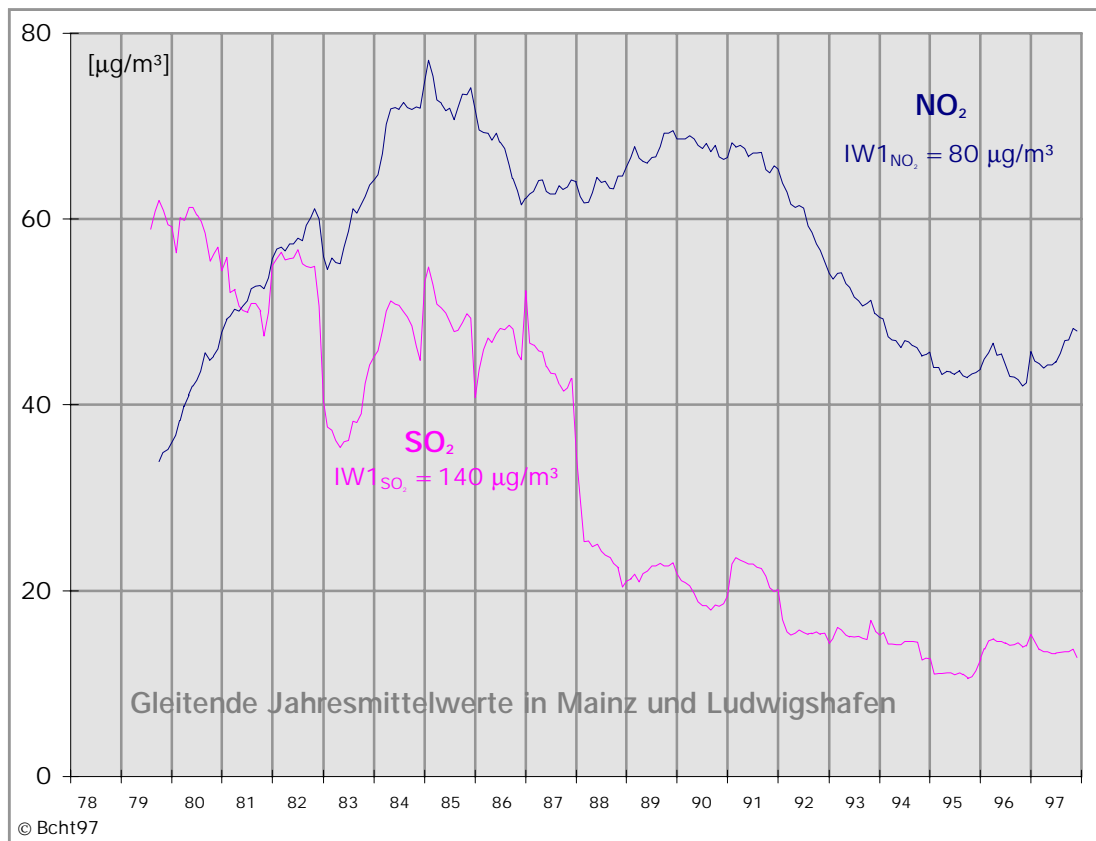


Dr. Horst Borchert

Der Verlauf von Luftschadstoffen in Rheinland - Pfalz als Ergebnis der Luftreinhaltemaßnahmen

Eine Auswertung der Monatsberichte über die
Messergebnisse von 1978 bis 1997 des
Zentralen Immissionsmessnetzes
- ZIMEN -



Herausgeber:
Physikdirektor a.D. Dr. Horst Borchert

(1998)

Titel: Der Verlauf von Luftschadstoffen in Rheinland-Pfalz als Ergebnis der Luftreinhaltemaßnahmen

Autor: Horst Borchert, Westring 159, D 55120 Mainz

Lehrbeauftragter an der Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Geographisches Institut
Physikdirektor a.D. aus dem Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

Bearbeitung und Druck: UMAD GmbH, Wartenberger Straße 24, 13053 Berlin

Auflage: 200

Bezug: UMAD GmbH, Wartenberger Straße 24, 13053 Berlin
Schutzgebühr 10,00 DM zzgl. Porto
Bestellung per Post oder E-Mail: service@umad.de

Inhaltsverzeichnis

1. Einführung	4
2. Das telemetrische Luftmessnetz - ZIMEN - für Rheinland-Pfalz	4
3. Der Temperaturverlauf	6
4. Schwefeldioxid - SO ₂ -	7
5. Schwebstaub - SwSt -	10
6. Stickstoffdioxid - NO ₂ -	12
7. Kohlenmonoxid - CO -	14
8. Benzol - C ₆ H ₆ -	15
9. Ozon - O ₃ -	16
10. Zusammenfassung	20
11. Abbildungsverzeichnis	21
12. Quellenverzeichnis	22

1. Einführung

In der Bundesrepublik Deutschland wurde zur Minderung von Luftschadstoffen im Jahre 1974 das "Bundes-Immissionsschutzgesetz" - BImSchG - erlassen.

Die darin vorgeschriebene fortlaufende Messung der Immissionen der Luftschadstoffe und Überwachung der Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen sind Aufgaben der 16 Länder.

Nachfolgend wird das Verhalten der Immissionen in den zurückliegenden zwanzig Jahren in den Stadt- und Waldgebieten des Landes Rheinland-Pfalz dargestellt und analysiert.

Rheinland-Pfalz liegt im Zentrum von Europa, hat selbst relativ wenige Schadstoffemittenten und ist von stark industrialisierten Ländern umgeben. Insofern können die Schadstoffimmissionen in diesem Land als repräsentativ für Mitteleuropa angesehen werden. Das gleiche gilt wegen der räumlichen Lage und geographischen Struktur für die Klimaentwicklung.

Seit Inkrafttreten des BImSchG wurden viele ergänzende Verordnungen und Richtlinien erlassen, in die auch die inzwischen gewonnenen Erfahrungen eingeflossen sind /1/. Die Durchsetzung der in diesem Regelwerk festgelegten Maßnahmen ergab teilweise einen erheblichen Rückgang der Emissionen von Luftschadstoffen in der Industrie, in den Haushalten und im Straßenverkehr.

Der wirtschaftliche Zusammenbruch der ehemaligen DDR führte zum Rückgang der dortigen Emissionen und damit auch zur weiteren Abnahme der Immissionen im Westteil der Bundesrepublik.

Meteorologische Veränderungen in Mitteleuropa beeinflussten ebenfalls in starkem Maße die Immissionen von Luftschadstoffen.

Nachfolgend wird auch über einige besondere Erfahrungen bei der Überwachung der Luftschadstoffe berichtet, die für die Beurteilung ihrer Entwicklung hilfreich sind.

2. Das telemetrische Luftmessnetz - ZIMEN - für Rheinland-Pfalz

Zur fortlaufenden Überwachung der Luftschadstoffe wurden in fast allen Ländern telemetrische Immissionsmessnetze eingerichtet.

Abbildung 1 zeigt die räumliche Anordnung eines Teils der 32 Messstationen des Messnetzes ZIMEN im südwestlichen Bundesland Rheinland-Pfalz /2/. Die Messnetzzentrale befindet sich in Mainz am Rhein.

Mit diesem Messnetz wurden Kenntnisse über die Entstehung und Ausbreitung der Luftschadstoffe in städtischen und ländlichen Gebieten gewonnen /3/.

In den als "Untersuchungsgebiete gemäß §44(2) BImSchG" ausgewiesenen Städten Mainz und Ludwigshafen wurden die ersten kontinuierlichen Messungen 1977 aufgenommen. Das ergibt einen nahezu zwanzigjährigen Überblick über den Verlauf der Luftschadstoffe in diesen Gebieten.

Die Messergebnisse des ZIMEN werden seit 1978 in Monatsberichten veröffentlicht /4/.

Aktuelle Informationen und Messdaten aus Rheinland-Pfalz sowie den Luftmessnetzen anderer Bundesländer können auch über die Linksammlung unter der Internetadresse <http://www.umad.de> abgerufen werden.

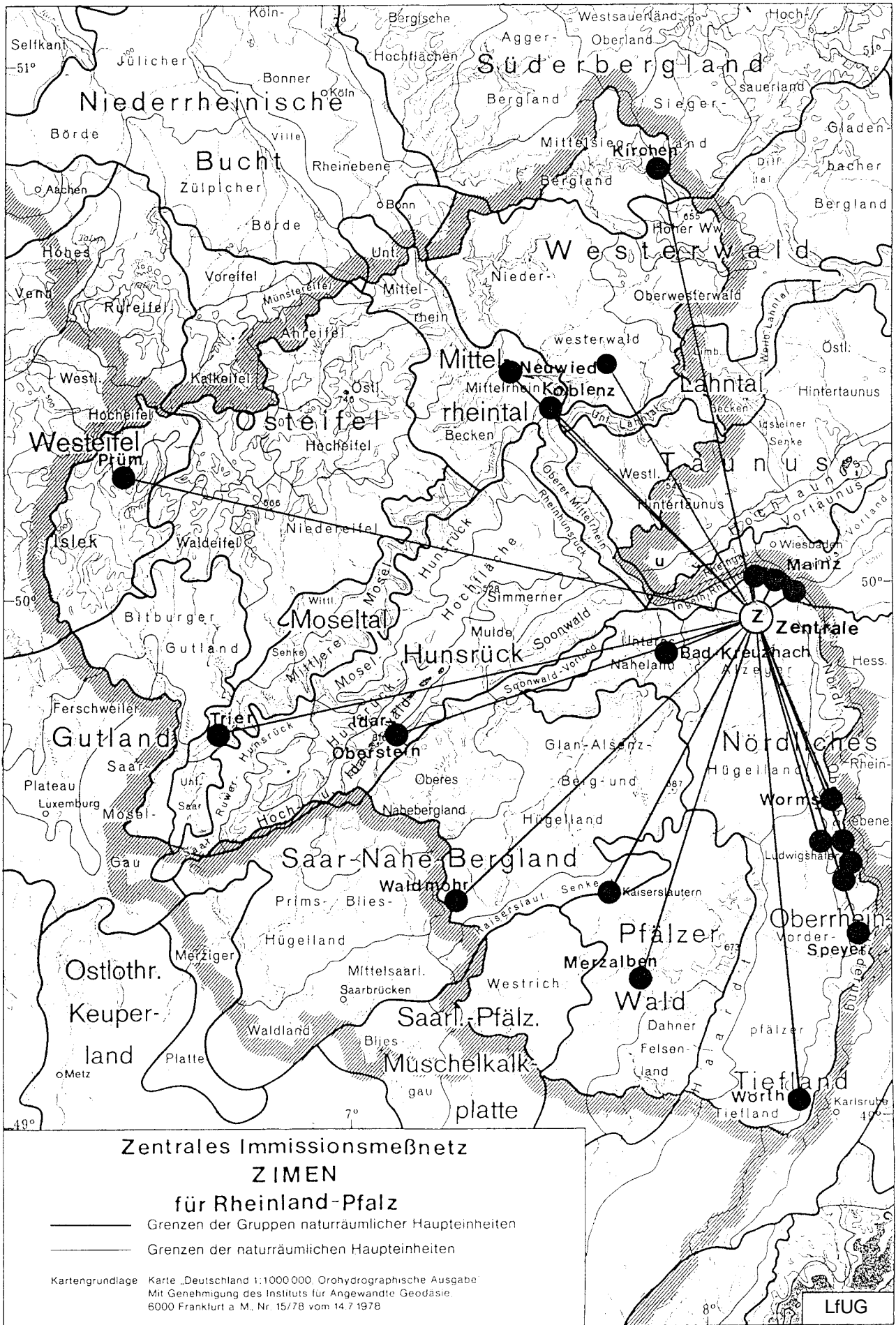


Abb. 1: Zentrales Immissionsmeßnetz ZIMEN für Rheinland-Pfalz

3. Der Temperaturverlauf

In den vergangenen achtzehn Jahren gab es starke Schwankungen des Klimas in Europa, was sowohl die Produktion als auch den Transport von Luftschadstoffen beeinflusste.

Die einfachste Beschreibung des Klimas ist durch den Verlauf der Lufttemperatur gegeben.

In Abbildung 2 ist der Verlauf der Monatsmittel und der gleitenden Jahresmittel der Lufttemperatur in den Städten Ludwigshafen und Mainz dargestellt. Die Werte sind in beiden am Rhein liegenden Städten nahezu gleich groß.

Langzeitmessungen von mehr als 30 Jahren in Geisenheim am Rhein ergaben dort bis 1983 eine mittlere Temperatur von 10,0 °C.

Die in Mainz und Ludwigshafen von 1978 bis 1982 mit dem ZIMEN gemessenen Temperaturen lagen ebenfalls im Mittel bei 10 °C.

1982 und 1983 gab es dann ein kurze Wärmeperiode mit relativ warmen Sommermonaten.

1984 begann eine bis 1987 anhaltende Kälteperiode mit sehr kalten Wintermonaten. Die kalten winterlichen Wetterlagen waren gekennzeichnet durch trockene arktische Winde aus nordöstlichen Richtungen unterhalb hochliegender Inversionsschichten.

Danach herrschte von 1988 bis 1995 in Europa eine etwa achtjährige Warmwetterperiode mit milden Wintern und zunehmend sehr warmen Sommermonaten. Die kalten Inversionswetterlagen traten bis 1990 nicht mehr auf und danach nur noch sehr selten und kurzzeitig.

Die Sommer zwischen 1990 und 1995 waren bei starker Sonneneinstrahlung zunehmend sehr warm. Die mittleren Jahrestemperaturen stiegen in dieser langen Wärmeperiode um fast zwei Grad Celsius über die früheren Langzeitwerte.

1996 erfolgte dann wieder ein Rückgang der Jahresmittelwerte um fast zwei Grad Celsius. 1997 ist jedoch erneut ein Anstieg der mittleren Jahrestemperaturen zu beobachten.

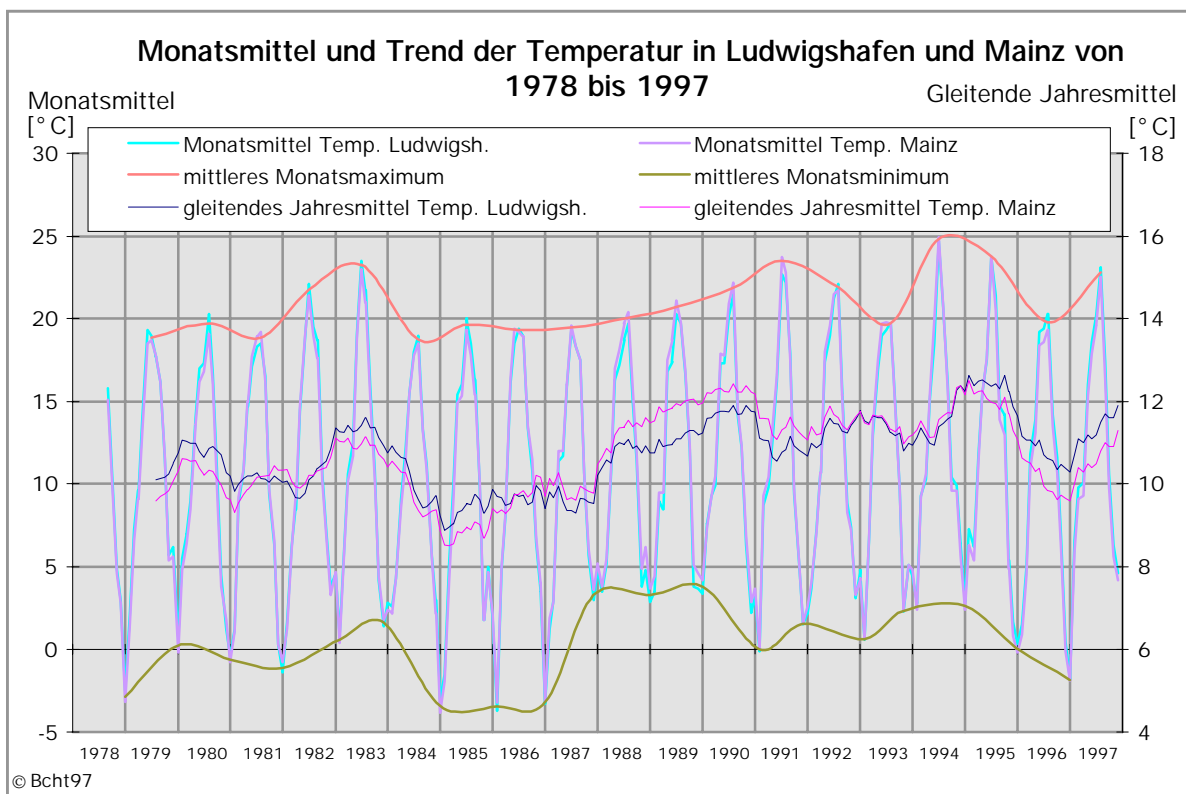


Abb. 2: Monatsmittelwerte und Trend der Temperatur in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-

4. Schwefeldioxid - SO₂ -

Schwefeldioxid war seit Beginn der Bemühungen um Luftreinhaltung in Europa der Leitschadstoff der Luftbelastungen. Hauptquelle des anthropogenen SO₂ ist die Verbrennung fossiler Brennstoffe wie Kohle, Erdöl und sonstiger organischer, schwefelhaltiger Stoffe. SO₂ ist also durch Bestandteile des Brennstoffs verursacht.

Seine Reduzierung beruht im wesentlichen auf der Entschwefelung der Brennstoffe oder deren Verbrennungsgase oder auf Nutzung alternativer Energiequellen.

Abbildung 3 zeigt den Verlauf der Monatsmittelwerte von SO₂ in Mainz und Ludwigshafen, gemittelt über jeweils drei über das entsprechende Stadtgebiet verteilte Messstationen. Die hohen Winterwerte werden verursacht durch die zunehmenden Heizaktivitäten, durch das verstärkte Auftreten von örtlichen Bodeninversionen, die SO₂ akkumulieren,

und durch Ferntransporte von SO₂ in kalten Nordostdriften unterhalb hochliegender Inversionsschichten /5/.

Der plötzliche Rückgang der SO₂-Konzentrationen seit Winter 1987 hatte mehrere Ursachen:

- Durch Wegfall der kalten Nordostwindwetterlagen gab es keinen Ferntransport mehr von anthropogenem SO₂ aus den östlich des Landes gelegenen Industriebereichen.
- Das Wirksamwerden der 1983 in Kraft getretenen "Großfeuerungsanlagenverordnung" (13. BImSchV) reduzierte die SO₂-Emissionen aus Großkraftwerken (E > 50 MW).
- Die Abschaltung von Energieversorgern in der ehemaligen DDR führte zum Versiegen der Quellen von ferntransportiertem SO₂.

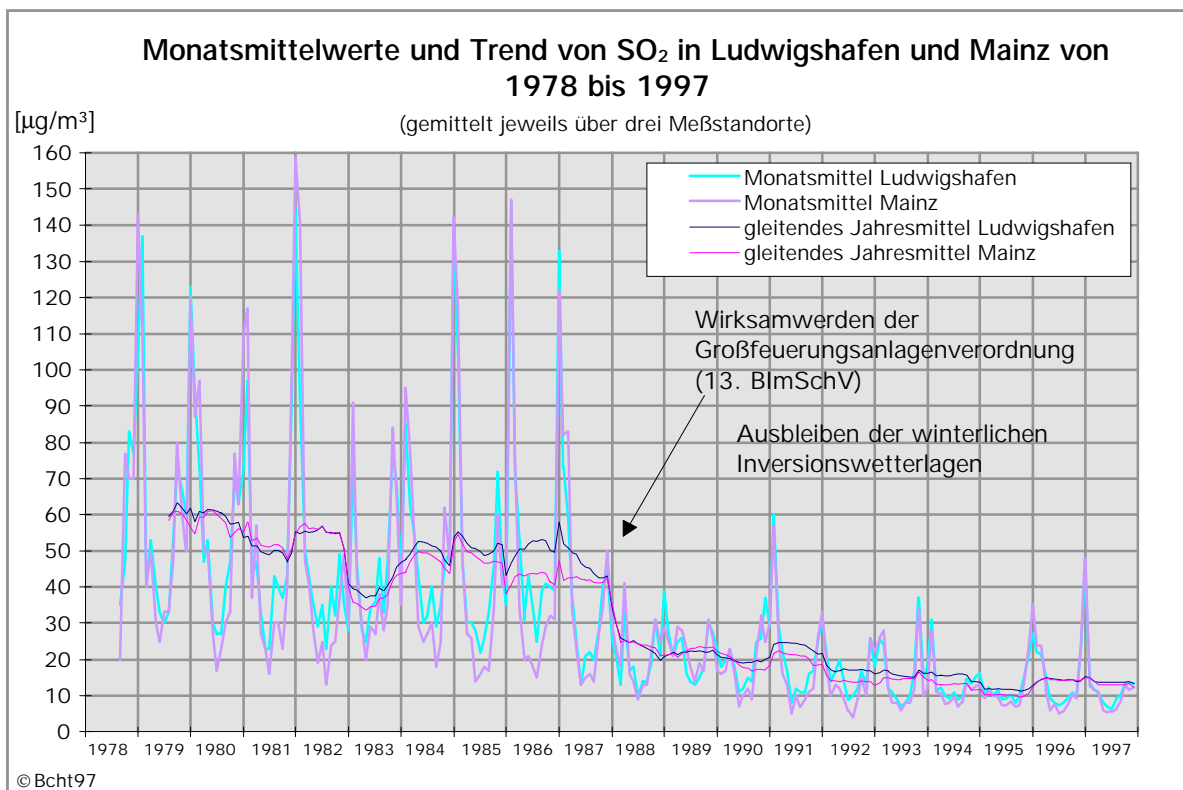


Abb. 3: Monatsmittelwerte und Trend von SO₂ in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997 (gemittelt jeweils über 3 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LFUG-

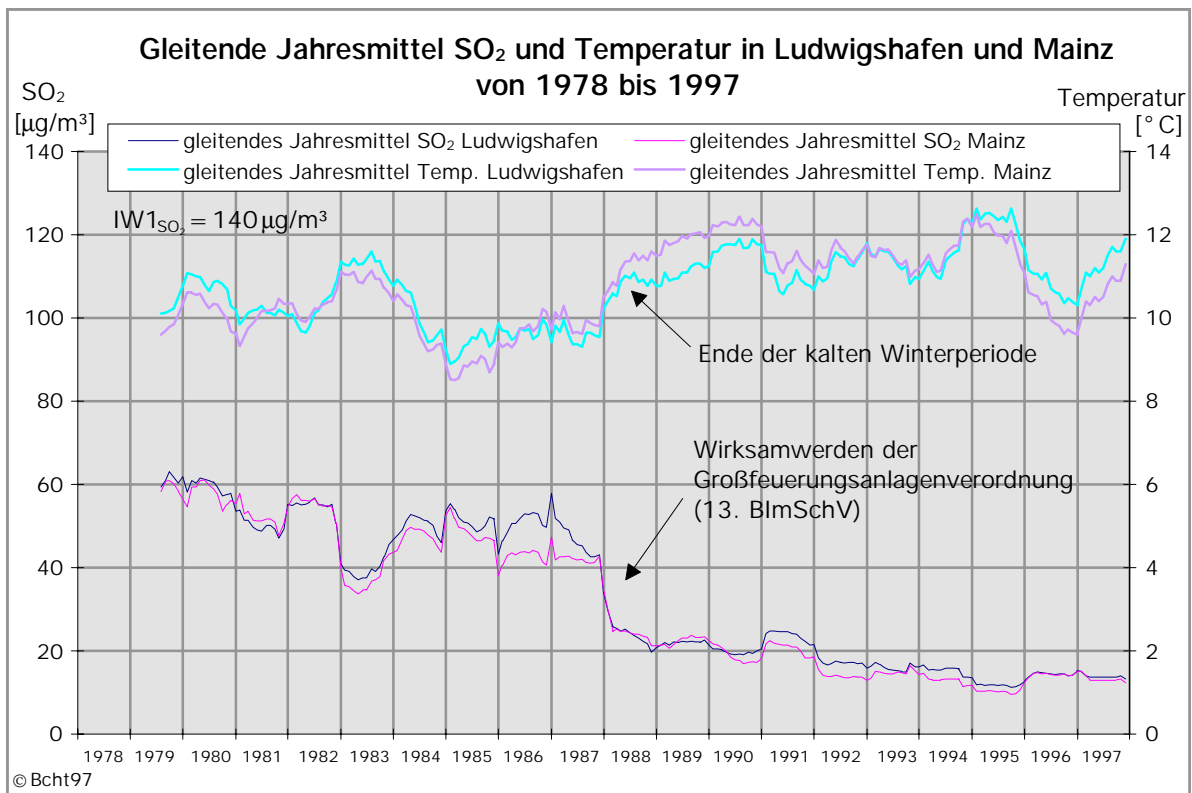


Abb. 4: Gleitende Jahresmittelwerte SO₂ und Temperatur in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997 (gemittelt jeweils über 3 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-

In Abbildung 4 sind die gleitenden Jahresmittelwerte von SO₂ und der Lufttemperatur von Mainz und Ludwigshafen gegenübergestellt.

Der Trend dieser beiden Komponenten war in den achtziger Jahren deutlich gegenläufig. Kalte Wetterlagen führten zu starken SO₂-Immissionen.

Dieser Zusammenhang ist bei dem relativ starken Rückgang der mittleren Jahrestemperatur im Jahre 1996 kaum noch zu erkennen.

Dieses ist vordringlich als Folge der Maßnahmen zur Emissionsminderung durch die Großfeuerungsanlagenverordnung anzusehen /1/.

Die toxische Wirkung des SO₂ wird im wesentlichen durch gleichzeitig auftretenden lungengängigen Schwebstaub verursacht. Schwebstaub transportiert das angelagerte SO₂ als Aerosol in die tieferen Lungenbereiche, wo die sich bildenden Säuren zur Erhöhung der Atemungswiderstände und schließlich zu Lungenentzündungen führen können /6/. Als Immissionswert ist in der TA Luft der jährliche Mittelwert von IW1 = 140 µg/m³ festgelegt. Ein Vergleich der entsprechenden Kenngröße mit diesem Wert in Abbildung 4 zeigt, dass derzeit durch Langzeiteinwirkung des SO₂ keine wesentliche Gesundheitsgefährdung zu befürchten ist.

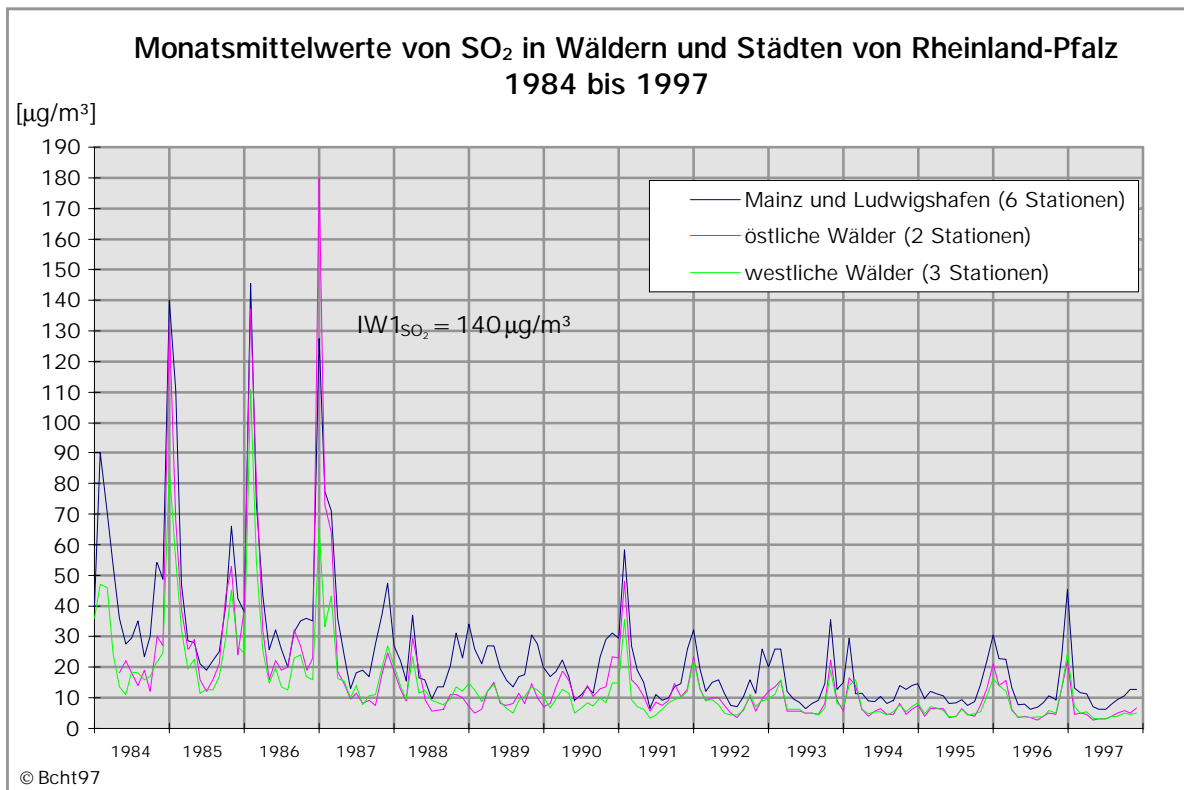


Abb. 5: Monatsmittelwerte von SO₂ in Wäldern und Städten von Rheinland-Pfalz von 1984 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-

Der Eintrag von SO₂ in die Biosphäre gilt als eine der Ursachen des Waldsterbens. Die bei Luftfeuchtigkeit und Regen aus SO₂ entstehenden Säuren führen zur Versauerung des Bodens und damit zu Wachstumsstörungen der Bäume /7/. Um das Ausmaß dieser Versauerung abzuschätzen, wurden 1984 an fünf Waldstandorten in Rheinland-Pfalz Messstationen zur kontinuierlichen Erfassung der SO₂-Konzentrationen aufgestellt und an das Messnetz ZIMEN angeschlossen. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit denen der industrialisierten Standorte Mainz und Ludwigshafen in Abbildung 5 zeigt keinen wesentlichen Unterschied zwischen den SO₂-Belastungen in den Wald- und Stadtgebieten.

Die SO₂-Konzentrationen in den Waldgebieten liegen nur geringfügig unter denen der Städte. Diese Ergebnisse haben zunächst überrascht, hatte man doch die hochgelegenen industriefernen Waldregionen quasi als Reinluftgebiete angesehen.

Nähere Untersuchungen der Windbewegungen mittels Rückwärtstrajektorien haben dann gezeigt, dass die SO₂-Belastungen in den Wintermonaten vor 1987/88 überwiegend durch Ferntransporte aus den Industriebereichen der ehemaligen DDR und Oberschlesiens kamen /5/. Diese Ferntransporte wurden auch noch im Elsaß deutlich nachgewiesen.

Bei Windströmungen aus westlichen Richtungen wird nur wenig gasförmiges SO₂ in Rheinland-Pfalz gemessen, obwohl im Westen des Landes durchaus SO₂-Quellen vorliegen (saarländische und lothringische Industriegebiete). Da bei westlichen Winden im allgemeinen hohe Luftfeuchtigkeit vorliegt, sind die SO₂-Moleküle bereits als Aerosole an Staub gebunden sowie in Regentröpfchen eingeschlossen und können so als Gas nicht nachgewiesen werden. Deswegen ist der SO₂-Eintrag auch durch Analysen der Niederschläge und des Staubbiederschlages zu bestimmen.

5. Schwebstaub - SwSt -

In Abbildung 6 sind die gleitenden Jahresmittelwerte von Schwebstaub denen von SO_2 und der Lufttemperatur in Mainz und Ludwigshafen gegenübergestellt. Der Verlauf von Schwebstaub und von SO_2 ist ähnlich, was darauf hinweist, dass ein wesentlicher Teil des Staubes ebenfalls wie SO_2 der Verbrennung fossiler Brennstoffe entstammt.

So findet 1988 auch bei Schwebstaub durch das Ausbleiben der winterlichen Ferntransporte ein plötzlicher Rückgang der gleitenden Jahresmittel statt. Allerdings erfolgt ab 1988 im Gegensatz zu SO_2 wieder eine Zunahme der mittleren Staubkonzentrationen, die in etwa dem Temperaturanstieg in diesem

Zeitraum folgt. Dieser Anstieg des Schwebstaubes bei ansteigender Temperatur zeigt, dass bei zunehmender Trockenheit Staubaufwirbelungen durch landwirtschaftliche Aktivitäten oder Autoverkehr als Quelle des Schwebstaubes an Bedeutung gewinnen.

Schwebstaub aus unterschiedlichen Quellen hat verschiedene Färbungen und auch Partikelgrößen. Aus diesem Grunde sind zur Messung des Schwebstaubes gravimetrische Methoden oder vergleichbare Techniken zu verwenden. Häufig wird die sogenannte "black-smoke-Methode" eingesetzt, die helle Staubanteile nicht erfasst.

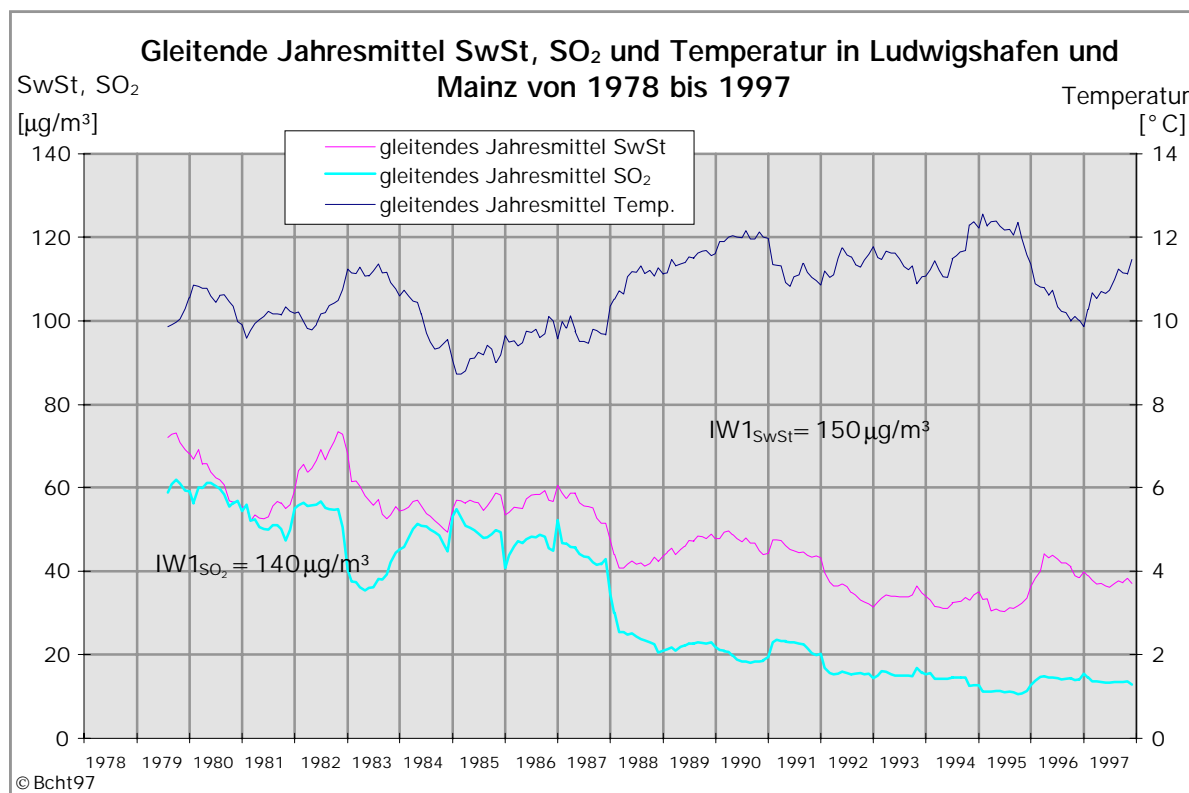


Abb. 6: Gleitende Jahresmittelwerte von Schwebstaub, Temperatur und SO_2 in Mainz und Ludwigshafen von 1978 bis 1997 (Staub und SO_2 jeweils gemittelt über 6 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-

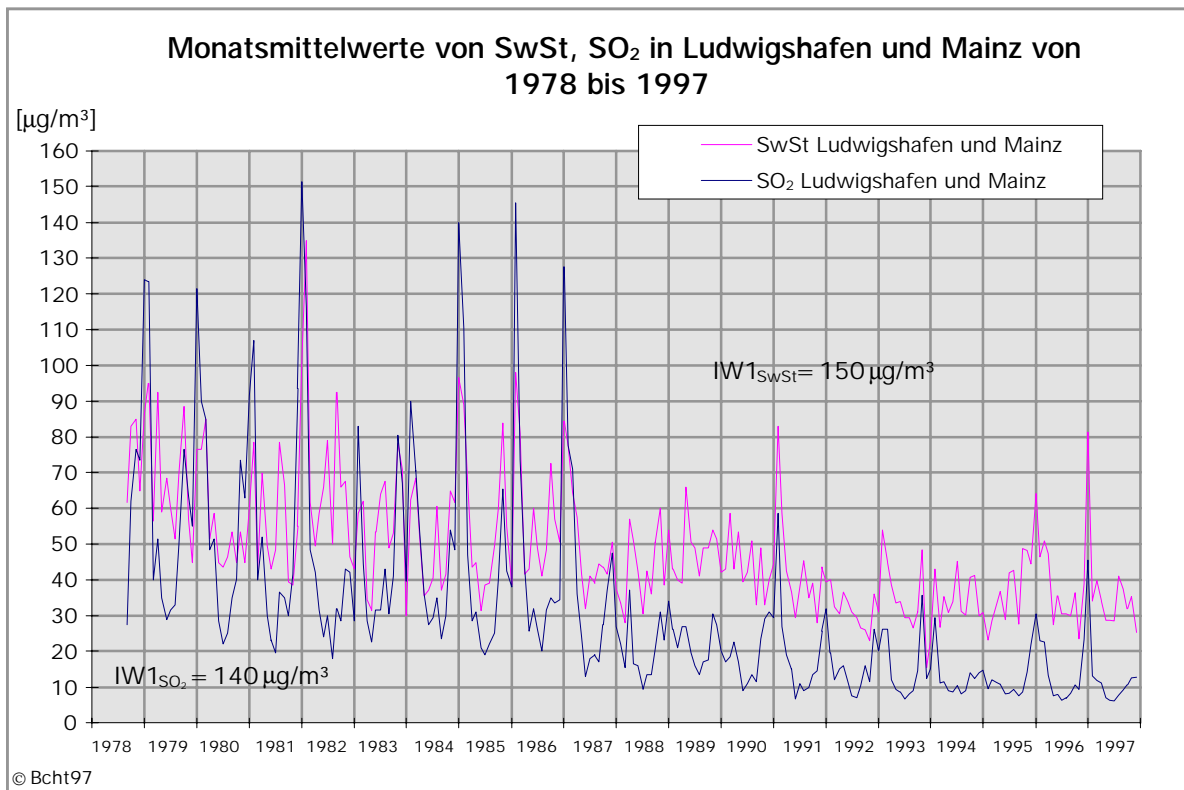


Abb. 7: Monatsmittelwerte von Schwebstaub, Temperatur und SO₂ in Mainz und Ludwigshafen von 1978 bis 1997 (gemittelt über 6 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LFUG-

In Abbildung 7 sind die Monatsmittelwerte von Schwebstaub und SO₂ in beiden Städten gegenübergestellt. Im Sommer steigen die Staubkonzentrationen im Gegensatz zu SO₂ wieder an, was auch hier auf andere Staubquellen in der Sommerzeit hinweist.

Der nicht anthropogene Staubanteil liegt im jährlichen Mittel je nach Standort bei 20 bis 30 µg/m³.

Bei lokalen Staubaufwirbelungen können maximale Konzentrationen von bis zu 1 mg/m³ als Stundenmittelwert auftreten.

Relativ hohe Konzentrationen wurden ebenfalls bei zeitlich und räumlich ausgedehnten Schwebstaubwolken als Folge von Waldbränden an der französischen Riviera oder bei Ferntransporten von Feinstaub aus der Sahara gemessen /4/.

Staubteilchen im Größenbereich unter 10 µm adsorbieren auch toxische Luftschadstoffe und transportieren diese als Aerosole in tiefere Lungenbereiche. Daher werden die Grenzwerte von Schwebstaub in Warnvorschriften wie

etwa Smog-Verordnungen in Kombination mit SO₂-Grenzwerten angegeben /1/, /6/, /8/.

Seit 1992 liegt die langfristige Staubbelastung in den Städten nahezu konstant bei 40 µg/m³ und damit weit unterhalb des Immissionswertes von 150 µg/m³ für Langzeiteinwirkungen.

Allerdings wurde der in der Richtlinie VDI 2310 festgelegte maximale Tagesmittelwert von 200 µg/m³ (MIK-Wert) im Januar 1997 in beiden Städten z. T. erheblich überschritten. Die kontinuierliche Überwachung von Schwebstaub vor allem auch als Trägersubstanz toxischer Aerosole ist somit weiterhin erforderlich.

In den Waldgebieten wird Schwebstaub zur Untersuchung von Fragen des Transports aerosolgebundener Luftschadstoffe gemessen, die als Säurebildner zur Versauerung des Bodens führen und daher mit als Ursachen des Waldsterbens anzusehen sind.

In den letzten Jahren wurde in den Waldgebieten ein nahezu konstanter Schwebstaubpegel um 20 µg/m³ gemessen.

6. Stickstoffdioxid - NO₂ -

NO₂ ist ein sekundärer Luftschadstoff, der durch Oxidation von NO durch Peroxide, Ozon und Luftsauerstoff entsteht.

Anthropogenes Stickstoffmonoxid (NO) entsteht im wesentlichen durch Oxidation des Luftstickstoffs N₂ bei hohen Verbrennungstemperaturen in den Flammenspitzen von Gasbrennern und sonstigen Feuerungsanlagen sowie in hochverdichtenden Automotoren.

NO₂ ist für den Menschen ein in der Lunge wirkendes Gas mit relativ scharfer Wirkungsschwelle /9/.

Sein Oxidationsprodukt Salpetersäure führt zur Erhöhung des Atemwiderstandes und zu Lungenentzündungen. Der Immissionswert der TA Luft als Jahresmittelwert beträgt 80 µg/m³.

Abbildung 8 zeigt den Verlauf der Monatsmittelwerte und gleitenden Jahresmittel von NO₂ in Mainz und in Ludwigshafen. An diesem Kurvenverlauf ist die Entwicklung des Straßenverkehrs und der immissionsmindernde Einfluss der Umweltpolitik auf den Straßenverkehr der letzten 20 Jahre abzulesen.

Bei Beginn der NO₂-Messungen mit dem Messnetz ZIMEN im Jahre 1979 wurde ein starker Anstieg der NO₂-Konzentrationen im gleitenden Jahresmittel beobachtet.

Dieser Anstieg war zunächst die Folge ansteigender Verkehrsdichte. 1982 wurde er für eine kurze Zeit durch die weltweite Energiekrise unterbrochen. Die dadurch eingeleitete Einführung kraftstoffsparender hochverdichtender Automotoren führte zu einem weiteren Anstieg der NO-Produktion und damit der NO₂-Immission.

Im Winter 1984/85 erreichte der in Ludwigshafen über drei Messstandorte gemittelte Jahresmittelwert den IW1-Wert von 80 µg/m³. Danach gingen die NO₂-Konzentrationen in beiden Städten auf etwa 65 µg/m³ zurück. Mit Einsetzen der warmen Witterungsperiode ab 1987/88 erfolgte, ähnlich wie beim Schwebstaub, wieder ein auch meteorologisch bedingter Anstieg des NO₂-Pegels auf fast 70 µg/m³.

Seit etwa 1990 erfolgte sodann in beiden Städten ein starker Rückgang der NO₂-Belastung.

Die Ursachen hierfür sind im Wirksamwerden der 1983 erlassenen Großfeuerungsanlagenverordnung und schließlich in der zunehmenden Einführung des Katalysators beim Automotor zu sehen. Die NO₂-Belastung pegelt gegenwärtig um etwa 45 µg/m³, das sind etwa 60 Prozent des IW1-Wertes, allerdings wieder mit leicht ansteigender Tendenz.

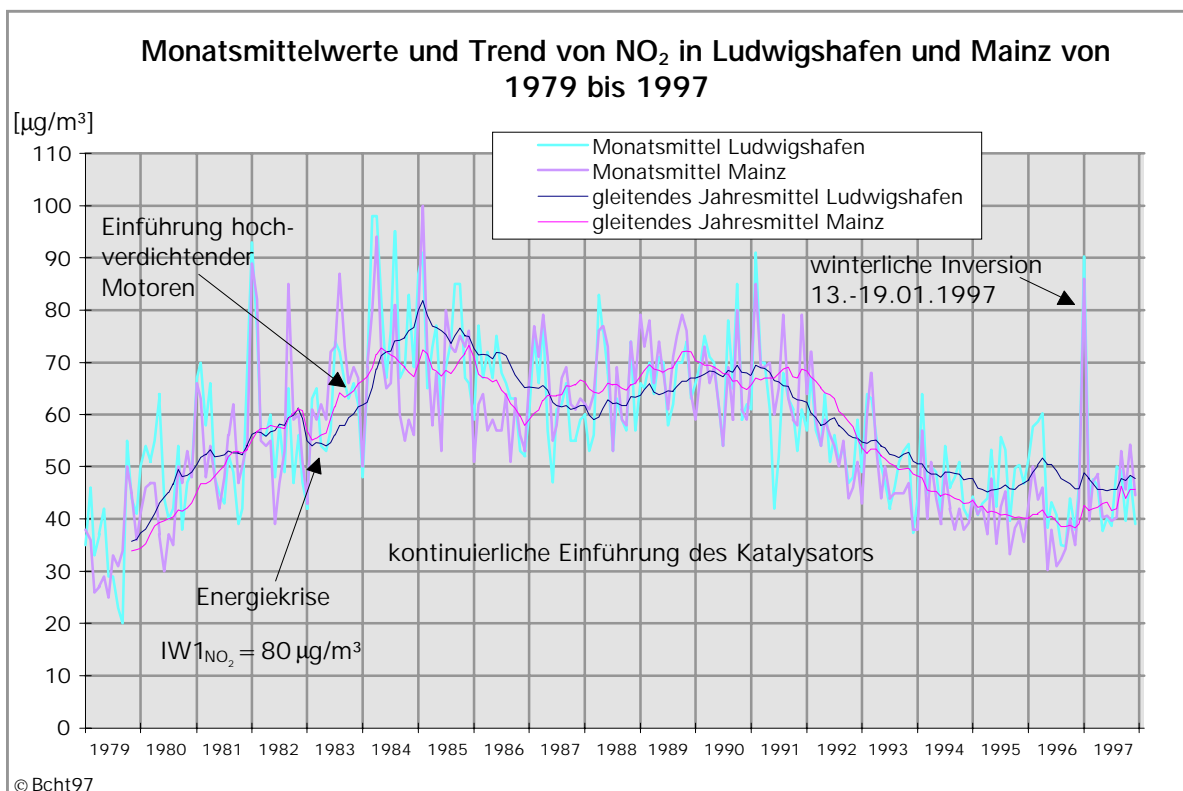


Abb. 8: Monatsmittelwerte und Trend von NO₂ in Ludwigshafen und Mainz von 1979 bis 1997 (gemittelt jeweils über 3 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LFUG-

Im Januar 1997 führte eine etwa zehntägige, sehr kalte Inversionswetterlage durch Anreicherung von NO_2 zu hohen Monatsmittelwerten, ebenso auch bei Schwebstaub und CO . Diese Smogbelastungen wurden vor allem durch den Kfz-Verkehr und den Hausbrand verursacht. Hierbei wurden die "Maximalen Immissions-Konzentrationen" von NO_2 für 24-stündige Einwirkung von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an 9 Tagen und der MIK-Wert für halbstündige Einwirkung von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an 4 Tagen an allen Messstandorten des oberen Rheintales jeweils ganztägig teilweise erheblich überschritten /4/, /9/.

Der luftchemische Abbau des NO_2 ergibt Salpetersäure, führt damit zur Versauerung des Bodens in den Waldgebieten

und liefert ebenfalls einen Beitrag zum Waldsterben. Daher wurde im Rahmen der Waldschadensforschung auch in den fünf Waldstationen 1984 die NO_2 -Messung aufgenommen. In Abbildung 9 sind die Monatsmittelwerte von NO_2 der Stadt- und Waldgebiete gegenübergestellt. Es gibt qualitativ wie quantitativ große Unterschiede im Verlauf des NO_2 in Wald und Stadt.

Vor 1994 lagen die Monatsmittel der Stadtgebiete etwa um das Vierfache über den Waldwerten. Seit 1994 sind die Stadtwerte nur noch doppelt so hoch wie die in den Wäldern. Der 1991 in den Städten einsetzende starke Rückgang des NO_2 wird in den Waldgebieten nicht beobachtet.

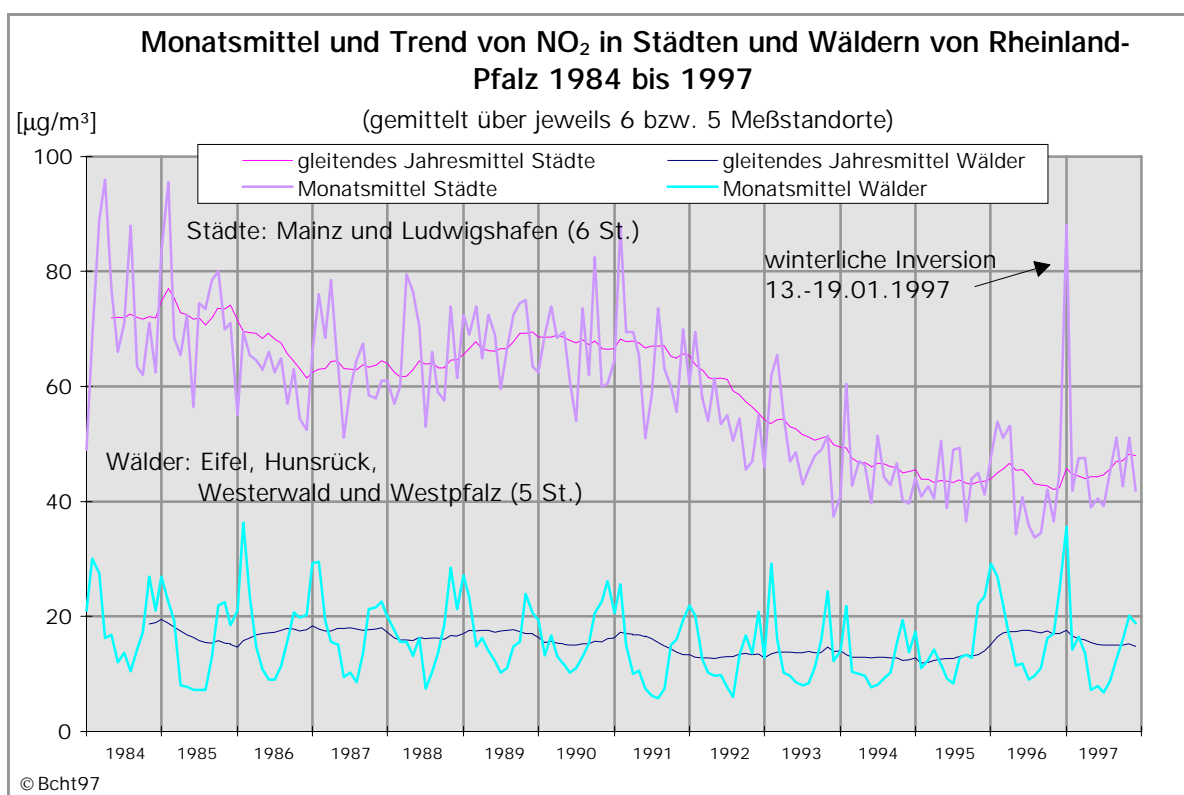


Abb. 9: Monatsmittelwerte und Trend von NO_2 in Wäldern und Städten von Rheinland-Pfalz von 1984 bis 1997 (gemittelt über jeweils 6 bzw. 5 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-

Auch die in den Waldstationen deutlich auftretenden jahreszeitlichen Periodizitäten treten in den Stadtbereichen nur sehr schwach auf. Quelle des NO_2 ist im wesentlichen der Kfz-Verkehr in den Städten, auf den Straßen und den Autobahnen. Diese liegen hauptsächlich in tieferen Bereichen des Landes. NO_2 wird von dort in die Waldregionen transportiert, wobei seine Konzentration durch Verdünnung und bei Sonneneinstrahlung durch Oxidation mittels OH-Radikale in Salpetersäure reduziert wird. Daher sind die NO_2 -Konzentrationen im Sommer in den Waldge-

bieten geringer als im Winter. Hierbei spielt auch die Entwicklung von O_3 eine Rolle, wie später dargestellt wird. NO_2 ist im wesentlichen ein Produkt von Verbrennungsprozessen. Daher ist seine Reduktion im wesentlichen eine Angelegenheit der Steuerung dieser Prozesse. Weiterhin sind zur NO_2 -Reduktion der Einsatz von Denoxieranlagen in der Industrie und die Einführung des geregelten Katalysators für Kraftfahrzeuge erforderlich. NO_2 ist der katalytische Produzent des Ozons und daher weiterhin ein streng zu beobachtender Luftschadstoff.

7. Kohlenmonoxid - CO -

Anthropogenes Kohlenmonoxid ist mengenmäßig der umfangreichste Luftschadstoff. Er entsteht im wesentlichen durch die unvollständige Verbrennung organischer Brennstoffe und Materialien. Die Hauptquelle des CO ist der Straßenverkehr. Zur CO-Reduktion wurde 1985 die Abgassonderuntersuchung (ASU) eingeführt.

In Abbildung 10 sind die Monatsmittelwerte und die gleitenden Jahresmittelwerte von CO an drei Messstationen in Mainz dargestellt. Der Immissionswert der TA Luft von 10 mg/m^3 wird an keiner Messstelle erreicht.

Die Monatsmittelwerte zeigen jahreszeitliche Schwankungen. In der Winterzeit werden höhere Werte gemessen als Folge des häufigeren Auftretens von Inversionswetterlagen und erhöhter Heizaktivitäten in den Haushaltungen. Im Sommer erfolgt ein stärkerer CO-Abbau zu CO_2 durch OH-Radikale.

Die drei Messstationen haben unterschiedliche Abstände zum Straßen-

verkehr. Die verkehrsnahen Station Parcusstraße mit etwa 30.000 bis 40.000 Fahrzeugen pro Tag zeigt einen kontinuierlichen Rückgang der CO-Immissionen seit 1983. Die Verkehrsdichte an diesem stark frequentierten Standort blieb nahezu konstant als Folge der gleichgebliebenen verkehrsdosierenden Ampelsteuerungen. Dieser CO-Rückgang ist auf die Verbesserung der Verbrennungsvorgänge in den Automotoren, auf die Vorschrift der Abgassonderuntersuchung und auf die Einführung des Katalysators zurückzuführen.

Die beiden anderen Messstationen haben unterschiedliche und größere Abstände zum Straßenverkehr mit schwankenden Verkehrsbelegungen von etwa 20.000 bzw. 5.000 Fahrzeugen pro Tag. Sie zeigen keinen wesentlichen Rückgang der CO-Belastungen in den letzten 19 Jahren. Die Gründe hierfür bedürfen noch einer Klärung.

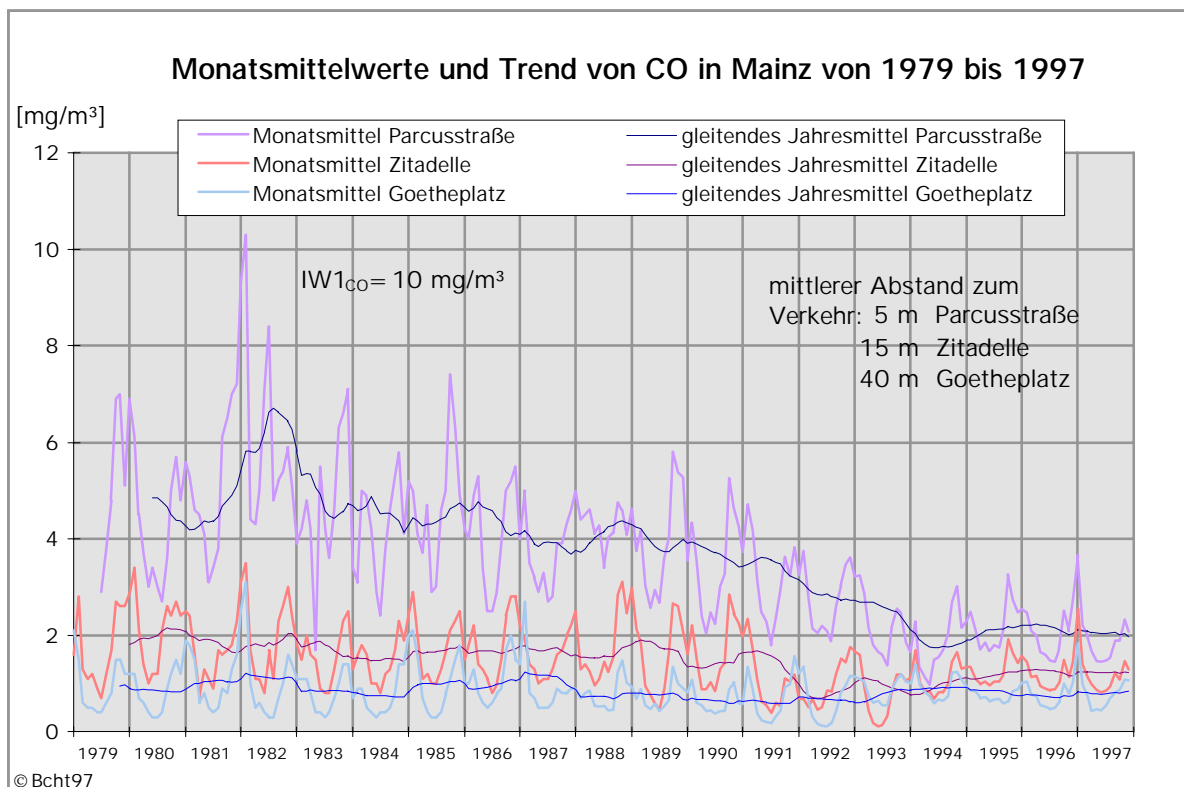


Abb. 10: Monatsmittelwerte und Trend von CO in Mainz von 1979 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-

Das CO in den Straßenbereichen wird überwiegend durch unvollständige Verbrennung des Treibstoffs im Automotor erzeugt. Insofern kann die relativ

einfache und preiswerte CO-Messung auch als Indikator für die Belastung der Luft mit Kohlenwasserstoffen dienen. Darüber hinaus kann bei gleichzeitiger

Messung von Stickoxiden und CO in Straßennähe aus dem Verhältnis dieser Komponenten auf das aktuelle Verkehrsverhalten geschlossen werden mit Hinweisen auf Verbesserungsmöglichkeiten des Verkehrsflusses. Aus diesen

Gründen dürfen die CO-Messungen in den Stadtgebieten nicht aufgegeben oder eingeschränkt werden. Sie sollten dort vielmehr gleichzeitig mit der Messung von NO und NO₂ erfolgen.

8. Benzol - C₆H₆ -

Seit Dezember 1996 muss in Deutschland in bestimmten Straßen der Innenstädte auch der karzinogene Luftschadstoff Benzol (C₆H₆) fortlaufend gemessen werden. Der Jahresgrenzwert beträgt bis zum 1. Juli 1998 15 µg/m³, danach 10 µg/m³ /1/.

Seit 1995 werden in Mainz und in Ludwigshafen an je einer verkehrsnahen Station fortlaufende C₆H₆-Messungen durchgeführt.

In Abbildung 11 sind die ersten in den Monatsberichten des ZIMEN veröffentlichten Monatsmittelwerte von C₆H₆ den entsprechenden Werten von Kohlenmonoxid gegenübergestellt.

Der Jahresmittelwert von Benzol in der

Parcusstraße in Mainz liegt bei etwa 8,6 µg/m³, in der Straße am Pfalzgrafenzplatz in Ludwigshafen bei 5,7 µg/m³.

An beiden Stationen ist eine gute Korrelation zwischen Benzol und CO ersichtlich (K > 0,94).

Das Verhältnis zwischen Benzol und CO liegt in Straßennähe mit einer Standardabweichung von weniger als acht Prozent bei dem Wert (C₆H₆)/(CO) = 4,3 µg/mg.

Dieser Umrechnungsfaktor wurde auch schon in früheren Straßenmessungen (z. B. Luftreinhalteplan Kehl) ermittelt.

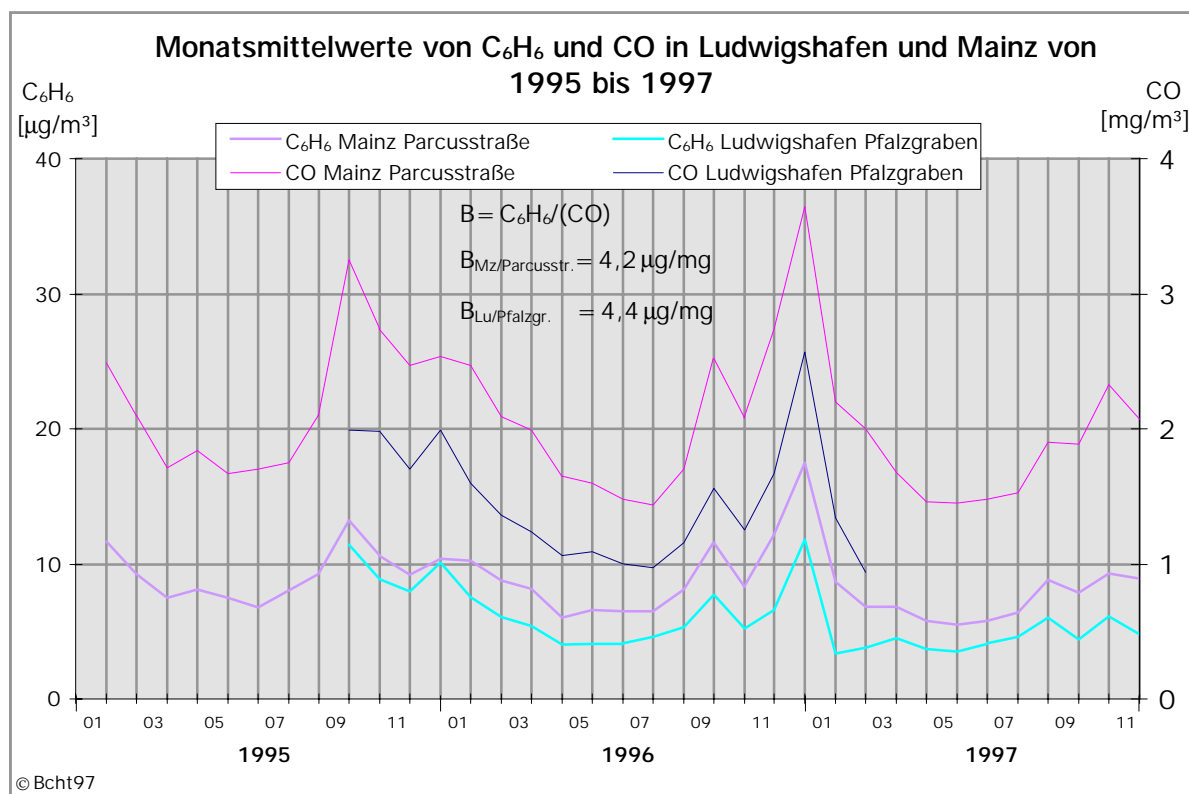


Abb. 11: Monatsmittelwerte von Benzol und CO in Mainz und Ludwigshafen von 1995 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LFUG-

Die Messung von CO ist relativ einfach, die von C₆H₆ relativ aufwendig. Insofern gibt die CO-Messung eine schnelle und auch preiswerte Information darüber, ob

eine genaue Messung von Benzol und anderen krebserregenden Kohlenwasserstoffen an den betreffenden Messstandorten erforderlich ist.

9. Ozon - O₃ -

Seit etwa 1982 gewann in Deutschland die Messung von Ozon an Bedeutung. Die Erkenntnis, dass Ozon eine der Ursachen der neueren Baumschäden ist, führte zunächst zur O₃-Messung in den Waldgebieten. O₃ ist eines der stärksten Oxidationsmittel. Es greift die Oberflächen der Nadeln von Koniferen und die Blätter von Laubbäumen an und schwächt so die Assimilation des CO₂.

Die ersten kontinuierlichen O₃-Messungen in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz wurden 1984 begonnen. Abbildung 12 zeigt den Verlauf der dort über fünf Messstandorte gemittelten Monatsmittelwerte und der gleitenden Jahresmittelwerte von O₃ sowie den mittleren Verlauf der maximalen monatlichen Temperaturmittel im Jahr.

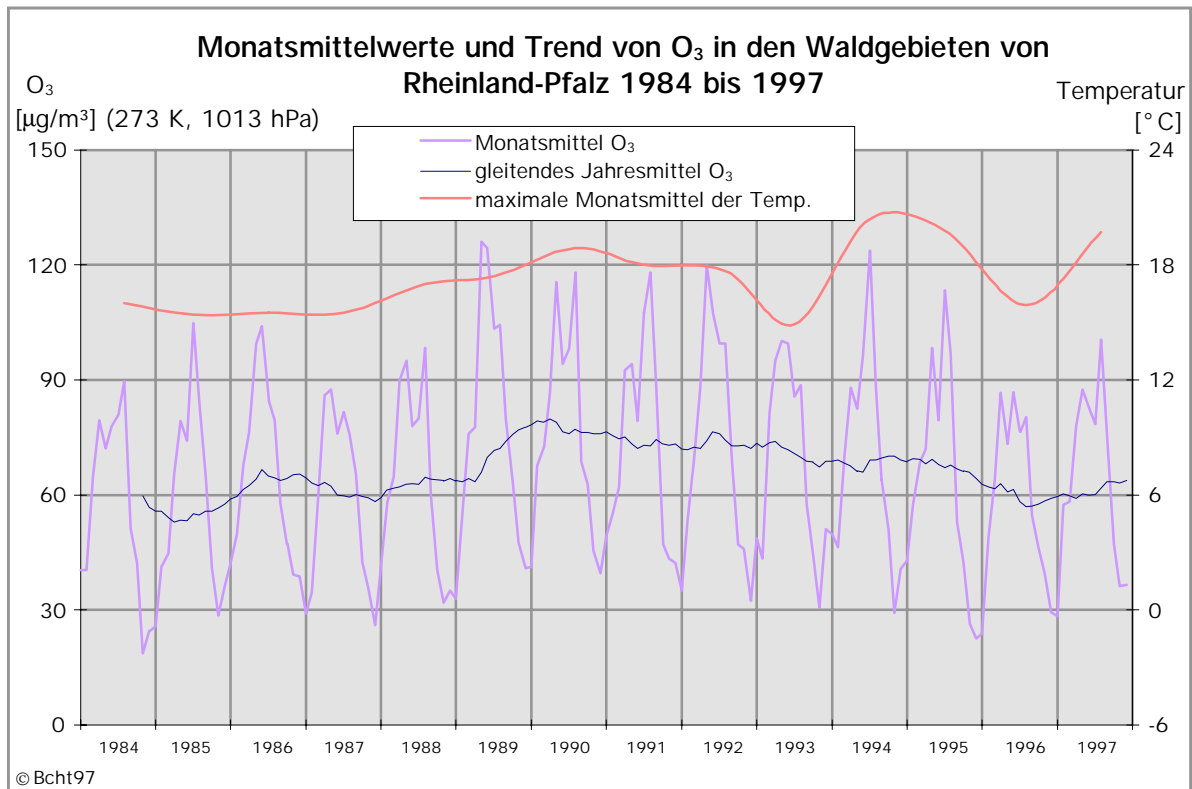


Abb. 12: Monatsmittelwerte und Trend von Ozon in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz von 1984 bis 1997 (gemittelt über 5 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LFUG-

Die jahreszeitlichen Schwankungen der Monatsmittelwerte des O₃ entsprechen denen der Lufttemperatur und der Globalstrahlung. Auch quantitativ korrelieren die Monatsmittelwerte der Lufttemperatur mit denen des O₃.

So wurden mit Beginn der Warmwetterperiode mit relativ warmen Sommermonaten seit 1998 auch erhöhte sommerliche O₃-Konzentrationen gemessen.

Nur in den kühlen Sommermonaten der Jahre 1993 und 1996 waren auch die O₃-Konzentrationen relativ niedrig.

Diese Zusammenhänge weisen darauf hin, dass troposphärisches Ozon wenigstens im Sommerhalbjahr im wesentlichen durch die Photolyse des NO₂ entsteht.

Ozon ist ein die Lunge schädigendes Gas. Aus diesem Grunde wurden die O₃-Messungen auch in den Stadtgebieten aufgenommen. Abbildung 13 zeigt, dass die Jahresmittelwerte in den Waldgebieten etwa doppelt so groß sind wie in den Stadtbereichen. Die langjährigen Tendenzen der O₃-Bela-

stungen in den Land- und Stadtgebieten sind jedoch gleichartig. Der seit etwa 1988 in den Wäldern auftretende Anstieg der Ozonbelastungen wurde auch in den Städten beobachtet und führte zur Festlegung von Warn- und Alarmwerten in entsprechenden Sommersmogverordnungen.

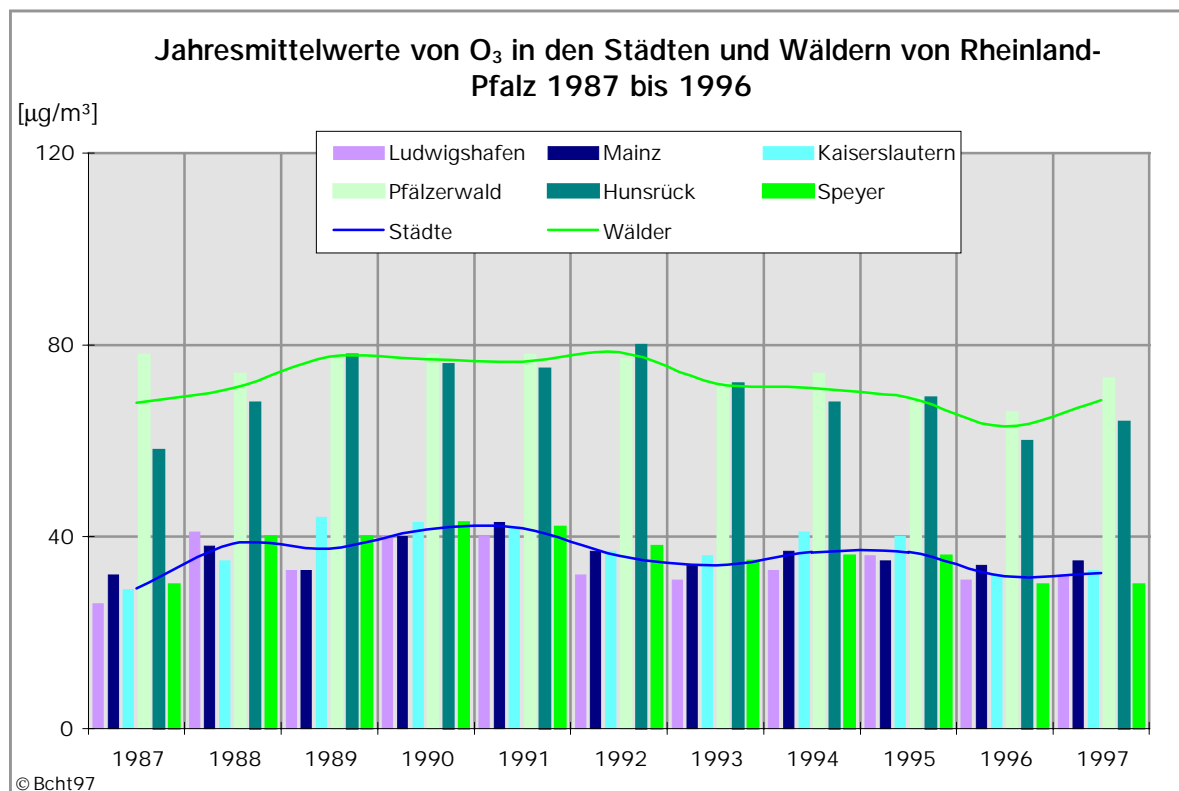


Abb. 13: Jahresmittelwerte von Ozon in Städten und Wäldern von Rheinland-Pfalz 1987 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-

Um die großen Unterschiede zwischen den Jahresmittelwerten der Stadt- und Waldgebiete zu verstehen, ist in Abbildung 14 als Beispiel der Verlauf der Halbstundenmittelwerte in zwei Stadt- und Waldstationen während einer typischen Sommersmog-Situation bei starker Sonneneinstrahlung und schwachen östlichen Winden dargestellt.

Die photochemische Produktion und der Transport von anthropogenem Ozon sind gut bekannt /13/, /14/, /15/. In den Stadtbereichen wird nach Auflösung der nächtlich gebildeten Inversionsschicht Ozon aus dem höher gelegenen Ozon-Reservoir durch Turbulenzen in die Stadtbereiche transportiert. Dadurch erreicht O₃ dort seine maximale Konzentration am Nachmittag.

Die im Stadt- und Verkehrsbereich gebildeten Vorläuferstoffe NO, NO₂, Kohlenwasserstoffe und CO werden dabei überwiegend in die höheren Luftbereiche transportiert, wo im wesentlichen die Photolyse des NO₂ zur O₃-Bildung stattfindet.

Die ebenfalls dort aus den Kohlenwasserstoffen und CO gebildeten Peroxide führen das bei der Photolyse gebildete NO durch Oxidation als NO₂ in den photochemischen Kreislauf zurück, wodurch eine Anreicherung des O₃ im Ozon-Reservoir erfolgt. Dieser Vorgang ist sehr langsam und dauert Stunden, bis die Vorläufer verbraucht sind oder die Sonneneinstrahlung endet.

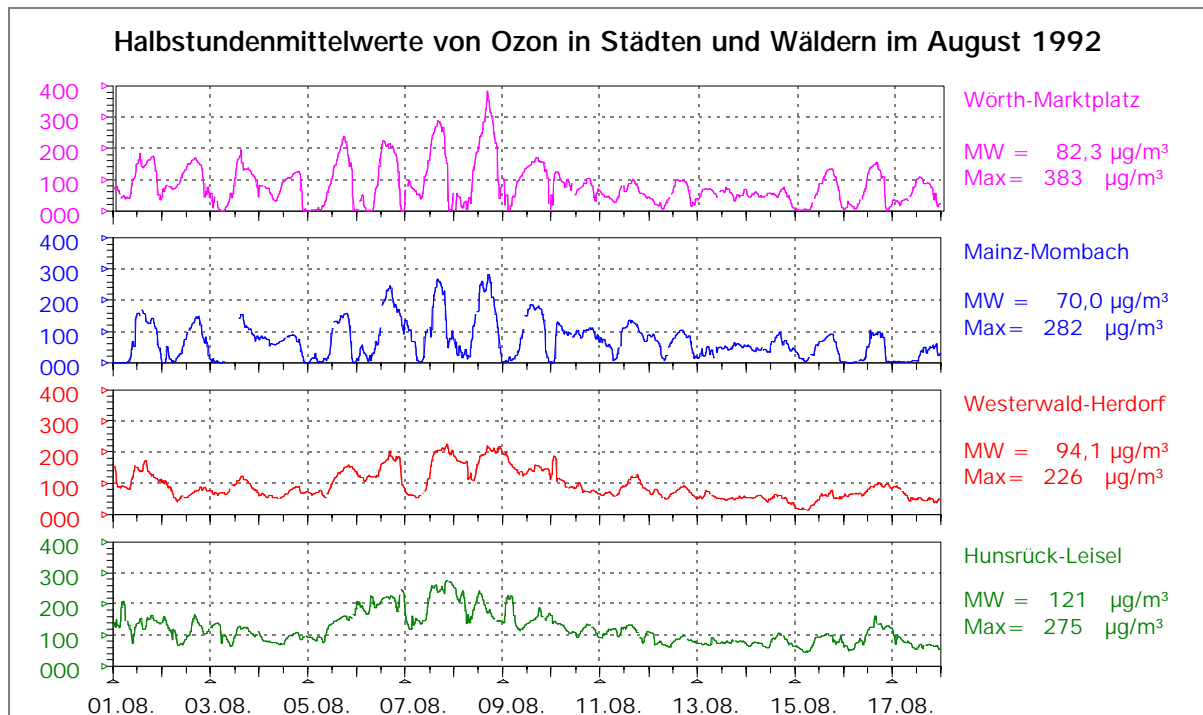


Abb. 14: Halbstundenmittelwerte von Ozon in Städten und Wäldern von Rheinland-Pfalz vom 01. bis 17. August 1992, Quelle: ZIMEN-LfUG-

Nach Sonnenuntergang und in der Nacht bildet sich über den Stadtbereichen erneut eine abschirmende Inversions-schicht, unterhalb der das durch die Tagesturbulenzen hineintransportierte Ozon durch NO des Straßenverkehrs abgebaut wird. Dabei bildet sich NO₂ und das Ozon verschwindet. Wenn diese nächtliche Inversionsschicht (die Höhe liegt in der Regel über 50 m) nicht stark genug ist oder wenn nicht genügend Verkehr vorliegt, kann O₃ auch nachts aus dem Reservoir in die Stadt diffundieren.

In den Waldgebieten ist normalerweise kein Verkehr, so dass dort auch nachts kein wesentlicher O₃-Abbau durch NO erfolgt. Diese Gebiete liegen in den höheren Mittelgebirgen über 450 m und ragen somit in das bei sonnenreichem Wetter im allgemeinen nach Westen driftende Ozon-Reservoir. Aus diesem Grunde sind die Wälder auch nachts hohen Ozonbelastungen ausgesetzt. Das führt dort zu doppelt so hoher jährlicher Ozonbelastung wie in den Stadtbereichen.

Die täglichen maximalen Halbstundenmittelwerte des O₃ unterscheiden sich aber in den beiden Gebieten nur wenig.

Die anthropogenen Vorläufer NO, NO₂, Kohlenwasserstoffe und CO werden heute in Deutschland überwiegend durch den Autoverkehr erzeugt.

Die Ozonproduktion ist ein sich über Stunden hinziehender Prozess und findet überwiegend in höheren Luftschichten statt und nicht am Standort der Entstehung der O₃-Vorläufer.

Das bei Sommersmog aktuell gemessene Ozon mit hohen Konzentrationen stammt dabei in der Regel vom Vortage und von Vorläufersubstanzen aus anderen Gebieten.

Aus diesem Grunde ist eine sinnvolle Maßnahme zur Vermeidung von Sommersmog nur die europaweite Einführung des geregelten Katalysators im Auto zur Reduktion der Vorläuferstoffe des O₃.

Regionale Verkehrsbeschränkungen zur O₃-Reduktion haben sich bei Smogsituationen als nicht ausreichend wirkungsvoll erwiesen.

Das örtliche Verhalten von Ozon und NO₂ ist in der Regel gegenläufig. Abnehmendes O₃ ist begleitet von ansteigendem NO₂.

Beide Luftschadstoffe haben beim Menschen nahezu das gleiche Wirkungsspektrum mit gleichartigen Wirkungsschwellen /9/, /11/.

Daher ist es zweckmäßig, NO₂ und Ozon gleichzeitig am selben Ort zu messen, um vollständige Informationen über das Ausmaß der Belastung durch Oxidantien zu erhalten.

Sollte zum Beispiel jeder einzelne der beiden Schadstoffe seine Wirkungsschwelle nicht erreichen, so besteht jedoch durchaus die Möglichkeit, dass beide gemeinsam in einem bestimmten zeitlichen Wirkungsintervall für Mensch und Umwelt wirkungsrelevant sind.

Die simultanen Messungen von NO₂ und Ozon ergeben außerdem ergänzende, sowohl messtechnisch als auch umweltschutzpolitisch wichtige Informationen.

Die Summen der gleichzeitig und an demselben Ort ermittelten Tagesmittelwerte von NO₂ und O₃ sind im Rahmen einer Standardabweichung von weniger als 14 Prozent in einem weiten räumlichen Bereich, z. B. Rheinland-Pfalz, unabhängig vom Standort gleich groß /10/. Das gilt auch für Gebietskollektive der entsprechenden Summen von

Monats- und auch Jahresmittelwerten.

Abweichungen von dieser Regel geben Hinweise auf mögliche Fehler bei einem der beiden Messsysteme, z. B. durch fehlerhafte Kalibrierung oder Probenahme oder auch auf besondere Immissions-situationen an dem Ort, dessen Summenwert vom kollektiven Mittelwert erheblich abweicht (z. B. Hochgebirgslage der Messstelle). Darüber hinaus erhält man einen Überblick über die allgemeine Entwicklung der wesentlichen Oxidantien.

In Abbildung 15 ist deren Entwicklung in Stadt und Wald seit 10 Jahren in Rheinland-Pfalz dargestellt. Die Summen der über die Wälder und Stadtbereiche jeweils gemittelten Jahresmittel von NO₂ und O₃ sind dort im Rahmen einer Standardabweichung von weniger als 10 Prozent gleich groß (Einheiten in ppb).

Dagegen haben die Verhältnisse von O₃ zu NO₂ in beiden Gebieten erhebliche Unterschiede (4,8 bzw. 1,33).

Ferner erkennt man in Abbildung 15 die großflächige und langzeitige Entwicklung der Oxidantien. Die allgemein höchsten Belastungen traten um 1990 auf.

Danach ist ein langsamer Rückgang zu beobachten.

Seit 1997 wird allerdings wieder eine Zunahme der Oxidantienbelastung landesweit registriert.

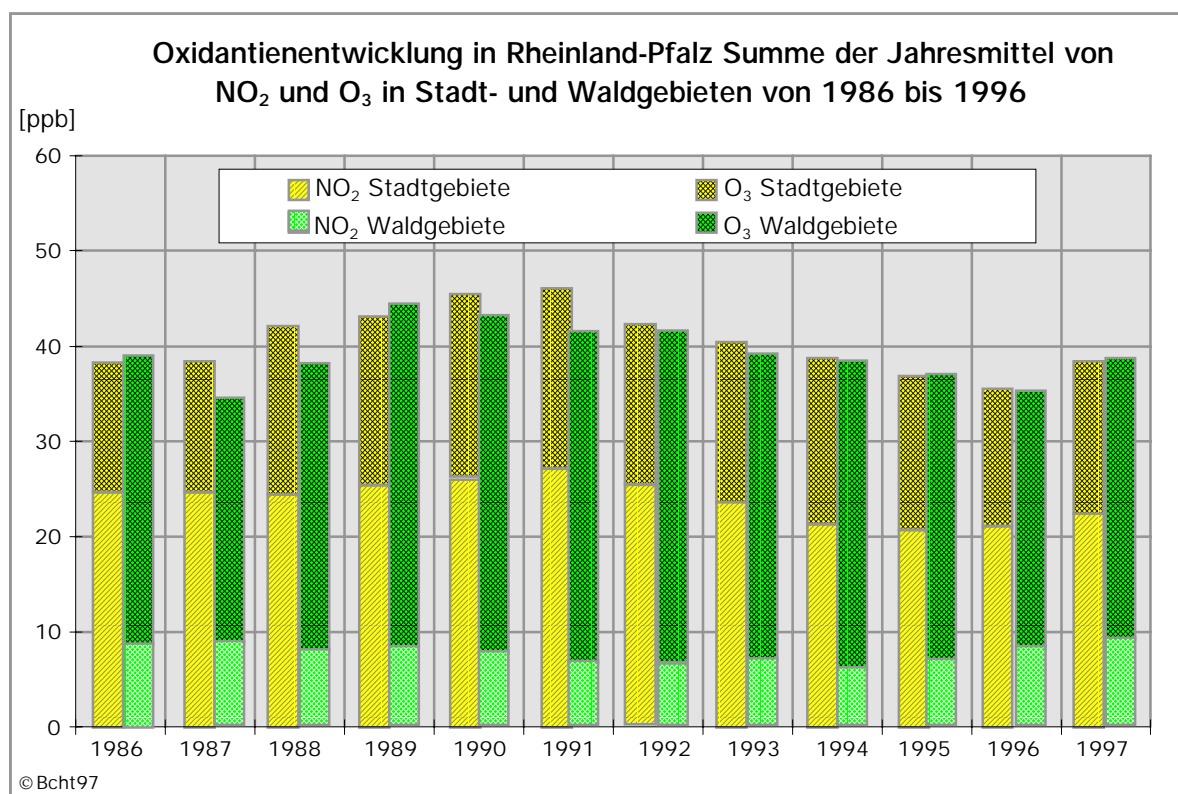


Abb. 15: Oxidantienentwicklung in Rheinland-Pfalz, Summe der Jahresmittelwerte von NO₂ und O₃ in Stadt- und Waldgebieten 1986 bis 1996 (gemittelt über bis zu

5 Wald- und 13 Stadt-Standorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-

Inwieweit diese Veränderungen durch meteorologische Einflüsse oder durch die Umweltpolitik bestimmt wurden, ist jeweils durch Einzelfallprüfungen zu ermitteln. Hierfür sind aber immer hinreichend viele Immissionsmessungen erforderlich, um statistisch gesicherte Aussagen zu erhalten.

Toxisch relevante Ozonbelastungen treten in Deutschland in der Regel nur bei sonnenreicher Ostwindwetterlage auf. Ein Anteil von etwa $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon ist möglicherweise nicht anthropogener Art. Diese Ozonkonzentrationen werden auch bei Westwinden und in sonnenarmen Winterzeiten registriert. Ihre Herkunft ist

nicht eindeutig geklärt. Ein Teil des Ozons ist in Europa durch Intrusionen der Kaltluft bei den häufig auftretenden Frontalzyklonen /16/ stratosphärischen Ursprungs. Darüber hinaus gibt es natürliche Vorläufer aus den Waldbereichen selbst und Vorläufer aus Deponien und landwirtschaftlichen Aktivitäten, deren Beitrag zur Ozonentwicklung noch einer Abschätzung bedarf.

Diese Untersuchungen sind deshalb von Interesse, weil der Abstand zwischen diesen Konzentrationen und dem niedrigsten "Maximalen Immissionswert" von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der Richtlinie VDI 2310/15 relativ gering ist /11/.

10. Zusammenfassung

In diesem Bericht werden an Beispielen der kontinuierlichen Messung von Luftschadstoffen mit dem telemetrischen Luftmessnetz ZIMEN von Rheinland-Pfalz die ersten Erfolge deutscher Maßnahmen zur Luftreinhaltung dargestellt.

Insbesondere sind Erfolge bei der Reduzierung der Luftschadstoffe SO_2 , Schwebstaub, NO_2 und CO zu verzeichnen.

Dennoch können in bestimmten Regionen bei entsprechenden Wetterlagen (Januar 1997) gesundheitsschädliche Anreicherungen toxischer Luftschadstoffe auftreten. Ferner wird seit 1997 wieder ein leichter Anstieg der mittleren Konzentrationen von NO_2 und Ozon beobachtet. Demzufolge ist die Überwachung der Atemluft weiterhin fortlaufend durchzuführen.

Der Bericht gibt darüber hinaus einen Überblick über folgende Erfahrungen, die bei der kontinuierlichen Überwachung der Luftschadstoffe gesammelt werden konnten:

1. Die Messungen von CO geben exakte Hinweise auf die Belastung durch das karzinogene Benzol.
2. Die simultanen Messungen von O_3 und NO_2 in Stadt und Land zeigen die Entwicklung der Oxidantien auf und weisen auf ihre gemeinsame Wirkung hin. Ferner erlauben sie eine sehr zweckmäßige Analyse der Messergebnisse auf Plausibilität.
3. Die simultanen Messungen von CO und von Stickoxiden geben Hinweise auf mögliche Verkehrsverbesserungen in Stadtbereichen.
4. Die Klärung der Herkunft des möglicherweise nicht anthropogenen Grundpegels von Ozon steht noch aus.

Im allgemeinen war das Reinluft-Management in Deutschland recht erfolgreich. Die hierbei entwickelten administrativen und technischen Verfahren sowie die dabei gewonnenen Erfahrungen sind es wert, auch in anderen Ländern genutzt zu werden.

11. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Zentrales Immissionsmessnetz ZIMEN für Rheinland-Pfalz.....	5
Abb. 2: Monatsmittelwerte und Trend der Temperatur in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	6
Abb. 3: Monatsmittelwerte und Trend von SO ₂ in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997 (gemittelt jeweils über 3 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-	7
Abb. 4: Gleitende Jahresmittelwerte SO ₂ und Temperatur in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997 (gemittelt jeweils über 3 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	8
Abb. 5: Monatsmittelwerte von SO ₂ in Wäldern und Städten von Rheinland-Pfalz von 1984 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-	9
Abb. 6: Gleitende Jahresmittelwerte von Schwebstaub, Temperatur und SO ₂ in Mainz und Ludwigshafen von 1978 bis 1997 (Staub und SO ₂ jeweils gemittelt über 6 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	10
Abb. 7: Monatsmittelwerte von Schwebstaub, Temperatur und SO ₂ in Mainz und Ludwigshafen von 1978 bis 1997 (gemittelt über 6 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	11
Abb. 8: Monatsmittelwerte und Trend von NO ₂ in Ludwigshafen und Mainz von 1978 bis 1997 (gemittelt jeweils über 3 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-	12
Abb. 9: Monatsmittelwerte und Trend von NO ₂ in Wäldern und Städten von Rheinland-Pfalz von 1984 bis 1997 (gemittelt über jeweils 6 bzw. 5 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	13
Abb. 10: Monatsmittelwerte und Trend von CO in Mainz von 1979 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	14
Abb. 11: Monatsmittelwerte von Benzol und CO in Mainz und Ludwigshafen von 1995 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-	15
Abb. 12: Monatsmittelwerte und Trend von Ozon in den Waldgebieten von Rheinland-Pfalz von 1984 bis 1997 (gemittelt über 5 Messstandorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	16
Abb. 13: Jahresmittelwerte von Ozon in Städten und Wäldern von Rheinland-Pfalz 1987 bis 1997, Quelle: ZIMEN-LfUG-.....	17
Abb. 14: Halbstundenmittelwerte von Ozon in Städten und Wäldern von Rheinland-Pfalz vom 01. bis 17. August 1992, Quelle: ZIMEN-LfUG-	18
Abb. 15: Oxidantienentwicklung in Rheinland-Pfalz, Summe der Jahresmittelwerte von NO ₂ und O ₃ in Stadt- und Waldgebieten 1986 bis 1997 (gemittelt über bis zu 5 Wald- und 13 Stadt-Standorte), Quelle: ZIMEN-LfUG-	19

12. Quellenverzeichnis

- /1/ Beck-Texte im dtv: "Bundes-Immissionsschutzgesetz mit Durchführungsverordnungen, TA Luft und TA Lärm", ISBN 3406429432 und ISBN 3423055758, 3. Aufl. (1997).
- /2/ Borchert, H.: "The Real Time System ZIMEN for Continuous Measurements of Air Pollutions in Towns and Woods of West Germany" in Proc. 7th WORLD CLEAN AIR CONGRESS, Vol.IV, Clean Air Soc. Australia, Eastwood, NSW 2122, ISBN 0959900284, pp.42 (1986).
- /3/ Borchert, H.: "Kontinuierliche Überwachung der Luftqualität in Stadt und Land", in Beiträge zur Landespflege Rheinland-Pfalz 12, pp. 387-407 (1989).
- /4/ "Monatsbericht über die Messergebnisse des Zentralen Immissionsmessnetzes - ZIMEN - für Rheinland-Pfalz", Herausgeber: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Rheinallee 97-101, D-55118 Mainz, ISSN 0720-3934, (1978-1997).
- /5/ Borchert, H.: "Ferntransport von SO₂ über Rheinland-Pfalz", in: Kämpf, H. G.: "Aktuelle Probleme und Lösungsbeiträge zum Umweltschutz", Contex-Verlag, Obertshausen, ISBN 3924072043, S. 67-75 (1987).
- /6/ "Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwefeldioxid", VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, VDI 2310/Teil 11 (1984)
- /7/ Borchert, H.: "Der Eintrag von Luftschadstoffen in die Waldgebiete von Rheinland-Pfalz", in: Ministerium für Umwelt (Herausgeber): "Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz", S. 5-21 (1993).
- /8/ "Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwebstaub", VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, VDI 2310/Teil 19 (1990).
- /9/ "Maximale Immissions-Konzentrationen für Stickstoffdioxid", VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, VDI 2310/Teil 12 (1985).
- /10/ Borchert, H.: "Ozon Episodes 1988/1989 during special meteorological Conditions in Rheinland-Pfalz, FRG", in: Beilke et al. (Editors): "Field Measurements and Interpretation of Species Derived from NO_x, NH₃ and VOC-Emissions in Europe", Report 25 of the Commission of the European Communities, Brüssel, S. 48-64, ISBN 2872530457 (1990).
- /11/ "Maximale Immissionskonzentrationen für Ozon", Werte zum Schutze des Menschen, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, VDI 2310/Teil 15, (1987).
- /12/ "Maximale Immissionskonzentrationen für Ozon", Werte zum Schutze der Vegetation, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, VDI 2310/Teil 6, (1989).
- /13/ Seinsfeld, J. H.: "Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution", John Wiley & Sons, New York, ISBN 047182857-2 (1986).
- /14/ Güsten, H.: "Formation, Transport and Control of Photo-chemical Smog", in: Hutzinger, O. (Editor): "The Handbook of Environmental Chemistry", Vol.4/Part A, Springer-Verlag, Berlin, S. 54-105 (1986).

- /15/ Borchert, H. and Fuchs, F.: "Comparison between Measured and Calculated Ozone- and NOx-Concentrations in Polluted Industrial Areas and Forest Regions", in: Proc. of the 9th WORLD CLEAN AIR CONGRESS, Montreal, Canada, Vol. IUA 92-3, Air & Waste Management Ass., Pittsburgh, USA 15230, IU-13A.01. (1992).
- /16/ Borchert, H. and Hinner, H.: "Ozone Intrusion during Cold Air Invasion in Middle Europe", in: Proc. of the 10th WORLD CLEAN AIR CONGRESS, Espoo, Finland, Vol. 2, "Atmospheric Pollution", Publisher: The Finnish Air Pollution Prevention Society, P.O.Box 335, Fin-00131 HELSINKI, ISBN 952-90-6473-X, pp. 275 (1995).