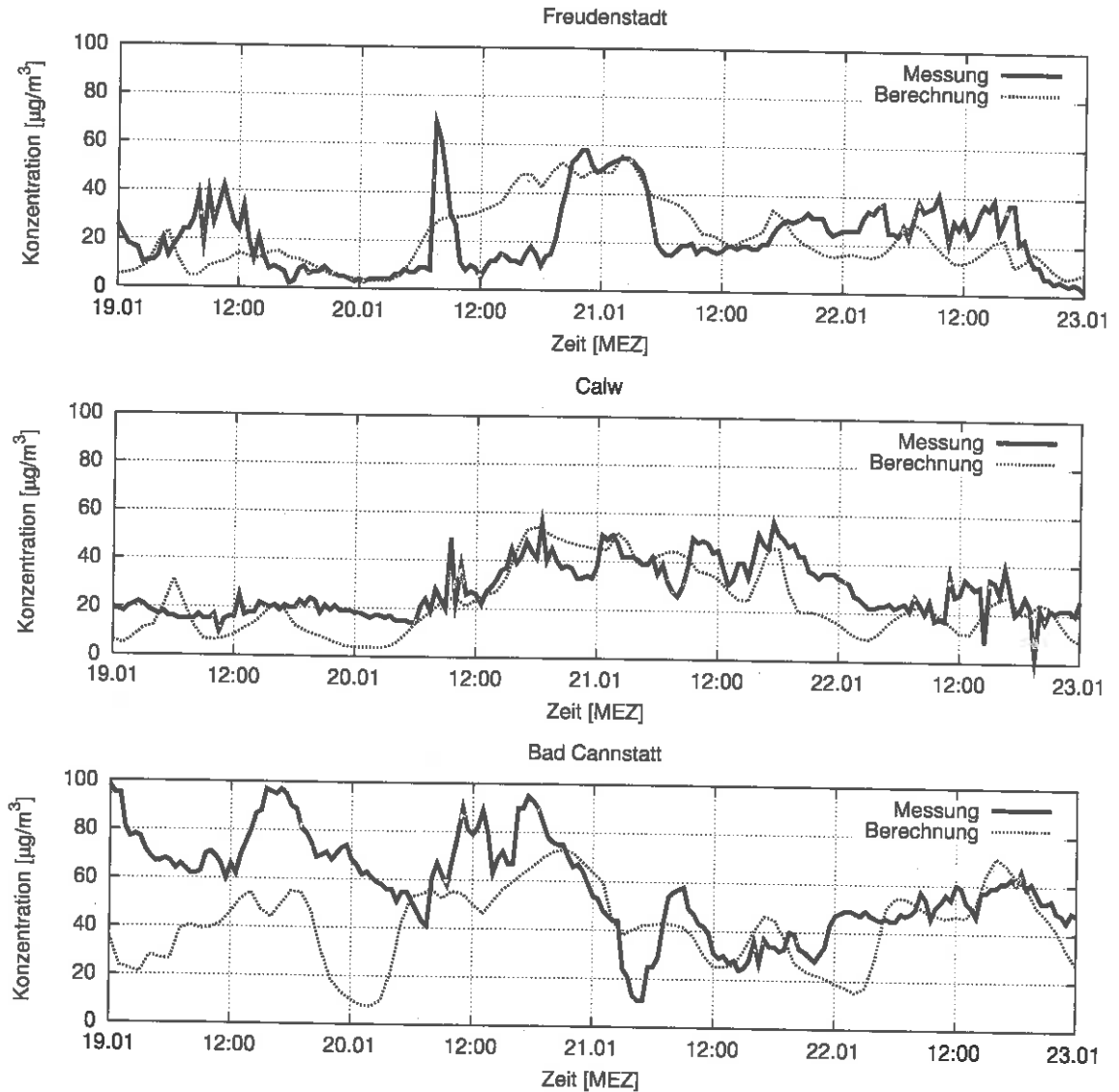


Abbildung 7: Vergleich gemessener und berechneter Stickstoffdioxid-Konzentrationen für drei ausgewählte Tage im Januar 1997. Dargestellt ist der Verlauf der Messwerte und der Rechenwerte für Stationen in den mittelgroßen Städten Freudenstadt und Calw und die großstädtische Station Stuttgart-Bad Cannstatt.

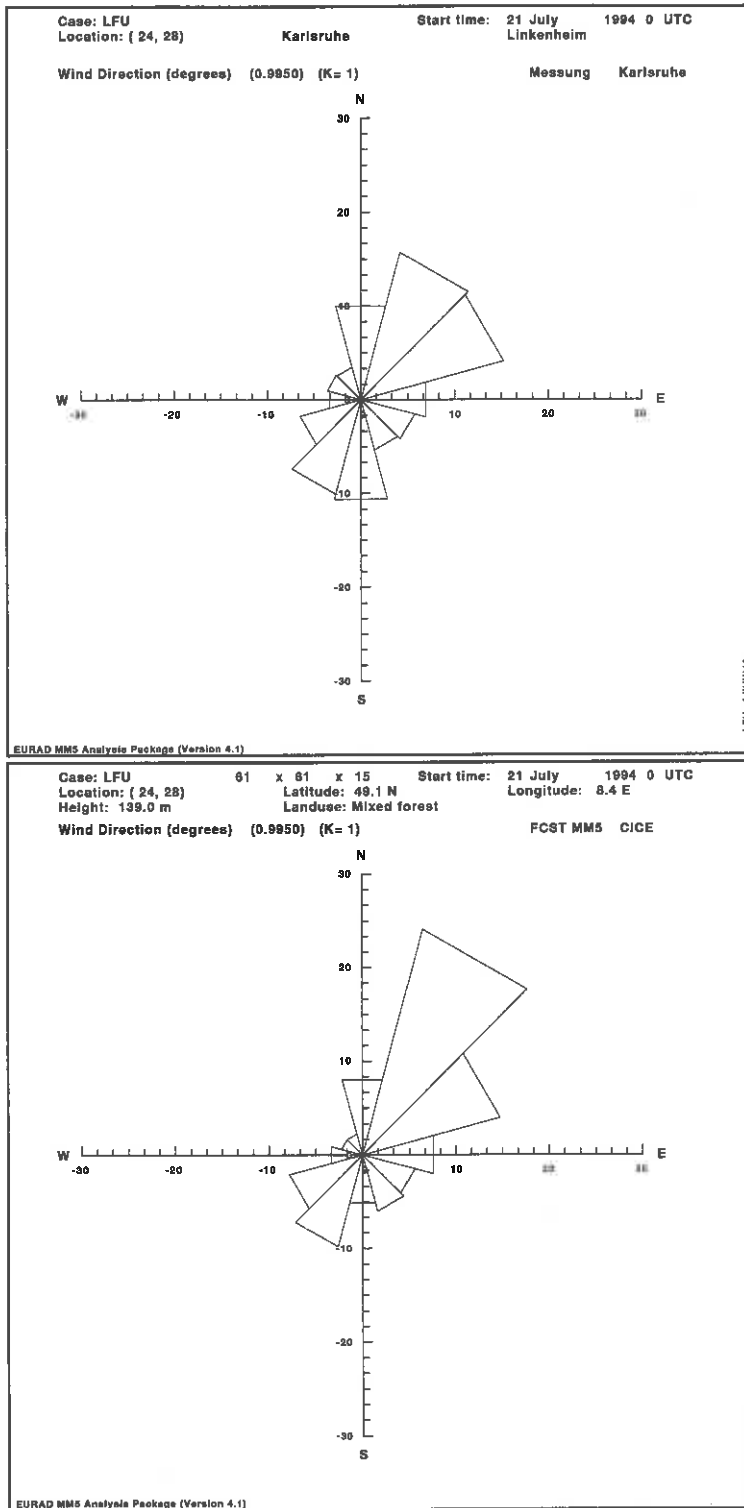


Abbildung 8: Windrosen für die Sommerperiode vom 21.7. bis 8.8.1994
Oben: Gemessene Windrose an der Station Karlsruhe-West.
Unten: Berechnete Windrose für eine Rechenzelle (12x12 km) im Gebiet des Mittleren Oberrheins bei Karlsruhe aus demselben Zeitraum.

dennahen Luftschichten (unterstes Rechengitter) dargestellt.

In der Abbildung 9 oben ist die Situation zur Zeit des nachmittäglichen Ozonmaximums um 16.00 Uhr Mitteleuropäischer Sommerzeit (14.00 UTC) abgebildet. Obwohl das Bild nur eine Einzelsituation wiedergibt, handelt es sich doch um eine sehr charakteristische und häufiger anzutreffende Lage. Eine rinnenförmige Zone erhöhter Ozonkonzentrationen reichte von Norddeutschland über die Benelux-Staaten bis nach Südfrankreich und Oberitalien. Höhere Konzentrationen sind auch auf den küstennahen Meeren wie der Ostsee und dem Mittelmeer zu erkennen. An vielen Tagen während der durchgerechneten Episode 1994 ergaben sich ähnliche räumliche Strukturen mit erhöhten Konzentrationen über Mitteleuropa und auch in Teilen der östlichen Randstaaten bis nach Tschechien und Südpolen hinein. Dagegen traten immer wieder relativ niedrige Konzentrationen im Westen Frankreichs an der Atlantikküste, in Großbritannien, in Ostpolen und auf dem Balkan auf.

Der Westen Frankreichs ist deshalb bevorzugt, weil hier häufige Wechsel mit Atlantischen Luftmassen stattfinden, die naturgemäß sehr geringe Vorbelastungen aufweisen. Auch die erwähnten Gebiete Osteuropas hatten zumindest noch 1994 flächenhaft geringere Emissionen der Vorläufer-substanzen Stickstoffoxide und flüchtige Kohlenwasserstoffe. Es zeigt sich immer wieder, dass Baden-Württemberg, weil in der Mitte Europas gelegen, auch ständig im Zentrum der erhöhten Ozonkonzentration zu finden ist.

Die Nachtsituation in der Abbildung 9 unten zeigt den großflächigen Abbau der Ozonkonzentration wenige Stunden später. Erhalten bleiben einzelne Belastungsinselfen, bevorzugt über dem Meer und im Alpenraum sowie in den mitteldeutschen Mittelgebirgen. Diese nächtlichen „Speichergebiete“ haben unterschiedliche Gründe:

Auf dem Meer ist der Ozonabbau durch Deposition äußerst gering, da Ozon wenig wasserlöslich ist und deshalb von der Meeresoberfläche nicht aufgenommen wird. Dadurch bleibt das tagsüber dorthin verfrachtete Ozon auch nachts weitgehend erhalten. In den Gebirgslagen herrschen nachts

noch vertikale Luftbewegungen und Austauschvorgänge durch Berg- und Talwinde, welche dazu führen, dass ständig Ozon aus höheren Luftschichten in die unterste, hier dargestellte erdbodennahe Luftschicht transportiert wird.

In den dicht besiedelten und mit hohen Luftverunreinigungen belasteten Gebieten der Benelux-Staaten, in Nordrhein-Westfalen, aber auch Teilen Baden-Württembergs und Bayerns findet dagegen nachts ein fast vollständiger Ozonabbau statt. Obwohl die beiden Abbildungen nur eine Momentaufnahme darstellen und sich durch die jeweilige Wettersituation aufgrund von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungssituation unterschiedliche Konzentrationsstrukturen ergeben können, zeigen sie doch die wesentliche, räumliche Ozonverteilung, wie sie häufig im Sommer in Europa anzutreffen ist.

In der Abbildung 10 ist die Ozonsituation in höherer Auflösung beispielhaft im inneren Gebiet (12 x 12 km Raster) abgebildet. Die Staatsgrenzen bzw. die Umrisse der Bundesländer sind eingezeichnet. Wieder sind eine Tagsituation und eine Nachtsituation gegenübergestellt. Bei der ausgewählten Wetterlage ergeben sich tagsüber flächenhafte Überschreitungen der Schwelle von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (93 ppb), ab der die Bevölkerung gemäß der 22. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz informiert werden muss. Betroffen hiervon sind sowohl Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen und Südhessen sowie große Teile Bayerns. Auch Thüringen, Sachsen und Tschechien sowie Gebiete in der Nordschweiz haben eine Überschreitung des Informationswertes von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu verzeichnen.

Die Nachtsituation zeigt, dass vorwiegend in den Berglagen noch Reste der nachmittäglichen Ozonkonzentration vorhanden sind. In Baden-Württemberg erkennt man in grober Struktur den Schwarzwald, die Schwäbische Alb und den Schwäbischen Wald mit Werten die noch lokal bis etwa $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen. Diese Bergregionen reichen, je nach Lage, in die nächtliche Ozonspeicherschicht hinein, wie auch schon in der Abbildung 5 beispielhaft dargestellt.

Weitgehend ozonfrei sind dagegen das Neckar-

gebiet und der nördliche Oberrhein sowie das Donautal. Die von Tag zu Tag sich ändernde Wettersituation verursacht auch andere räumliche Belastungsstrukturen in Abhängigkeit von der Windrichtung, der Windgeschwindigkeit und besonders der Vorbelastung. Trotzdem zeigt die Abbildung 10 beispielhaft eine typische räumliche Ausprägung einer sommerlichen Wetterlage mit hohen Ozonkonzentrationen. Auffällig sind tagsüber, trotz des allgemein hohen Konzentrationsniveaus, die noch vorhandenen regionalen Unterschiede mit Inseln geringerer Belastung z. B. im Osten Bayerns oder an der Westgrenze der Schweiz. Solche Belastungsunterschiede sind allerdings im Einzelfall oft zufällig aufgrund von aktueller Windrichtung und der Lage zu Gebieten geringer Emission von Vorläufersubstanzen.

Ozonkonzentrationen mit und ohne Emissionen in Baden-Württemberg

Die vorangestellten Bilder zeigten jeweils markante Einzelsituationen mit erhöhten Ozonkonzentrationen. Um zu einer Aussage über die Auswirkung von Maßnahmen zur Emissionsminderung zu gelangen, wurde für die gesamte Sommerperiode über drei Wochen ein Mittelwert der Immissions-Konzentration mit und ohne die Emission in Baden-Württemberg gebildet. Das bedeutet, in Baden-Württemberg finden überhaupt keine menschlichen Aktivitäten statt. Lediglich die natürlichen, biogenen Emissionen, das sind im Wesentlichen die Emissionen der Wälder, bleiben erhalten.

In der Abbildung 11 sind die beiden Szenarien gegenübergestellt. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte zur Zeit des täglichen Ozonmaximums um 17 Uhr mitteleuropäischer Sommerzeit (15 UTC). Die Modellrechnungen ergeben im Standardfall für weite Teile des Landes Ozonkonzentrationen über $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Solche Werte sind typisch für den Hochsommer und durch die Ergebnisse des Luftmessnetzes Baden-Württemberg belegt. In den Hochlagen von Schwarzwald und Schwäbischer Alb werden etwas geringere durchschnittliche Maxima um etwa $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet, was ebenfalls gut mit Messungen übereinstimmt.

Die Verminderung der Ozonkonzentration ohne die

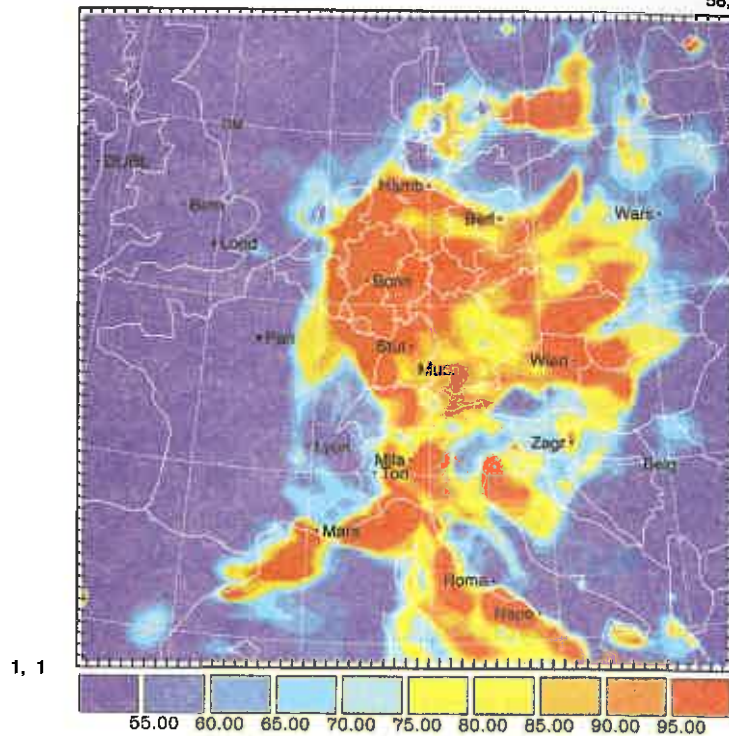
anthropogenen Emissionen von Baden-Württemberg (Nullfall) ist in Prozent zum Standardfall dargestellt. Es zeigt sich, dass sich Minderungen bis zu 25 % einstellen können, die vom mittleren Neckarraum über die Kraichgausenke bis in den nördlichen Oberrheingraben reichen. Das bedeutet, dass dort die nachmittäglichen Ozonmaxima im Durchschnitt von $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absinken würden. In den anderen Gebieten Baden-Württembergs fallen die entstehenden Minderungen geringer aus, allerdings sind dort die Konzentrationen im Standardfall auch schon etwas niedriger. In dieser Mittelwertdarstellung gehen alle untersuchten Wettersituationen ein, d. h. auch solche Tage, die eine geringere Ozonbelastung aufweisen.

Minderungspotenzial an Tagen mit hoher Ozonkonzentration

An einzelnen Tagen mit sehr hoher Ozonbelastung, mit großflächiger und massiver Überschreitung des Informationswertes von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wie sie in den Abbildungen 9 und 10 dargestellt sind, ergeben sich aber durchaus höhere Minderungsraten durch eine Emissionsvermeidung in Baden-Württemberg. In der Abbildung 12 sind für den 27. Juli 1994 die Standardsituation und der Nullfall als zeitliche Verlaufskurve für drei Rechenzellen exemplarisch dargestellt. Man erkennt gerade im Bereich des Rheingrabens eine starke potenzielle Minderung der Ozonkonzentration am Nachmittag, d.h. die Spitzenkonzentrationen werden stark gekappt. Dort findet ohne Emissionen aus Baden-Württemberg eine Halbierung der Ozonkonzentration statt, was einen Rückgang von fast $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf nur noch knapp $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bedeutet. Dieser Effekt stellt sich aufgrund der östlichen Windrichtung an diesem Tag ein, d.h. der Rheingraben liegt auf der windabgewandten Seite der emissionfreien Zone. Am Folgetag, dem 28.7.1994 befindet sich der Rheingraben dagegen bei mehr westlichen Winden an der Luvseitigen Grenze der Minderungszone, weshalb die Ozonkonzentrationen von den Nachbargebieten ohne Emissionsminderung (Rheinland-Pfalz, Frankreich) bestimmt werden. Es stellt sich keine Minderung ein.

CTM2 w5v CA0 TIME(ymd): 94 7 28 : 14.00 UTC
 Ozon [ppb], Standardfall, 14 UTC EURAD, IGM Koeln

58, 58



CTM2 w5v CA0 TIME(ymd): 94 7 29 : 0.00 UTC
 Ozon [ppb], Standardfall, 00 UTC EURAD, IGM Koeln

58, 58

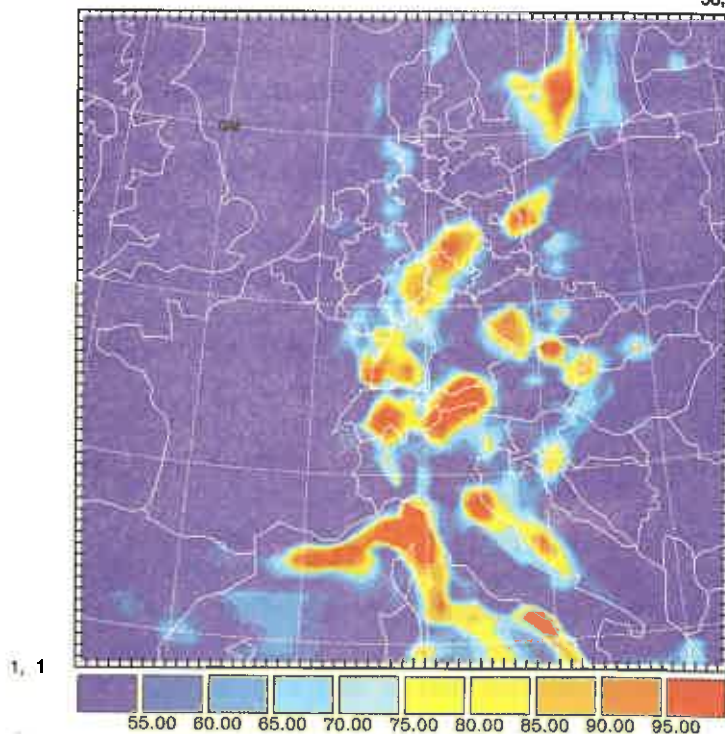


Abbildung 9: Simulierte Verteilung der bodennahen Ozonkonzentration über Europa an einem Hochsommertag. Oben: Konzentrationen zur Zeit des nachmittäglichen Ozonmaximum um 16 Uhr MESZ (14 UTC) am 28. Juli 1994
 Unten: Konzentrationen zur Zeit des nächtlichen Ozonminimum um 2 Uhr MESZ (00 UTC) am 29. Juli 1994

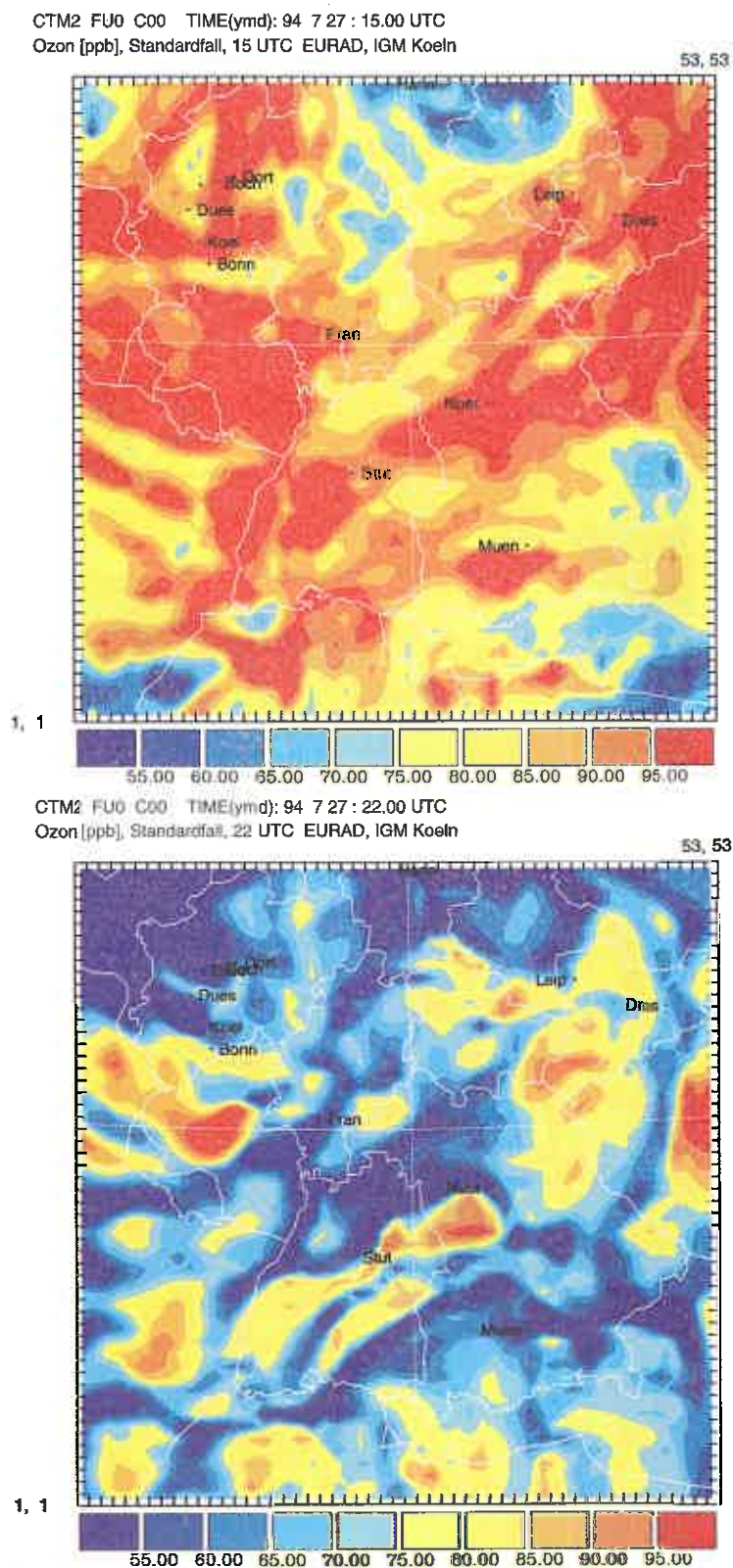


Abbildung 10: Simulierte Verteilung der bodennahen Ozonkonzentration über Süd- und Mitteldeutschland (inneres Rechengitter) an einem Hochsommertag. Oben: Konzentrationen zur Zeit des nachmittäglichen Ozonmaximum um 17 Uhr MESZ (15 UTC) am 27. Juli 1994. Unten: Konzentrationen zur Nachtzeit um 24 Uhr MESZ (22 UTC) am selben Tag

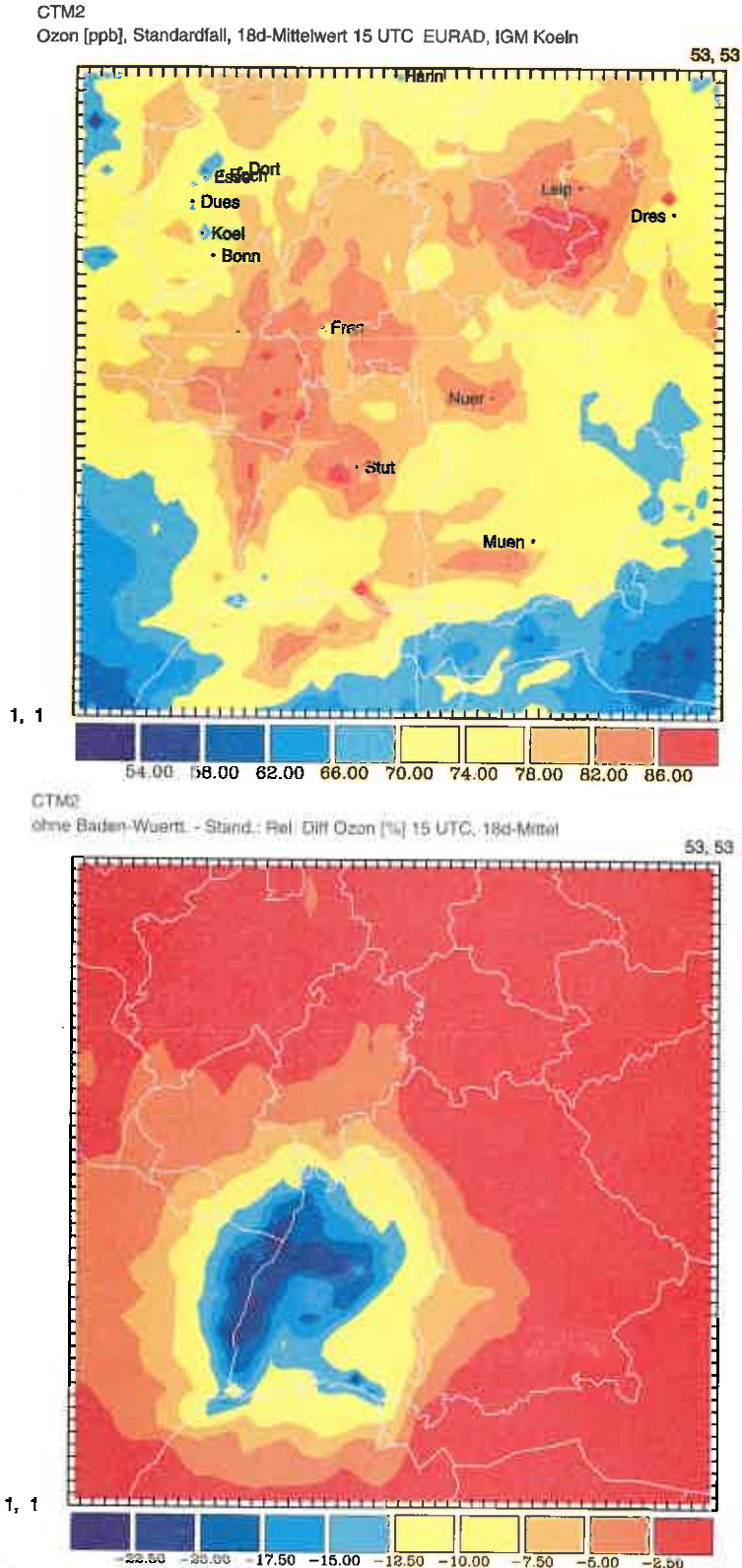
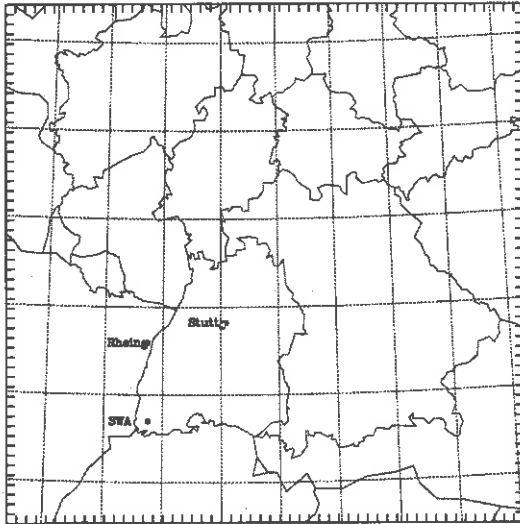
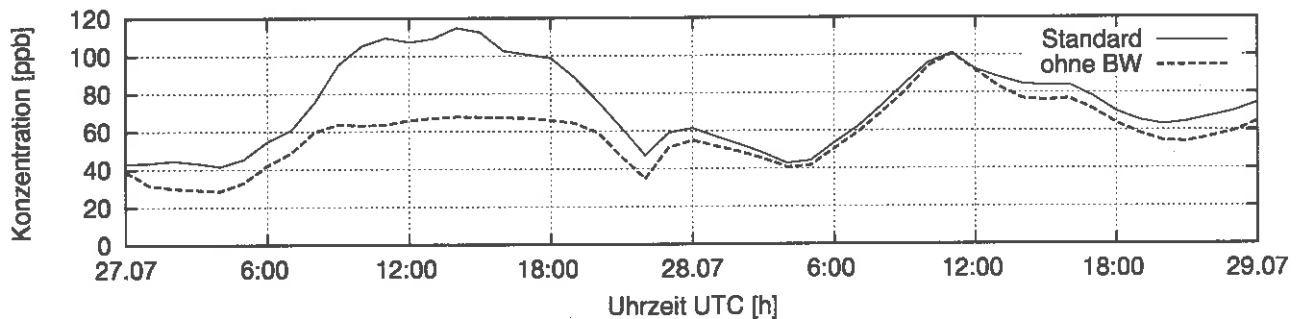


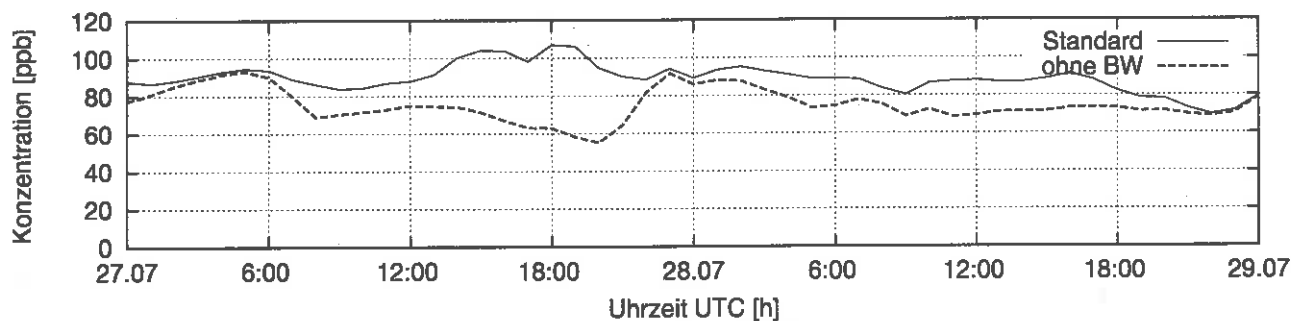
Abbildung 11: Auswirkung von Emissionsminderungen auf die Ozonkonzentrationen
Oben: Räumliche Verteilung der mittleren Ozonkonzentration über 18 Tage im Sommer um 17 Uhr MESZ (15 UTC) mit allen Emissionen (Standardfall) im inneren Rechengebiet in ppb (1ppb entspricht etwa 2 µg/m³). Unten: Prozentuale Abnahme der mittleren Ozonkonzentration über denselben Zeitraum und Uhrzeit ohne die Emission von Baden-Württemberg (Nullfall)



Rheingraben 27. - 28. Juli 1994 Ozon



Schwarzwald 27. - 28. Juli 1994 Ozon



Stuttgart 27. - 28. Juli 1994 Ozon

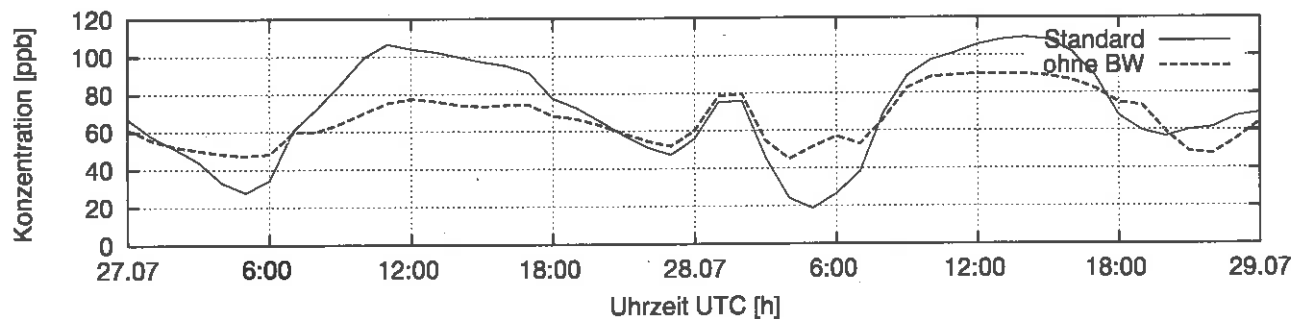


Abbildung 12: Auswirkung von Emissionsminderungen auf die Ozonkonzentration an Tagen mit sehr hohen Ozonkonzentrationen. Gegenüberstellung des zeitlichen Verlaufes für den Standardfall und den Nullfall (ohne Emission Baden-Württemberg).

Im Bereich des mittleren Neckarraumes bei Stuttgart, d.h. im Zentrum des Minderungsgebietes, gehen die Maximalkonzentrationen an beiden Tagen deutlich zurück. Die für Stadtgebiete typische Nachtabsenkung fällt dagegen schwächer aus, was auf die fehlende Emission von ozonabbauenden Luftverunreinigungen zurückzuführen ist.

Im Südschwarzwald zeigt sich besonders am 27.7.1994 eine beachtenswerte Absenkung der Ozonkonzentration von bis zu $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, welche schon in den Morgenstunden einsetzt und den ganzen Tag über andauert. Die nächtliche Angleichung des Nullfalles an die Standardsituation hängt mit großräumigen, grenzüberschreitenden Transporten zusammen, die sich besonders nachts in höheren Berglagen auswirken. Am darauffolgenden Tag ergeben sich zwar geringere Minderungsraten, die Schwelle von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird aber noch deutlich unterschritten.

Aus diesen Beispielen ist ersichtlich, dass mit drastischen Emissionsminderungen in Einzelfällen durchaus kritische Schwellen der Ozonkonzentration unterschritten werden können. Allerdings muss im gewählten Beispiel beachtet werden, dass es sich hier um einen absoluten Nullfall, d.h. 100 Prozent Minderung der künstlichen, durch menschliche Aktivitäten verursachten Emissionen handelt, was in der Realität nie zu erreichen sein wird. Reale Maßnahmen zur Emissionsminderung werden sich höchstens im Bereich weniger Prozente bewegen können. Trotzdem zeigt dieses Beispiel, dass die Überschreitung von kritischen Schwellenwerten durch eine verminderte Emission tendenzmäßig verringert werden kann.

Emissionsminderung in 5 Bundesländern

Der im Mittel relativ geringe Ozonrückgang in Baden-Württemberg trotz der gänzlich fehlenden menschlichen Emissionen hat seine Ursache auch darin, dass ständig große Mengen Ozon von außen herantransportiert werden bzw. durch das Landesgebiet hindurchströmen. So ist es naheliegend, zu prüfen, welchen Erfolg eine Minderung auf einer größeren Fläche bewirkt. Hierzu sind im Rechenmodell insgesamt fünf Bundesländer als Maximalszenario emissionsmäßig „abgeschaltet“

worden und zwar neben Baden-Württemberg die Nachbarländer Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz und Thüringen. Obwohl es sich auch hierbei um ein vollkommen unrealistisches Szenarium mit Nullemissionen über eine sehr große Fläche handelt, zeigt es sich doch, dass es dann im gesamten Gebiet zu einer deutlichen Abnahme der Ozonkonzentration kommt.

In der Abbildung 13 ist das berechnete Beispiel im Standard und Nullfall dargestellt. Im Standardfall werden im Mittel Konzentrationen von über $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Zentraleuropa in einem Gebiet von der Nordschweiz bis in die Niederlande erreicht. Ein Schwerpunkt ist dabei auf der Rheinschiene zu erkennen.

Im Nullfall werden in allen Bundesländern des Maßnahmensgebietes Reduktionen der Ozonkonzentration von mehr als 22,5 Prozent erzielt. Eine genauere Analyse (hier nicht dargestellt) zeigt, dass auf einer Fläche, welche von Südbayern bis nach Mittelhessen reicht, Minderungen bis zu 40 Prozent möglich sind. Besonders Baden-Württemberg und Rheinland Pfalz im Kern des Gebietes profitieren von den flächenhaften Minderungsmaßnahmen am meisten.

Zusammenfassend ergeben die verschiedenen Rechnungen folgendes Fazit:

- Eine wirksame Minderung der Ozonkonzentration ist nur durch eine drastische Absenkung aller Emissionen an Vorläufersubstanzen erreichbar.
- Die Minderung der Ozonkonzentration ist um so wirkungsvoller, je größer die Fläche der Emissionsminderung ist.
- Die Minderung der Ozonkonzentration ist um so wirkungsvoller, je länger die Emissionsminderung durchgeführt wird, da dann während hochsommerlicher Episoden der Aufbau eines europaweiten Ozonsockels verhindert und so die Überschreitung kritischer Schwellenwerte vermieden wird.
- Wenig wirkungsvoll sind kurzfristige Maßnahmen, die erst einsetzen, wenn eine gewisse hohe Konzentrationsschwelle schon überschritten ist, da das dann bereits vorhandene Ozon nur langsam abgebaut wird und aus den im-

mer noch vorhandenen Restemissionen an Vorläufersubstanzen weiteres Ozon entsteht.

3.2 Wintersituation mit hohen Konzentrationen an Stickstoffdioxid

Die ausgewählte Episode vom 7. bis 27. Januar 1997 war in den nördlichen Teilen von Baden-Württemberg und den angrenzenden Bundesländern Hessen und Rheinland-Pfalz durch sehr hohe Stickstoffdioxid-Konzentrationen gekennzeichnet. Ursache war eine über längere Zeit bestehende geschlossene Schneedecke, sonniges Wetter und eine andauernde, austauscharme Wetterlage. Über Schnee ist die Depositionsrate von Stickstoffdioxid äußerst gering, so dass über diesen sonst wirkungsvollen Mechanismus das unter Sonnenlicht aus dem emittierten Stickstoffmonoxid gebildete Stickstoffdioxid nicht aus den untersten Luftschichten entfernt wurde. Die austauscharme Wetterlage verhinderte zudem einen horizontalen und vertikalen Abtransport der verunreinigten Luftmassen.

Auch für diese Episode wurden wie im Sommer alle beteiligten Komponenten und luftchemischen Reaktionen vollständig berücksichtigt. Dabei ist Stickstoffdioxid mengenmäßig und auch im Vergleich mit lufthygienischen Beurteilungswerten in Baden-Württemberg die bedeutendste Komponente.

Beispielhaft wird in der Abbildung 14 die über die gesamte Episode gemittelte Konzentrationsverteilung gezeigt. Dazu wurde die im Tagesverlauf regelmäßig am höchsten belastete Zeit von 9 Uhr MEZ (8 UTC) ausgewählt.

Aufgrund der häufigen Inversionslagen ergab sich eine deutliche räumliche Gliederung in dem Sinne, dass die tiefergelegenen Gebiete sehr viel höhere Konzentrationen aufweisen als die Berglagen, vergleiche Abbildung 14 oben. Eine Hauptbelastungsachse ist in Baden-Württemberg das gesamte Rheintal und der mittlere Neckarraum. Ursache hierfür ist das starke Verkehrsaufkommen mit den daraus resultierenden hohen Stickstoffdioxid-Emissionen in diesen Gebieten und die Lage unterhalb der Inversionsschicht mit schlechten

Ausbreitungsverhältnissen. Begünstigt sind dagegen die Hochlagen des Schwarzwaldes, der Schwäbischen Alb und des Alpenvorlandes. Ebenfalls niedrigere Konzentrationen finden sich, vorwiegend wegen geringerer Emissionen, in den östlichen Teilen des Landes. Außerhalb Baden-Württembergs fallen noch die Alpen sowie die Vogesen durch sehr niedrige Belastungen auf. Sehr hohe Konzentrationen weisen noch Nordrhein-Westfalen und das Rhein-Maingebiet auf. Wie bei der Sommerepisode wird dieser Standard-situation der Fall mit Nullemission gegenüber gestellt, vergleiche Abbildung 14 unten. Die Minderungen wirken sich überwiegend regional aus und dort am stärksten, wo hohe Konzentrationen vorherrschen. Besonders im Mittleren Neckarraum, also im Zentrum des Maßnahmengebietes, sind Absenkungen bis zu 80 Prozent berechnet worden. In der Rheinebene, also am westlichen Rand, fallen die Minderungen wegen regionaler, grenzüberschreitender Transporte geringer aus, betragen aber immer noch bis zu 50 Prozent.

Die Konsequenz aus den Berechnungen ist offensichtlich:

Verminderungen der Stickstoffdioxid-Emissionen führen direkt zu prozentual vergleichbaren Immissionsminderungen im eigenen Land. Dies gilt auch für realistische, tatsächlich mögliche Emissionsminderungen und nicht nur für den hier dargestellten Grenzfall einer Nullemission.

Insoweit besteht bei dieser Stoffgruppe eine andere Ausgangslage als im Sommer, wo durch Ozon - Ferntransporte die Absenkungen im eigenen Land immer wieder durch Ozon - Eintrag von außen überdeckt werden.

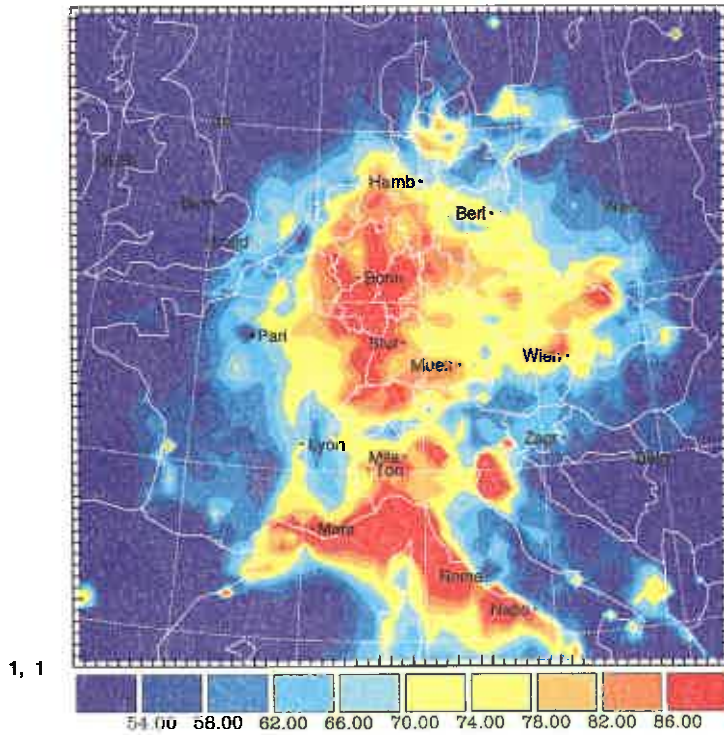
3.3 Depositionen in Baden-Württemberg

Ein Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, den Eigenanteil von Baden-Württemberg an den im Land abgelagerten Stoffmengen zu bestimmen. Da die Deposition erst am Ende der Kette Emission → Ausbreitung → Immission steht, dauert es einige Zeit, d. h. von einigen Stunden bis zu mehreren Tagen, bis ein freigesetztes Schadstoffvolumen

CTM2

Ozon [ppb], Standardfall, 8d-Mittelwert 15 UTC EURAD, IGM Koeln

58, 58



CTM2

ohne 5-Länder - Stand.: Rel. Diff Ozon [%] 15 UTC, 8d-Mittel

58, 58

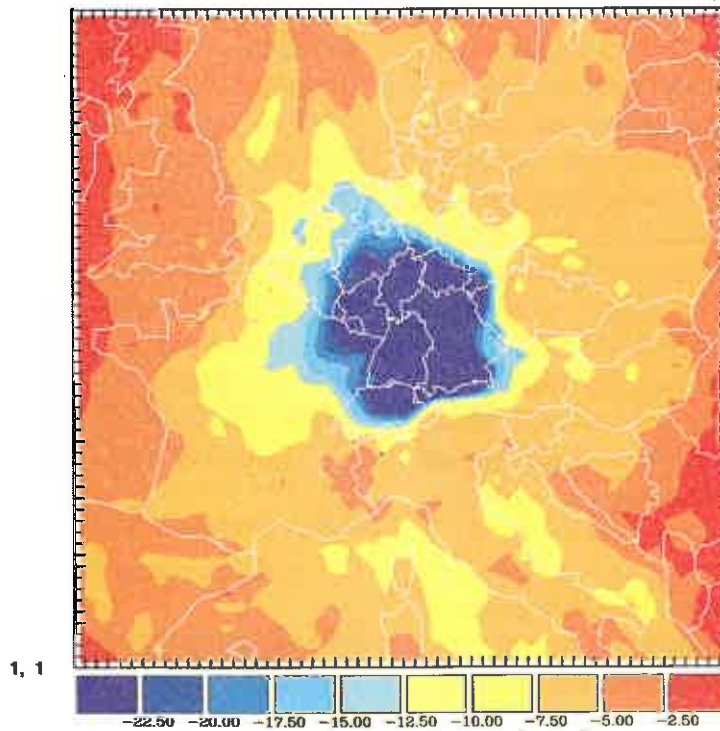


Abbildung 13: Auswirkung von Emissionsminderungen auf die Ozonkonzentration Oben: räumliche Verteilung der mittleren Ozonkonzentration in Europa über 8 Tage im Sommer um 17 Uhr MESZ (15 UTC) mit allen Emissionen (Standardfall) im großen Rechengebiet in ppb (1ppb entspricht etwa $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) Unten: Prozentuale Abnahme der mittleren Ozonkonzentration über denselben Zeitraum und Uhrzeit ohne die Emission von 5 Bundesländern (Nullfall)

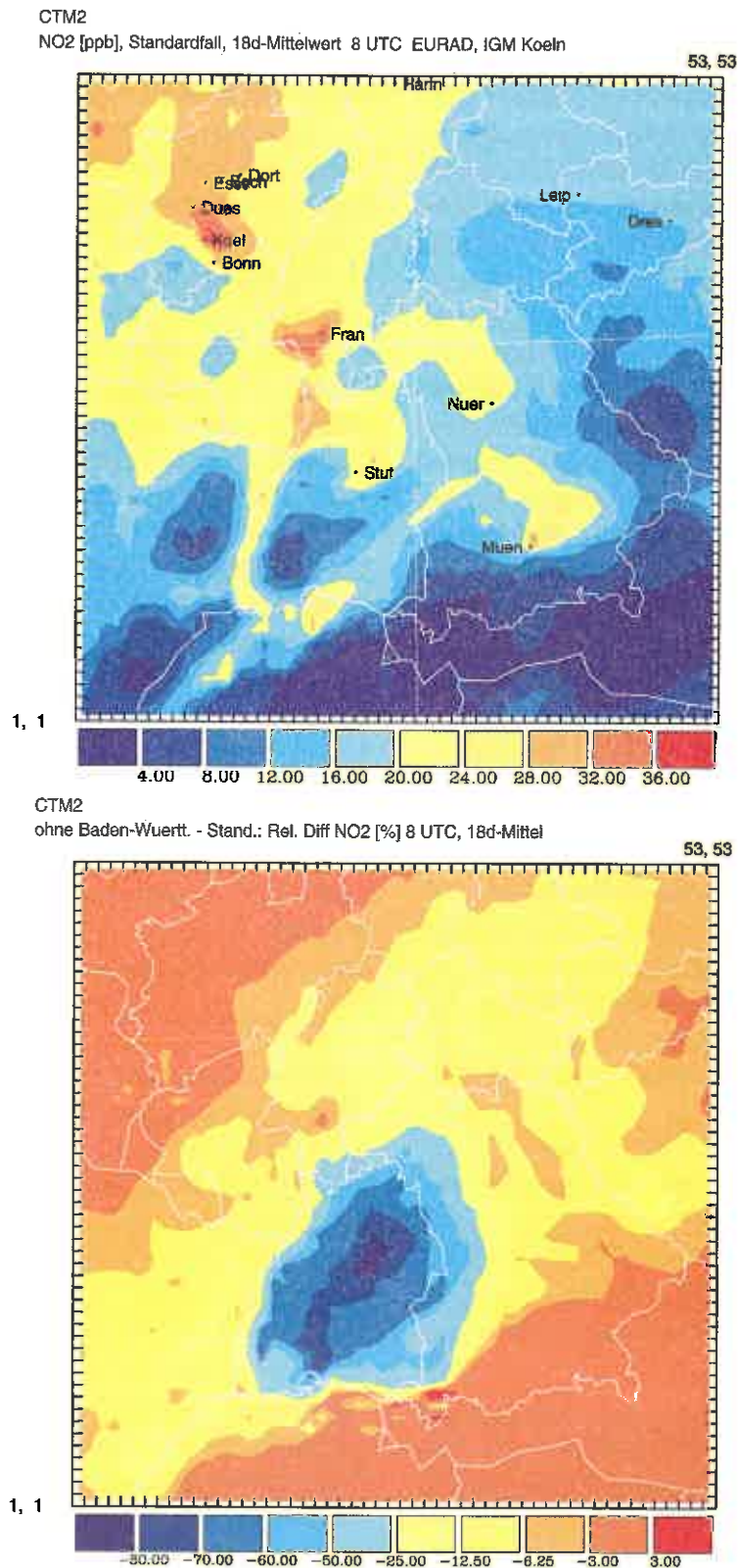


Abbildung 14: Auswirkung von Emissionsminderungen auf die Stickstoffdioxid-Konzentration. Oben: Räumliche Verteilung der mittleren Stickstoffdioxid-Konzentration über 18 Tage im Winter um 9 Uhr MEZ (8 UTC) mit allen Emissionen (Standardfall) im inneren Rechengebiet in ppb (1ppb entspricht etwa $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Unten: Prozentuale Abnahme der mittleren Stickstoffdioxid-Konzentration über denselben Zeitraum und Uhrzeit ohne die Emissionen von Baden-Württemberg (Nullfall)

tatsächlich am Boden anlangt und dort auch abgelagert werden kann. Durch die Zeitspanne zwischen Emission und Deposition wird ein emittiertes Abgasvolumen u.U. weit von den Quellregionen durch Ausbreitung weggetragen und in seinen ursprünglichen Umrissen verwischt. Außerdem unterliegen die Luftverunreinigungen einer, je nach Komponente verschiedenen chemischen Umwandlung. Eine genaue Zuordnung der abgelagerten Mengen zum Verursacher ist daher nicht mehr möglich. Deshalb wurde auch bei den Depositionsberechnungen die Methode des Standard- minus des Nullfalls angewendet. Die Differenz zwischen den deponierten Mengen im Standard und im Nullfall entsprechen dann im Rahmen der Modellgenauigkeit der Menge, die nur durch Emissionen in Baden-Württemberg verursacht und auch dort abgelagert werden, also nicht aus den angrenzenden Ländern eingetragen werden. Damit kann der Eigenanteil Baden-Württembergs an der Deposition abgeschätzt werden.

In den Abbildungen 15 bis 17 sind für das innere Rechengebiet die abgelagerten Mengen von Schwefelverbindungen (Summe aus Schwefeloxiden und Umwandlungsprodukten wie Sulfat) und Stickstoffverbindungen (Summe aus Stickstoffoxiden und Umwandlungsprodukten wie Nitrat und Ammonium) dargestellt. Diese beiden Stoffgruppen sind von allen deponierten Stoffen flächen- und wirkungsmäßig die Wichtigsten, weil sie für langfristige Nährstoffeinträge in den Boden von Bedeutung sind. Empfindliche Ökosysteme wie z. B. Moore, die Wälder des Hochschwarzwaldes und die Gewässer können dadurch in ihrem Stoffhaushalt nachteilig beeinflusst werden.

In der Tabelle 1 sind die Depositionsmengen für die Landesfläche von Baden-Württemberg zusammengefasst.

Tabelle 1: In Baden-Württemberg deponierte Mengen an Stickstoff- und Schwefelverbindungen (berechnet als Stickstoff und Schwefel)

(Tonnen pro Tag)

	Standardfall	Nullfall	Anteil Baden-Württemberg
Sommersituation			
Stickstoffverbindungen	127	73	43%
Schwefelverbindungen	95	82	14%
Wintersituation			
Stickstoffverbindungen	48	39	19%
Schwefelverbindungen	44	37	16%

Im Sommer sind die abgelagerten Mengen aufgrund der atmosphärischen Turbulenz am größten. Der Eigenanteil Baden-Württembergs an den Schwefelverbindungen beträgt nur noch 14 Prozent, während der Anteil an den Stickstoffverbindungen bis zu 43 Prozent ausmacht. Im Winter erfolgt wegen des geringen Ozonangebotes die chemische Umwandlung der freigesetzten Stickstoffoxide in deponierbare Stoffe wie Nitrat sehr viel langsamer. Transporte der gasförmigen Stickstoffoxide über größere Entfernungen sind daher eher möglich, weshalb der Eigenanteil des

Landes mit rund 20 % geringer als im Sommer ausfällt. Da der Eigenanteil Baden-Württembergs an den Schwefelverbindungen im Winter und im Sommer fast gleich ist, kann daraus abgeleitet werden, dass eine weitere Emissionsminderung der Schwefelverbindungen in Baden-Württemberg zu keinem bedeutenden Rückgang der Schwefeldeposition führt.

Dagegen ist bei den Stickstoffverbindungen durchaus im eigenen Land ein Potenzial für eine Verminderung der Deposition zu erkennen. Dabei

muss bedacht werden, dass wie oben ausgeführt naturgemäß auch eine Verringerung der Immissionsbelastung in der Luft die Folge einer Emissionsminderung wäre. Mengenmäßig übersteigt die Stickstoffdeposition die Schwefeldeposition heute schon bei weitem. Außerdem ist durch die Maßnahmen zur Emissionsminderung in Osteuropa mit einem weiteren Rückgang der Schwefeldeposition zu rechnen, so dass Stickstoff zur entscheidenden Komponente für den Nährstoffeintrag in die Ökosysteme wird. Ein wichtiges Ergebnis der Studien ist weiterhin, dass Umweltprobleme wie die Ansäuerung und Eutrophierung des Bodens sowohl von oxidiertem als auch von reduziertem Stickstoff verursacht werden. Um die gesamte Schadwirkung zu reduzieren und das Überschreiten kritischer Depositionsgrenzwerte auszuschließen, ist es notwendig die Emissionen beider Stoffgruppen, nämlich der Stickstoffoxide und des Ammoniaks zu verringern. Gerade die Ammoniakkonzentration hat in den regenreichen Gebieten des Allgäus und des Schwarzwaldes einen erheblichen Anteil an den Stickstoff-Depositionen, da die Umwandlung von Ammoniak in Ammonium in der Nassphase am wirkungsvollsten ist. Deshalb sind lokale und regionale Maßnahmen zur Emissionsverminderung hier besonders wirksam.

Auf ganz Baden-Württemberg bezogen ist die trockene Deposition 5-6mal höher als die nasse Ablagerung. Bei der trockenen Deposition wird der Hauptanteil vom Nitrat beigesteuert, nur etwa ein Drittel wird vom gasförmigen Stickstoffdioxid verursacht. Innerhalb der nassen Deposition überwiegt Ammonium gegenüber Nitrat im Verhältnis 2,5 zu 1.

Für die Schwefeldeposition wird beispielhaft die Wintersituation dargestellt wegen der im Winter europaweit deutlich höheren Emissionsraten durch die Heiztätigkeit und den allgemein erhöhten Energiebedarf. Die Schwefeldeposition hat einen Schwerpunkt im Bereich Sachsen, Thüringen und Tschechien, siehe Abbildung 15. Von dort aus reichen die Gebiete erhöhter Deposition bis nach Nordbayern und in den Nordosten von Baden-Württemberg, also Hohenlohe, Taubergebiet und Odenwald. Im Land ist nach Süden hin eine starke Abnahme der Schwefel-Deposition festzustel-

len, die nur durch eine Insel im Nordschwarzwald und ein Band im Rheingraben unterbrochen wird. Im Vergleich der Bundesländer schneidet Baden-Württemberg aber insgesamt sehr gut ab, was eine Folge der seit Jahren konsequent durchgeführten Maßnahmen zur Minderung der Schwefelemissionen im eigenen Land ist.

Die Wintersituation in der Abbildung 15 aus dem Jahr 1997 zeigt noch hohe Schwefel-Depositionen in Thüringen und Sachsen. Da sich die Schwefeldioxid-Emissionen in diesen Bundesländern kontinuierlich bis heute weiter verringert haben, erfolgt dadurch sicherlich auch eine weitere Entlastung für den nordöstlichen Teil von Baden-Württemberg sowie den Nordschwarzwald.

Im Bereich der flächenhaften Deposition von Stickstoffverbindungen, die in den Abbildungen 16 und 17 dargestellt ist, ergibt sich leider kein so erfreuliches Bild für Baden-Württemberg. In der, mengenmäßig wichtigeren, Sommersituation (Abbildung 16) zeigt zwar Nordrhein-Westfalen flächenmäßig die stärksten und ausgedehntesten Depositionen von Stickstoffverbindungen, doch erstreckt sich eine Zone vergleichbar hoher Deposition weit nach Baden-Württemberg hinein, betreffend die nördliche Rheinebene und besonders den gesamten Schwarzwald, ebenso den Odenwald und Schwäbischen Wald.

Im Winter weist die Stickstoffdeposition eine eher kleinräumig differenzierte Verteilung auf, wie die Abbildung 17 zeigt. Höhere Ablagerungsraten sind im Rheingraben, Odenwald, Kraichgau und Nordschwarzwald zu erkennen. Nach Südosten hin nehmen die Depositionsmengen im Land deutlich ab.

Da die aktuellen Messungen der Luftkonzentrationen von Stickstoffdioxid im landesweiten Messnetz keine sichtbare Tendenz eines Konzentrationsrückganges in den letzten Jahren erkennen lassen, sind weiterhin hohe Depositionsraten, vor allem im Sommerhalbjahr zu befürchten. Hier von betroffen bleiben auch die besonders sensiblen Wald- und Mooregebiete des Nordschwarzwaldes.

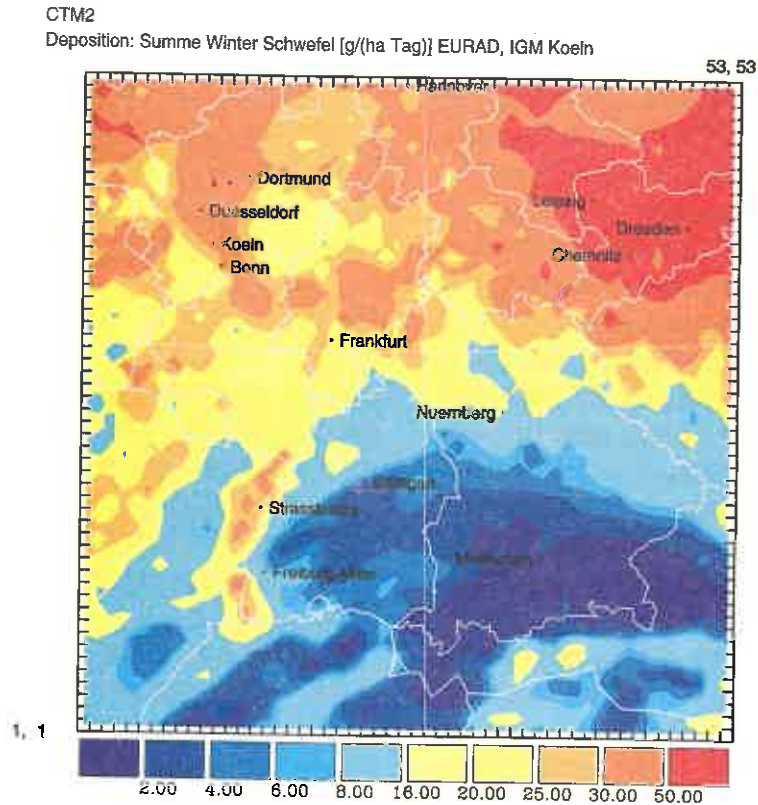


Abbildung 15: Simulierte räumliche Verteilung der Deposition von versauernden Schwefelverbindungen im Winter im inneren Rechengebiet

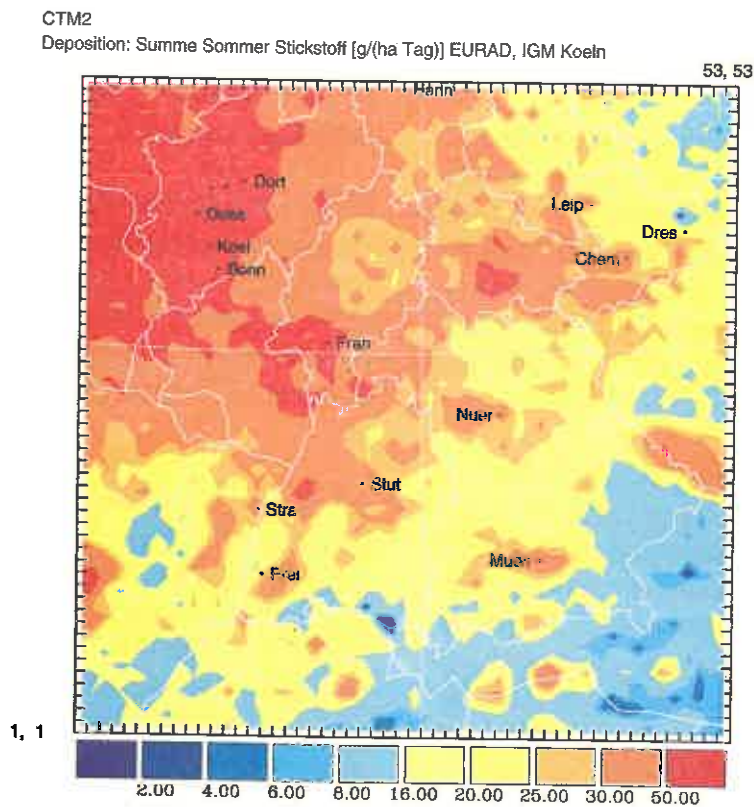


Abbildung 16: Simulierte räumliche Verteilung der Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen im Sommer im inneren Rechengebiet

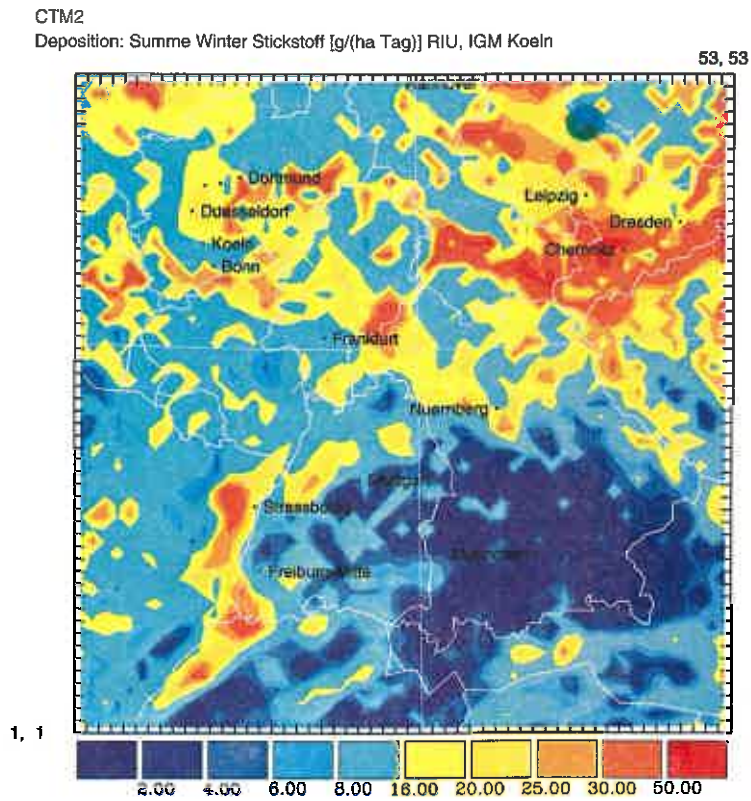


Abbildung 17: Simulierte räumliche Verteilung der Deposition von eutrophierenden Stickstoffverbindungen im Winter im inneren Rechengebiet

4 Ausblick

Durch die hier vorgestellten Berechnungen konnte eine ganze Reihe bisheriger Kenntnislücken bezüglich des Eigenanteils von Baden-Württemberg an der Immissionsbelastung, der Wirksamkeit von Emissionsminderungs-Maßnahmen und der Deposition weitgehend geschlossen werden. Eine einmalige Untersuchung wie sie hier vorgestellt wurde, bedarf aber einer Aktualisierung bzw. der weiteren Verbesserung von Ergebnissen und dem Aufgreifen neuer Probleme.

Folgende Untersuchungen sollten wegen der raschen Veränderung der Emissionen in Europa in nächster Zeit begonnen werden:

Erneute Berechnung der Schwefeldeposition mit aktuellem Emissionskataster (Stand 1999) wegen starker Änderungen der Schwefel-Emissionen von 1994 bis 1999 in den Neuen Bundesländern und den östlichen Nachbarstaaten Tschechien und Polen.

- Die genaue Untersuchung mit Ursachenanalyse der Ozonepisode vom 10.- bis 12.

August 1998 mit der Auslösung von Verkehrsbeschränkungen nach § 40 des Bundes – Immissionsschutzgesetzes.

Folgende Arbeiten sind notwendig, um eine Ergebnisverbesserung zu erzielen:

- Höhere räumliche Auflösung der Depositionsberechnungen zur Erstellung von detaillierten Depositionskarten im Raster von 1 bis 2 km, besonders für die Stickstoffverbindungen.
- Berechnung mehrerer Wettersituationen und zwar aus dem Herbst und Frühjahr, sowie eine weitere Sommerperiode mit stärkeren Regenanteilen und eine weniger kalte, mehr feuchtmilde Winterperiode.

Die laufenden Bemühungen um eine verbesserte Modellierung der Aerosolphysik und -chemie lassen zukünftig auch Aussagen über die Herkunft der Feinststäube zu. Dieser Problembereich wird in den nächsten Jahren in der Umweltdiskussion sehr intensiv geführt werden, da großflächige Überschreitungen der neuen, sehr niedrigen europäischen Grenzwerte auch in Baden-Württemberg zu erwarten sind.

Literatur Hinweis

Die im Rahmen des EURAD Projektes in den letzten Jahren durchgeführten Studien und Forschungsarbeiten sind in zahlreichen Veröffentlichungen dargestellt worden. Die Fülle dieser Spezialliteratur mit einem meist engen thematischen Bezug kann hier nicht angegeben werden. Einen guten Überblick über das Gesamtsystem gibt die folgende Publikation (trotz des englischen Titels in Deutsch verfasst):

EURAD – European Air Pollution Dispersion Model System

Von A. Ebel, H. Elbern, H.J. Jakobs, C. Kessler, M. Memmesheimer, A. Oberreuter, G. Piekorz

Mitteilungen aus dem Institut für Geophysik und Meteorologie der Universität zu Köln, Heft 120, Köln 1997

Anschrift der Autoren:
Rheinisches Institut für Umweltforschung
an der Universität zu Köln
Aachener Straße 201 – 209
50931 Köln

Liste der Abkürzungen

CORINAIR:	COR Inventories Air (COR: Coordination d'Information Environmental) Schadstoff-Emissions-Kataster der Europäischen Umweltagentur
ECWMF	European Center for Meteorological Weather Forecast in Reading, Großbritannien
EEM	EURAD – Emissions – Modell
EMEP	Programme for Monitoring and Evaluation of Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe
EURAD	Europäisches Ausbreitungs- und Depositionsmodell
EUROTRAC	European Experiment on the Transport and Transformation of Environmentally Relevant Trace Constituents
RADM	Regional Acid - Deposition Model

Abkürzungen für Substanzen

NO _x	Summe der Stickstoffoxide (NO+NO ₂)
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO ₃	Nitrat
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
O ₃	Ozon
SO ₂	Schwefeldioxid
SO ₄	Sulfat
VOC	Volatile Organic Compounds (Leichtflüchtige organische Verbindungen)

**“Luftqualität, Lärm, Verkehr”
ISSN 0949-0280**

Titel	Band	Jahr der Herausgabe	Preis (falls lieferbar)
Die Luft in Baden-Württemberg Jahresbericht 1998	1	1999	kostenlos
Lärm und seine dauerhafte Minderung durch kommunale Planung	2	2000	kostenlos

LfU-Bibliothek



00490045