

**Nr. 29**

Zusammenhänge zwischen  
Sperrschichthöhen und  
Immissionsbelastung

Herausgeber:

Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
Wallneyer Str. 6  
4300 Essen 1

1983

ISSN 0720-8499

Untersuchungen über Zusammenhänge  
zwischen Sperrschichthöhen und  
Immissionsbelastung

1984  
J. Giebel

## UNTERSUCHUNGEN ÜBER ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN SPERRSCHICHTHÖHEN UND IMMISSIONSBELASTUNG

J. Giebel

### Z u s a m m e n f a s s u n g

Aufgrund von Lidarmessungen wurden Anstiegsgeschwindigkeiten der Mischungsschichthöhe im Ruhrgebiet, getrennt für Winter- und Sommerhalbjahr, ermittelt. Zusätzlich wurde noch zwischen Tagen mit und Tagen ohne Inversion an der Obergrenze der Mischungsschicht um 12.00 Uhr mittags unterschieden. Im Mittel über den gesamten Meßzeitraum betrug die Anstiegsgeschwindigkeit der Obergrenze der Mischungsschicht zwischen 9 und 15 Uhr etwa 100 m pro Stunde. Sie lag im Sommerhalbjahr wesentlich höher als im Winterhalbjahr und wurde insbesondere im Winterhalbjahr durch Inversionen stark verzögert.

Des weiteren wurde für die Schadstoffe Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Stickstoffoxid und Staub mit Hilfe eines Boxmodells die Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei unterschiedlichen Wetterlagen in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe simuliert. Von den Abbauprozessen wurde die trockene Ablagerung am Boden berücksichtigt.

Bei Kohlenmonoxid fiel die Immissionsbelastung mit ansteigender Mischungsschichthöhe steil ab, bei Schwefeldioxid stieg sie mit ansteigender Mischungsschichthöhe zunächst an, um dann oberhalb einer Mischungsschichthöhe von 300 m wieder abzusinken. Dieses unterschiedliche Verhalten der beiden Schadstoffe mit ansteigender Mischungsschichthöhe wurde auch bei Immissionsmessungen beobachtet. Die Ursache hierfür liegt sowohl in der unterschiedlichen Verteilung der CO- und der SO<sub>2</sub>-Emissionen auf die verschiedenen Quellhöhen als auch in der unterschiedlichen Ablagerungsgeschwindigkeit begründet, mit der die beiden Schadstoffe vom Boden aufgenommen werden.

Bei niedrig liegender Mischungsschichthöhe werden die aus hohen Schornsteinen freigesetzten Schadstoffe vielfach durch die an der Obergrenze der Mischungsschicht häufig vorhandene Inversion vom Boden abgesperrt. Mit dem Ansteigen der Mischungsschichthöhe im Laufe des Tages werden die Schadstoffe meist wieder in die Durchmischung zum Boden hin einbezogen. Bei Smoglagen mit niedrig liegender Mischungsschichthöhe können sie aber auch während der gesamten Andauer der austauscharmen Wetterlage vom Boden abgesperrt bleiben. Wenn aufgrund von Radiosondenaufstiegen das vertikale Temperaturprofil und die Mischungsschichthöhe bekannt sind, dann kann über die Anstiegsgeschwindigkeit der Mischungsschichthöhe abgeschätzt werden, ob sich die Abgasfahnen hoher Emittenten bei Smoglagen den ganzen Tag über oberhalb der Obergrenze der Mischungsschicht ausbreiten oder ob sie in die Durchmischung zum Boden hin einbezogen werden.

#### S u m m a r y

Based on lidar measurements the velocity with which the mixing depth increases in the Ruhr area was determined separately for the six winter and six summer months. In addition it was distinguished between days with and without noon inversions at the upper boundary of the mixing layer. Averaged over the entire measurement period the velocity with which the upper boundary of the mixing layer moved upward between 9 a.m. and 3 p.m. was roughly 100 m per hour. During the summer period the velocity was considerably faster than during the winter period and it was greatly slowed down by inversions particularly during the winter months.

With the aid of a box model ambient concentrations of the air pollutants sulphur dioxide, carbon monoxide, nitrogen dioxide and dust in the Ruhr area were simulated as functions of the

mixing depth for various weather conditions. Of the removal processes dry deposition was taken into account.

The ambient concentrations of carbon monoxide fell steeply with increasing height of the mixing layer, whereas the concentrations of sulphur dioxide rose at first with increasing height and started to decline above a mixing depth of 300 m. This differing behavior of the two pollutants with increasing height of the mixing layer was also found by ambient pollutant concentration measurements. The reason was determined to lie in the different heights of the CO and SO<sub>2</sub> emission sources and the different velocities with which the two pollutants are deposited on the ground.

At shallow mixing depth the pollutants emitted from high stacks are partly blocked off from the ground by inversions which frequently exist at the upper boundary of the mixing layer. With expanding mixing depth during the course of the day the pollutants are integrated again into the mixing process extending down to the ground. At smog conditions with shallow mixing depth they may remain sealed off from the ground for the entire duration of the low dispersion weather condition. With knowledge of the vertical temperature gradients and of the mixing depth from radio sonde measurements as well as with knowledge of the rate of rise of the mixing depth from lidar measurements it can be determined whether at smog conditions the plumes from high stacks will disperse above the mixing layer during the whole day or whether they will be entrained into the mixing process down to the ground.

## 1. Einleitung

Der untere Teil der Atmosphäre, in dem sich die Luftverunreinigungen zunächst ausbreiten, enthält Luftschichten, in denen der atmosphärische Austausch herabgesetzt ist. Dabei können zwei Fälle unterschieden werden:

1. Es liegt eine Temperaturzunahme mit der Höhe vor (Inversion). Abgasfahnen, deren effektive Quellhöhe in diese Schicht hineinreicht, ziehen in der Gleichgewichtshöhe ab, ohne sich vertikal auszudehnen (Abgasfahnentyp Fanning).
2. Die Temperaturabnahme mit der Höhe beträgt bis zu  $0,5^{\circ}$  je 100 m (stabile Temperaturschichtung). Die Abgasfahnen ziehen in Gleichgewichtshöhe ab und zeigen nur eine geringe Kegelform (Abgasfahnentyp Fanning bis leicht Coning).

Beide Arten von Temperaturschichtungen haben auf die Ausbreitung von Abgasen eine hemmende Wirkung. Eine ausgesprochene Sperrwirkung kommt dabei den Inversionen zu. Ihre Sperrwirkung ist umso größer, je mehr die Temperatur mit der Höhe pro Längeneinheit zunimmt und je mächtiger die Luftschicht mit diesem Temperaturgradienten ist. Die Sperrwirkung tritt dabei sowohl nach oben als auch nach unten auf: Abgasfahnen, die sich oberhalb der Inversionen ausbreiten, werden vom Boden abgesperrt und Abgasfahnen, deren effektive Quellhöhe unterhalb der Sperrschicht liegt, bleiben auf die bodennahe Luftschicht beschränkt.

Den größten Einfluß auf die Schadstoffausbreitung hat die Obergrenze der Mischungsschicht. Sie ist meist eine Inversion oder eine Luftschicht mit stabiler Temperaturschichtung. Das Verhalten der Mischungsschicht wird im folgenden kurz charakterisiert:

Die Mischungsschicht beginnt an der Erdoberfläche. Ihre Höhe unterliegt einem Tages- und Jahresgang. Die höchsten Werte treten im Verlauf des Tages am Nachmittag und im Verlauf des Jahres in den Monaten Juni und Juli auf. Die Höhe der Mischungsschicht hängt außerdem vom Wetter sowie der Art und dem Feuchtegehalt des Untergrundes ab. Außerdem ist sie breitenabhängig: Je geringer der Abstand zum Äquator, umso kleiner ist die Jahresamplitude. Den größten Einfluß auf die Höhe der Mischungsschicht hat die Sonneneinstrahlung, die in Abhängigkeit von Tages-, Jahreszeit und Wolkenbedeckung den Boden erwärmt. Vom erwärmten Boden aufsteigende Luftquanten schieben die Obergrenze der Mischungsschicht in die Höhe empor. Für das Sommerhalbjahr gilt: Je intensiver die Sonneneinstrahlung, umso größer ist die Höhe, welche die Obergrenze der Mischungsschicht im Laufe des Tages erreicht.

Im Winterhalbjahr bilden sich bei unbedecktem oder wenig bedecktem Himmel aufgrund der vom Boden ausgehenden Wärmestrahlung vielfach starke Bodeninversionen, welche verhindern, daß die Obergrenze der Mischungsschicht in größere Höhen emporsteigt.

Bei fehlender Sonneneinstrahlung steigt die Obergrenze der Mischungsschicht mit zunehmender Windgeschwindigkeit an.

Die Mischungsschichthöhe nimmt Werte zwischen Null und mehr als 1000 m an. Nachts sowie morgens liegt die Mischungsschichthöhe meist niedrig. Im Winterhalbjahr treten niedrige Werte den ganzen Tag über auf. Im Winterhalbjahr sowie morgens und in der Nacht erreicht die Obergrenze der Mischungsschicht gewöhnlich keine größeren Höhen als etwa 200 bis 500 m über Boden. Insbesondere in den beiden Wintermonaten Dezember und Januar mit der geringsten Sonneneinstrahlung dürften diese Werte kaum überschritten werden. Während winterlicher Hochdruckwetterlagen kann die Mischungsschicht tagsüber auch noch eine geringere Mächtigkeit annehmen.

Bei niedrigen Mischungsschichthöhen breiten sich die Abgase höherer Emittenten vielfach oberhalb der Obergrenze der Mischungsschicht aus. Die effektiven Quellhöhen größerer Emittenten, wie sie im Ruhrgebiet vorhanden sind, reichen

nämlich gewöhnlich bis in Höhen von 300 bis 400 m hinauf. Die Luftschicht, in der sich die Abgase ausbreiten – im folgenden als Ausbreitungsschicht bezeichnet –, hat infolgedessen mitunter eine größere Mächtigkeit als die Mischungsschicht. Während die Mischungsschicht bei Bodeninversionen ganz verschwinden kann, reicht die Ausbreitungsschicht, sofern höhere Emittenten vorhanden sind, immer bis in Höhen von einigen hundert Metern hinauf.

Welche Höhe die Ausbreitungsschicht im einzelnen annimmt, hängt von der effektiven Quellhöhe der Abgasfahnen ab, die sich aus Schornsteinbauhöhe und Abgasfahnenüberhöhung zusammensetzt und hauptsächlich durch Schornsteinbauhöhe, emittierte Wärmemenge, Windgeschwindigkeit und Temperaturschichtung der Atmosphäre bestimmt wird.

Die Obergrenze der Mischungsschicht ist meist eine Höheninversion oder eine Luftschicht mit stabiler Temperaturschichtung. Oberhalb der Obergrenze der Mischungsschicht tendiert die Temperaturschichtung der Atmosphäre ebenfalls nach stabil hin. Wenn sich also Abgasfahnen in der Obergrenze der Mischungsschicht ober oberhalb davon ausbreiten, dann geschieht das vielfach in einer stabilen Luftschicht, in der die Abgasfahnen insbesondere in der Vertikalen eng gebündelt oder mit nur geringer Kegelform davondriften.

Abgesehen von winterlichen Hochdruckwetterlagen und den beiden Wintermonaten mit der geringsten Sonneneinstrahlung schiebt sich die Obergrenze der Mischungsschicht im Laufe des Tages gewöhnlich bis in so große Höhen hinauf, daß auch die Abgasfahnen höherer Emittenten in die Durchmischungsvorgänge innerhalb der Mischungsschicht einbezogen werden. Sie werden dann durch die atmosphärische Turbulenz auch zur Erdoberfläche transportiert. Wenn das geschieht, treten am Boden kurzfristig hohe Immissionskonzentrationen auf. Man spricht vom Fumigationseffekt. Nimmt die Obergrenze der Mischungsschicht auch tagsüber keine größeren Höhen an, so gelangen die Abgase höherer Emittenten vielfach während der gesamten Andauer der Wetterlage in die Luftschichten oberhalb der Mischungsschicht. Ist die Obergrenze der Mischungsschicht eine Inversion und durchstoßen die Abgase diese Inversion, so tragen sie während

der Andauer der Wetterlage mit der niedrigen Mischungsschicht-  
höhe nichts zur Immissionsbelastung am Boden bei. Ist die  
Obergrenze der Mischungsschicht dagegen eine stabile Schicht,  
wie sie eingangs definiert wurde, so ist ihre Sperrwirkung  
nicht so groß und ein Teil der Abgase wird in dem Ballungs-  
raum, in dem sie emittiert wurden, noch zur Immissionsbe-  
lastung am Boden beitragen. Mit einem solchen Beitrag zur  
Immissionsbelastung am Boden muß ebenfalls gerechnet werden,  
wenn sich die Abgase innerhalb der Obergrenze der Mischungsschicht  
ausbreiten, auch wenn diese eine Inversion ist.

Im Zusammenhang mit Smoglagen ist es von Bedeutung, mit welcher  
Geschwindigkeit die Obergrenze der Mischungsschicht im Laufe  
des Morgens ansteigt.

## 2. Die Anstiegsgeschwindigkeit der Obergrenze der Mischungsschicht

Die Geschwindigkeit, mit der die Obergrenze der Mischungsschicht  
vom Morgen zum Nachmittag hin in größere Höhen emporsteigt,  
hängt in erster Linie von folgenden Faktoren ab:

- der Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit von Wolkenbedeckung,  
Tages- und Jahreszeit;
- der Temperaturschichtung der Atmosphäre;  
je größer der Temperatursprung der Inversion an der Ober-  
grenze der Mischungsschicht ist, umso langsamer steigt  
die Obergrenze der Mischungsschicht an. Ist die Obergrenze  
der Mischungsschicht eine stabile Schicht, so erfolgt der  
Anstieg umso langsamer, je geringer die Temperaturabnahme  
ist;

- der Windgeschwindigkeit;

wenn die Atmosphäre neutral geschichtet ist, dann ist die Tiefe der Mischungsschicht meist der geostrophischen Windgeschwindigkeit direkt proportional. Pro m Windgeschwindigkeit (Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe) ergeben sich dann etwa 100 m Mischungsschichtdicke [1]. Eine neutral geschichtete Atmosphäre tritt bei höheren Windgeschwindigkeiten und bedecktem Himmel auf;

- der Art und Beschaffenheit des Untergrundes;

bei schneebedecktem Boden verzögert sich der Anstieg z. B., weil die Sonnenstrahlen in stärkerem Maße vom Boden reflektiert werden, und der Boden sich infolgedessen langsamer erwärmt.

Nach den von der LIS durchgeführten Lidarmessungen [2] erfolgte der Anstieg der Hauptsperrschicht sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr nahezu linear, d. h., der Höhenzuwachs pro Stunde war zwischen 9 und 15 Uhr unabhängig von der Uhrzeit. Die Definition der Hauptsperrschicht erfolgte aufgrund der erwähnten Lidarmessungen. Es handelt sich um die Luftschicht mit der stärksten sprunghaften Abnahme der Aerosolkonzentration.

Die Hauptsperrschicht entsprach meist in etwa der Obergrenze der Mischungsschicht. Falls die Mischungsschichthöhe jedoch Werte unterhalb von etwa 50 m über Boden annahm, dann wurde die Mischungsschichthöhe gleich 50 m gesetzt.

Die Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht war im Sommerhalbjahr wesentlich größer als im Winterhalbjahr. Einen großen Einfluß auf die Anstiegsgeschwindigkeit hatte im Sommerhalbjahr die Sonneneinstrahlung in Abhängigkeit von der Bewölkung, so wie dies aus den in [2] angegebenen Regressionsgleichungen hervorgeht. Im Winterhalbjahr traten bei klarem Wetter starke Inversionen auf und wirkten dem Anstieg der Hauptsperrschicht entgegen. Die mittlere Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht lag im Sommerhalbjahr zwischen 9 und 15 Uhr bei 170 m/h. Die Standardabweichung bezogen auf den

Mittelwert betrug 52 %. Um den Einfluß der Stabilität auf den Anstieg der Hauptsperrschicht zu ermitteln, wurden die Meßtage in Tage mit und ohne Inversionen an der Obergrenze der Mischungsschicht um 12.00 Uhr mittags eingeteilt. An Tagen mit Inversionen stieg die Hauptsperrschicht im Sommerhalbjahr um 142 m/h an (67 % Standardabweichung) und an Tagen ohne Inversionen um 190 m/h (52 % Standardabweichung).

Im Winterhalbjahr betrug die mittlere Steiggeschwindigkeit der Hauptsperrschicht zwischen 9.00 und 15.00 Uhr demgegenüber nur 34 m/h (110 % Standardabweichung). Die Anstiegsgeschwindigkeit für Tage mit Inversionen um 12 Uhr mittags war 8 m/h (302 % Standardabweichung) und die Anstiegsgeschwindigkeit für Tage ohne Inversionen um 12 Uhr mittags 49 m/h (71 % Standardabweichung).

Der hemmende Einfluß der Inversionen auf die Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht ist danach im Winter größer als im Sommer. Im Jahresmittel betrug die Anstiegsgeschwindigkeit für alle Tage 104 m/h.

Temperaturmessungen an einem 300 m hohen Mast am östlichen Stadtrand von Hamburg ergaben folgendes:

Für das Gesamtintervall (50-250 m) betrug die mittlere Auflösungs geschwindigkeit der Inversionen vom Boden her sowohl in den Winter- als auch in den Sommermonaten 76 m/h (Varianz 39 bzw. 25 m/h). Die stabile Schichtung der obersten Höhenstufe wurde überwiegend schneller abgebaut als die der beiden unteren, d. h., die Abbaugeschwindigkeit nahm mit der Höhe zu. Die Ursache hierfür sah KLÖPPEL [3] unter anderem darin, daß der Temperaturgradient in der obersten Höhenstufe geringer ist als in der unteren.

Die Auflösungs geschwindigkeit der Inversionen bei den Turmmessungen entspricht in etwa der Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht im Fall einer Inversion bei den Lidarmessungen. Der Höhenbereich, aus dem die Lidarmessungen vorliegen, ist allerdings wesentlich größer, so daß schon aus diesem Grunde für die Auflösungs geschwindigkeit der Inversionen andere Werte zu erwarten sind als für die Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht. Die Anstiegsgeschwindigkeit der

Hauptsperrschicht bei Inversionen wurde, wie bereits erwähnt, für das Winterhalbjahr mit 8 m/h und für das Sommerhalbjahr mit 142 m/h bestimmt. Die Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht wies damit an Tagen mit einer Inversion als Obergrenze der Mischungsschicht im Winterhalbjahr sehr niedrige Werte auf. Einer der Gründe hierfür dürfte darin liegen, daß sich in einem Ballungsraum wie dem Ruhrgebiet aufgrund der solaren Aufheizung der Luftschichten mit höheren Aerosolkonzentrationen starke Höheninversionen ausbilden. Die aufgrund des niedrigen Sonnenstandes und des Aerosolgehaltes der Atmosphäre geschwächte Sonneneinstrahlung kann die Erdoberfläche nicht stark genug erwärmen, so daß die vom Boden aufsteigenden Luftquanten die aerosol-induzierten Höheninversionen im Mittel nur sehr langsam auflösen. Im Jahresmittel betrug der Anstieg der Hauptsperrschicht bei Vorliegen einer Inversion 75 m/h. Das ist etwa der gleiche Wert, wie er sich im Jahresmittel nach den Turmmessungen auch als Auflösungsgeschwindigkeit der Inversionen ergab. Jahreszeitliche Unterschiede haben allerdings bei den Turmmessungen nicht vorgelegen.

Über die Entwicklungsgeschwindigkeit von nächtlichen Bodeninversionen ist folgendes bekannt: Nach Messungen [4] in einer ländlichen Gegend in der  $P_0$ -Ebene entwickelten sich die Obergrenzen von Strahlungsinversionen im Mittel nach folgender Gleichung:

$$h_I = 70 \cdot \sqrt{t}$$

mit  $h_I =$  Obergrenze der Bodeninversionen [m]  
 $t =$  Zeit in Stunden, seit Sonnenuntergang [h]

Die Temperaturinversionen bildeten sich nach Sonnenuntergang, wenn die Windgeschwindigkeit in 120 m Höhe weniger als etwa 7 m/s betrug.

Mit Hilfe der Auflösungsgeschwindigkeit der Inversionen bzw. der Anstiegsgeschwindigkeit der Hauptsperrschicht läßt sich bei Vorliegen eines durch Radiosondenaufstieg gewonnenen Temperaturprofils abschätzen, welche maximale Höhe die

Mischungsschicht im Laufe des Tages erreichen wird. Falls erforderlich sind noch die in dem LIS-Bericht Nr. 12 [2] angegebenen Regressionsgleichungen heranzuziehen. Im Smogfall kann dann mit Hilfe von Abgasfahnenüberhöhungsgleichungen abgeschätzt werden, ob sich die Abgasfahnen höherer Emittenten während der nächsten 24 Stunden bei Fortbestehen der austausch-  
armen Wetterlage oberhalb der Mischungsschicht ausbreiten oder in die Durchmischung innerhalb der Mischungsschicht einbezogen werden. Wenn die Abschätzung ergibt, daß sich die Abgasfahnen oberhalb der Obergrenze der Mischungsschicht ausbreiten und die Obergrenze der Mischungsschicht eine Inversion ist, dann sollten für diese höheren Emittenten zunächst keine Emissionsbeschränkungen angeordnet werden, da sie ja aller Voraussicht nach an diesem Tag nicht zur Immissionsbelastung im Ballungsraum beitragen werden.

### 3. Die Immissionsbelastungen am Boden in Abhängigkeit von Mischungsschichthöhe und der Quellhöhe der Abgase

#### 3.1. Ergebnisse aufgrund von Messungen

Wie schon erwähnt, gelangen die Schadstoffe in unterschiedlichen Höhen in die Atmosphäre. Kraftwerksabgase werden durch Schornsteinhöhen von 200 m und mehr abgeleitet, während die Abgase aus Verkehr und Hausbrand in Bodennähe freigesetzt werden. Industrieschornsteine aber besitzen vielfach eine mittlere Bauhöhe, die zwischen diesen beiden Extremen liegt. Bei Mischungsschichthöhen unterhalb von etwa 300 m bis 400 m wird infolgedessen ein Teil der Schadstoffe innerhalb der Mischungsschicht und ein Teil oberhalb davon freigesetzt. Nur diejenigen Schadstoffe breiten sich aber in dem Ballungsraum, in dem sie freigesetzt werden, vollständig innerhalb der Mischungsschicht aus, deren effektive Quellhöhe kleiner ist als die Obergrenze der Mischungsschicht. Die Abgasfahnen, deren effektive Quellhöhe größer ist als die Mischungsschichthöhe, werden, wie bereits

erwähnt, ganz oder teilweise vom Boden abgesperrt. Mit ansteigender Mischungsschichthöhe wächst dann zunächst der Anteil der Abgasfahnen, die sich vollständig innerhalb der Mischungsschicht ausbreiten. Andererseits vergrößert sich mit ansteigender Mischungsschichthöhe aber auch der für die Verdünnung zur Verfügung stehende Austauschraum. Das sind in bezug auf die Höhe der Schadstoffkonzentration innerhalb der Mischungsschicht und am Boden zwei gegenläufige Prozesse.

Die Schadstoffkonzentration innerhalb der Mischungsschicht und damit auch am Boden nimmt mit ansteigender Mischungsschichthöhe bei den meisten Schadstoffen noch zu, um dann erst ab einer bestimmten Mischungsschichthöhe wieder abzusinken. Diese kritische Mischungsschichthöhe, von der ab die Immissionsbelastung am Boden wieder abzusinken beginnt, ist von Schadstoff zu Schadstoff verschieden und hängt außerdem von der Windgeschwindigkeit und der Ablagerungsgeschwindigkeit für die trockene Ablagerung am Boden ab. Bei gleichen meteorologischen Verhältnissen und gleicher Ablagerungsgeschwindigkeit richtet diese kritische Höhe sich danach, wie sich die Schadstoffemissionen auf die verschiedenen Quellhöhen verteilen. Die Mischungsschichthöhe, bei der die  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung am Boden im Ruhrgebiet im Mittel ihr Maximum erreicht, liegt nach Lidarmessungen im Sommerhalbjahr (um etwa 9.30 Uhr) bei 500 m und im Winterhalbjahr (um etwa 11.00 Uhr) bei 300 m über Boden. Die mittlere kritische Mischungsschichthöhe für  $\text{SO}_2$  im Ruhrgebiet liegt im Winterhalbjahr vor allem deswegen niedriger, weil im Winter der Hausbrand einen größeren Beitrag zur  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung liefert als im Sommer.

Neben der Jahreszeit spielt die Windgeschwindigkeit eine größere Rolle. Je größer die Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht ist, umso niedriger liegt die kritische Mischungsschichthöhe. Das hängt damit zusammen, daß sich mit zunehmender Windgeschwindigkeit die effektive Quellhöhe verringert. Pro Meter Windgeschwindigkeit ergeben sich etwa 40 m Differenz (siehe auch [2]). Auf die CO-Immissionsbelastung am Boden wirken sich niedrige Mischungsschichthöhen anders aus als auf die  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung. Ein Beispiel hierfür bildet die austauscharme Wetterlage zwischen dem 15. und 20.01.1982 [5]. In diesem Zeitraum nahmen

die CO-Konzentrationen in einzelnen Stadtteilen ungewöhnlich hohe Werte an. Es wurden Spitzenkonzentrationen von 120 ppm gemessen. Die SO<sub>2</sub>-Konzentrationen blieben dem gegenüber auf einem relativ niedrigen Niveau. Die Ursache für dieses unterschiedliche Verhalten der beiden Schadstoffe lag in der niedrigen Mischungsschichthöhe begründet. Es traten starke Bodeninversionen bzw. bodennahe Inversionen auf, so daß die Mischungsschichthöhe auch tagsüber um die Mittagszeit gewöhnlich keine höheren Werte als etwa 250 m über Boden annahm. Mit der Zunahme der Mischungsschichthöhe um die Mittagszeit stieg auch die Windgeschwindigkeit an. Die CO-Immissionsbelastung fiel dann auf relativ niedrige Werte ab, während die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung vorübergehend ein Maximum erreichte. Durch die Inversionen war der Austausch zwischen den bodennahen Luftschichten und den höher gelegenen verhindert. Das Kohlendioxid aus dem Kfz-Verkehr und dem Hausbrand blieb abgesehen von einigen Stunden um die Mittagszeit auf eine dünne bodennahe Luftschicht beschränkt, während die SO<sub>2</sub>-Emissionen aus höheren Quellen vom Boden abgesperrt waren. Die Unterschiede zwischen CO- und SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung vergrößerten sich weiterhin dadurch, daß CO überhaupt nicht und SO<sub>2</sub> relativ rasch am Boden deponiert wird.

Wie die Auswertungen von Lidarmessungen [6] zeigten, hat die Mischungsschichthöhe die stärkste Auswirkung auf die Immissionsbelastung bei niedrigen Windgeschwindigkeiten. Veränderungen der Mischungsschichthöhe wirken sich nur dann merkbar auf die Immissionsbelastung am Boden aus, wenn die Mischungsschichthöhe unterhalb von etwa 800 m liegt. Ihr Einfluß ist dabei umso größer, je niedrigere Werte sie annimmt.

### 3.2. Theoretische Abschätzung mit einem Boxmodell

#### 3.2.1. Einleitung

Für die Abschätzung der Auswirkungen der Mischungsschichthöhe auf die Immissionsbelastung eignet sich in erster Näherung ein

Boxmodell, wie es in der LIS entwickelt wurde [7].

Dieses Ausbreitungsmodell hat folgende Eigenschaften:

Das betrachtete Gebiet (Emissionsgebiet und Randzonen) wird in eine bestimmte Anzahl von Teilvolumina aufgeteilt. Ihre Grundfläche ist rechteckig und als Höhe haben sie die Obergrenze der jeweiligen Mischungsschicht. Es wird vorausgesetzt, daß innerhalb der einzelnen Teilvolumina eine vollständige Durchmischung eintritt. Von den emittierten sowie herantransportierten Schadstoffen wird also angenommen, daß sie über das gesamte Teilvolumen gleichförmig verteilt sind. Kontinuitätsbetrachtungen in bezug auf die emittierten sowie mit den Windströmungen zu- und abfließenden Schadstoffmengen führen dann über die meteorologischen Parameter und die Schadstoffabbaurate bzw. Ablagerungsgeschwindigkeit zu Beziehungen zwischen der Emission eines jeden Teilvolumens und der Immissionskonzentration an einem beliebigen Punkt des Gesamtgebietes. Diese Annahmen lassen sich in einer Differentialgleichung mathematisch formulieren. Nach der Lösung dieser Gleichung sind die sich einstellenden Immissionskonzentrationen eine Funktion von:

- a) Emissionsrate
- b) Windgeschwindigkeit
- c) Mischungsschichthöhe
- d) Schadstoffabbaurate und Ablagerungsgeschwindigkeit am Boden
- e) Ausdehnung des Emissionsgebietes in der Windrichtung
- f) Abstand des betrachteten Aufpunktes von dem windabgewandten Rand des Emissionsgebietes
- g) der Zeit, die seit Beginn der betrachteten Wetterlage verfließen ist.

Da hauptsächlich die Auswirkungen der Mischungsschichthöhe sowie der trockenen Ablagerung am Boden untersucht werden sollen, wird zur Vereinfachung im folgenden das Ruhrgebiet als ein einziger Raum behandelt und eine Aufteilung in Teilvolumina nicht durchgeführt. Für das Ruhrgebiet wird also eine mittlere räumliche Immissionskonzentration simuliert. Dabei wird vernachlässigt, daß die Immissionsbelastung am windab-

gewandten Ende höher und am windzugewandten Ende niedriger liegt.

Die Ergebnisse der Immissionssimulationen mit dem Boxmodell gelten unter der Voraussetzung, daß sich die Schadstoffe innerhalb der Mischungsschicht und über den betrachteten Flächen vertikal und horizontal gleichmäßig verteilen. Eine solche Gleichverteilung der Schadstoffe tritt mit guter Annäherung bei neutraler Temperaturschichtung windabwärts erst in Quellenentfernungen von einigen 10 km auf. Bei stabiler Temperaturschichtung ist die Entfernung größer. Die stabile Temperaturschichtung spielt jedoch bei Immissionssimulationen mit dem Boxmodell in diesem Zusammenhang keine Rolle, da nur die Vorgänge innerhalb der Mischungsschicht in die Rechnung eingehen, in der die Temperaturschichtung neutral oder labil ist. Eine Abweichung von den tatsächlichen Verhältnissen ergibt sich bei den Immissionssimulationen mit dem Boxmodell auch dadurch, daß von einer einheitlichen Windgeschwindigkeit innerhalb der Mischungsschicht ausgegangen wird. In Wirklichkeit nimmt die Windgeschwindigkeit zumindest im unteren Teil der Mischungsschicht mit der Höhe im Mittel zu.

Die Aussagen, die sich aufgrund der Ergebnisse der Immissionssimulation mit dem Boxmodell ergeben, gelten also nur mit Einschränkungen. Unter den genannten Voraussetzungen sind jedoch Aussagen möglich über grundsätzliche Abhängigkeiten der Immissionsbelastung von der Größe des Emissionsgebietes, der Mischungsschichthöhe, der Windgeschwindigkeit, der Ablagerungsgeschwindigkeit sowie der Verteilung der Emissionen auf die verschiedenen Quellhöhen.

### 3.2.2. Abschätzung mit Hilfe einfacher Formeln

Die Lösung der sich aufgrund der Boxmodell-Vorstellungen ergebenden Differentialgleichung läßt sich vereinfachen, indem man die Zeit so groß werden läßt, daß sich der Endzustand der Immissionsbelastung einstellt, bei dem Gleichgewicht besteht zwischen den Emissionen auf der einen Seite und dem Abtransport der Schadstoffe durch den Wind und der trockenen Ablagerung am Boden auf der anderen Seite. Das Gleichgewicht

stellt sich angenähert meist nach 12 bis 48 Stunden Andauer der betrachteten meteorologischen Verhältnisse ein. Es wird umso eher erreicht, je höher die Windgeschwindigkeit liegt (siehe auch Abb. 5 bis 7). Die auf diese Weise vereinfachte Lösung der Differentialgleichung lautet:

$$\chi = \frac{Q(H)}{\frac{u \cdot H}{L} + v_d} \quad [\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (1)$$

mit

$$v_d = 0,25 \bar{v}_d \left(1 + \frac{u}{u_0}\right) \quad [\text{m} \cdot \text{s}^{-1}] \quad (2)$$

- Q: Emissionsmassenstrom innerhalb der jeweiligen Mischungsschicht [mg · s<sup>-1</sup> · m<sup>-2</sup>]
- L: Länge des Emissionsgebietes in der Windrichtung [ m ]
- u: Mittlere Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht [m · s<sup>-1</sup>]
- u<sub>0</sub>: Bezugsgeschwindigkeit = 1 m/s
- H: Mischungsschichthöhe ≤ 1000 m [ m ]
- v<sub>d</sub>: Momentane Ablagerungsgeschwindigkeit [m · s<sup>-1</sup>]
- $\bar{v}_d$ : Mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit [m · s<sup>-1</sup>]

Bei vernachlässigbarer Ablagerungsgeschwindigkeit, so wie das bei Kohlenmonoxid der Fall ist, wird aus Gleichung (1):

$$\chi = \frac{Q(H) \cdot L}{u \cdot H} \quad [\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (3)$$

Die Gleichung besagt als erstes, daß die Immissionsbelastung der Ausdehnung  $L$  des Emissionsgebietes in der Windrichtung proportional ist. Bei gleichbleibenden Emissionen pro Flächeneinheit und gleichen meteorologischen Verhältnissen steigt also die Immissionsbelastung proportional zur Ausdehnung des Emissionsgebietes in der Windrichtung an. Das gleiche gilt bei durchschnittlichen Wetterverhältnissen in guter Annäherung auch für Schadstoffe, die vom Boden aufgenommen werden. Die Gleichung zeigt also, nach welcher Beziehung die Immissionsbelastung mit der Zunahme der Ausdehnung der Ballungsräume ansteigt. Desweiteren nimmt die Immissionsbelastung proportional zum Produkt von Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe ab. Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe sind in Gleichung (3) einander gleichwertig. Vielfach sind die Verhältnisse jedoch komplizierter. Der Einfluß der Mischungsschichthöhe auf die Immissionsbelastung verringert sich z. B. mit zunehmender Mischungsschichthöhe und die Immissionsbelastung sinkt auch nicht exakt proportional mit zunehmender Windgeschwindigkeit, weil nämlich die Abgasfahnen mit zunehmender Windgeschwindigkeit weniger hoch in die Atmosphäre emporsteigen. Aus Gleichung (1) läßt sich die Wirkung der Ablagerungsgeschwindigkeit abschätzen. Man sieht, daß die trockene Ablagerung am Boden eine umso größere Bedeutung gewinnt, je größer das Emissionsgebiet ist. Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 6 m/s innerhalb der Mischungsschicht - die Windgeschwindigkeit am Boden in Anemometerniveau beträgt dann etwa 3 m/s -, einer Mischungsschichthöhe von 800 m, meteorologischen Verhältnissen, wie sie im Ruhrgebiet im Mittel gegeben sind, und einer mittleren Länge des Emissionsgebietes von 50 km, nimmt  $\frac{uH}{L}$  in Gleichung (1) etwa den Wert 0,1 an und liegt damit um den Faktor 10 höher als die mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,01 m/s, wie sie für  $\text{SO}_2$  und einige andere Schadstoffe ermittelt wurde. Die immissionsvermindernde Wirkung von Windgeschwindigkeit und Mischungsschicht-

höhe ist danach in einem Ballungsraum von der Größe des Ruhrgebietes im Mittel um den Faktor 10 größer als die Wirkung der trockenen Ablagerung am Boden, wenn die Ablagerungsgeschwindigkeit 1 cm/s beträgt.

Die Wirkung der trockenen Ablagerung am Boden vergrößert sich sowohl absolut als auch im Verhältnis zur Wirkung von Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe mit abnehmender Mischungsschichthöhe und Windgeschwindigkeit. Bei einer Mischungsschichthöhe von 250 m und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s ist sie nach Gleichung (1) in Verbindung mit der von STRATMANN [8] angegebenen Gleichung (2) bereits ebenso wirksam wie Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe zusammen und bei einer Mischungsschichthöhe von 50 m und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s nach den angegebenen Gleichungen dann sogar fünfmal so wirksam. Die Methode, nach der die trockene Ablagerung am Boden im Boxmodell berücksichtigt wird, überschätzt etwas die Konzentrationsvermindernde Wirkung der trockenen Ablagerung am Boden. Das wird jedoch wieder ausgeglichen dadurch, daß einmal die Ablagerungsgeschwindigkeit über bebauten Flächen deutlich erhöht ist und zum anderen die trockene Deposition vor allem die Immissionskonzentration in Bödenähe vermindert.

Tabelle 1 enthält die Immissionskonzentrationen, wie sie nach Gleichung (1) aufgrund der in den Luftreinhalteplänen angegebenen  $\text{SO}_2$ -,  $\text{NO}_2$ -, Staub- und CO-Emissionen im Ruhrgebiet im räumlichen und zeitlichen Mittel zu erwarten sind. Es wurde von mittleren meteorologischen Verhältnissen ausgegangen. Diese sind durch eine Mischungsschichthöhe von 800 m und eine mittlere Transportgeschwindigkeit innerhalb der Mischungsschicht von 6 m/s charakterisiert (die mittlere Mischungsschichthöhe von 800 m ergab sich aufgrund von Lidarmessungen [2]). Von den Umwandlungs- und Verlustprozessen wurde die trockene Ablagerung am Boden berücksichtigt. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten sind in Tabelle 1 angegeben. Es wurde ein Emissionsgebiet von 65 mal 25 km zugrundegelegt; die mittlere Länge des Emissionsgebietes in der Windrichtung wurde mit 50 km angenommen. Ein Vergleich der simulierten Immissionskonzentrationen mit gemessenen zeigt folgendes:

SO<sub>2</sub> ist neben NO<sub>2</sub> derjenige Schadstoff, bei dem die berechnete Immissionskonzentration von 0,12 mg/m<sup>3</sup> höher liegt als der im Ruhrgebiet im Mittel gemessene Wert von 0,07 mg/m<sup>3</sup>. Bei Berücksichtigung einer Umwandlungsrate von 10 %/h würde sich die berechnete Konzentration um ca. 20 % vermindern, bei Berücksichtigung der Vorbelastung um einen Zuschlag von gleicher Größenordnung erhöhen, so daß das Verhältnis zwischen berechneter und gemessener Konzentration in etwa gleich bliebe. Die Unterschiede zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationen sind am geringsten bei NO<sub>2</sub> (NO gemessen als NO<sub>2</sub>). Die simulierte NO<sub>2</sub>-Immissionskonzentration von 0,07 mg/m<sup>3</sup> liegt hier nur wenig höher als die im Mittel gemessene NO<sub>2</sub>-Konzentration von 0,05 mg/m<sup>3</sup>. Bei Kohlenmonoxid und bei Staub wird die im Mittel gemessene Immissionsbelastung durch die Immissions-simulation unterschätzt. Die simulierte CO-Immissionskonzentration liegt mit 0,6 mg/m<sup>3</sup> um nicht ganz den Faktor 2 niedriger, als sie fernab von stark befahrenen Straßen gemessen wurde [9]. Bei Staub sind die Unterschiede zwischen Meß- und Rechenwerten etwas geringer. Die unterschiedlichen Abweichungen der Simulationswerte der einzelnen Schadstoffe von den Meßwerten sind wahrscheinlich vor allem darauf zurückzuführen, daß die Emissionen der verschiedenen Schadstoffe in unterschiedlichen Höhen freigesetzt werden. Ein großer Teil des CO gelangt z. B. durch den Verkehr in Bodennähe in die Atmosphäre und verursacht infolgedessen überproportional hohe Bodenkonzentrationen, die Hauptmenge des SO<sub>2</sub> wird dagegen aus hohen Kraftwerkschornsteinen emittiert, so daß die Bodenkonzentrationen auf einem niedrigen Niveau bleiben (siehe auch Tabelle 2).

Im Hinblick auf die vom Ausbreitungsmodell her zu erwartende Genauigkeit ist die Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung relativ gut.

Mit Hilfe der zur Gleichung (4) kombinierten Gleichungen (1) und (2)

$$\chi = \frac{4 Q (H)}{\bar{v}_d} \quad (4)$$

lassen sich auch die Immissionskonzentrationen abschätzen, die im Fall trockener Ablagerungen bei Windstille als Maximalwerte nach einigen Tagen erreicht würden, nämlich dann, wenn sich Emission und trockene Ablagerung am Boden das Gleichgewicht halten. Es handelt sich hier um einen theoretischen Wert, da eine sich über die ganze Mischungsschicht erstreckende Windstille von mehreren Tagen Andauer bei den in Deutschland herrschenden Klimaverhältnissen nicht zu erwarten ist. In Gleichung (4) geht überraschenderweise die Mischungsschichthöhe nicht mehr ein. Implizit ist sie allerdings doch noch in Gleichung (4) enthalten, weil nämlich der Emissionsmassenstrom  $Q$ , der innerhalb der Mischungsschicht freigesetzt wird, von der Mischungsschichthöhe abhängt. Bei einem Emissionsmassenstrom von  $0,013 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , wie er für  $\text{SO}_2$  im räumlichen und zeitlichen Mittel im Ruhrgebiet insgesamt anfällt, und einer Ablagerungsgeschwindigkeit von  $1 \text{ cm/s}$  ergibt sich eine maximale  $\text{SO}_2$ -Konzentration von  $5,2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ .

In dem  $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ -Gebiet mit der höchsten  $\text{SO}_2$ -Emission im Ruhrgebiet liegen die  $\text{SO}_2$ -Emissionen um den Faktor 3,3 höher und damit auch die mit Hilfe von Gleichung (4) berechneten Maximalkonzentrationen. Diese Maximalwerte sind unrealistisch hoch. Das könnte damit zusammenhängen, daß eine die ganze Mischungsschicht erfassende Windstille von längerer Andauer bisher nicht aufgetreten ist und zum anderen sich bei wind-schwachen Wetterlagen in den einzelnen Regionen ein Flurwind mit zum Stadtkern gerichteten Winden ausbildet. Dieser Flurwind erlaubt es zwar, in bezug auf den horizontalen Transport der Schadstoffe mit Windstille zu rechnen, da die Schadstoffe aus dem Emissionsgebiet, wie es dem Boxmodell zugrunde liegt, nicht abtransportiert werden. Für die trockene Ablagerung am Boden muß jedoch die Geschwindigkeit des Flurwindes von 1 bis 3 m/s berücksichtigt werden, da es hierbei nur auf die Windgeschwindigkeit am Boden ankommt. Bei Berücksichtigung des Flurwindes sinken die im vorhergehenden berechneten Maximalkonzentrationen um den Faktor 2 bis 4 ab.

### 3.2.3. Die Immissionsbelastung innerhalb der Mischungsschicht und am Boden in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe und der effektiven Quellhöhe der Schadstoffe

Es wurden Immissionssimulationen mit dem Boxmodell durchgeführt, um einen Einblick zu gewinnen, wie die Schadstoffkonzentrationen von  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_2$  und Staub innerhalb der Mischungsschicht, und damit auch am Boden, in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe ansteigen bzw. absinken.

Dabei wurde angenommen, daß sich die Schadstoffe aus Schornsteinen mit einer Höhe bis 60, 100 bzw. 200 m innerhalb einer Mischungsschicht von 60, 100 bzw. 200 m Höhe oder mehr ausbreiten. Von den Schadstoffen, die bis oberhalb von 200 m Höhe freigesetzt werden, wurde vorausgesetzt, daß sie sich innerhalb einer Mischungsschicht von 300 m Höhe oder mehr ausbreiten. Schadstoffe, die oberhalb einer Mischungsschicht von 60, 100 bzw. 200 m Höhe in die Atmosphäre gelangen, wurden bei Immissionssimulationen für Mischungsschichthöhen von 60, 100 bzw. 200 m und weniger nicht berücksichtigt.

Von den Abgasfahnen aus Schornsteinen mit einer Bauhöhe zwischen 60 und 100 m, 100 und 200 m bzw. mehr als 200 m wurde damit angenommen, daß sie eine effektive Quellhöhe zwischen 60 und 100, 100 und 200 bzw. 200 und 300 m besaßen und durch eine Inversion an der Obergrenze der Mischungsschicht in 60, 100 bzw. 200 m Höhe innerhalb des Ruhrgebietes vollständig vom Boden abgesperrt waren. Die effektive Quellhöhe ist unter diesen Annahmen insbesondere bei den Großemittenten relativ niedrig angesetzt. Die Schadstoffe dürften sich in Wirklichkeit über eine etwas größere Mischungsschichthöhe verteilen, was zu einer etwas geringeren Immissionsbelastung führt. Die Verteilung der Schadstoffemissionen auf die verschiedenen Höhenklassen geht aus Tabelle 2 hervor.

Bei den Immissionssimulationen wurde die trockene Ablagerung am Boden berücksichtigt, deren Wirksamkeit in starkem Maße von der Mischungsschichthöhe abhängt.

Abb. 1 zeigt das Ergebnis einer solchen Immissionssimulation für eine mittlere Windgeschwindigkeit von 2 m/s innerhalb der Mischungsschicht. Dargestellt sind Immissionskonzentrationen, die sich nach einer Andauer der Wetterlage von 12 Stunden in der Längsachse des Ruhrgebietes im Mittel einstellen. Die Immissionskonzentrationen sind auf der Ordinate aufgetragen, wobei für CO ein besonderer Maßstab gilt.

Die Abszisse enthält die Mischungsschichthöhe. Die Immissionskonzentrationen sind angegeben für Mischungsschichthöhen zwischen 50 und 500 m. Die Konzentrationsverläufe von CO und SO<sub>2</sub> zeigen ein stark voneinander abweichendes Verhalten. Während die CO-Konzentration mit ansteigender Mischungsschichthöhe steil abfällt, nimmt die SO<sub>2</sub>-Konzentration mit ansteigender Mischungsschichthöhe zunächst noch zu, um dann erst oberhalb einer Mischungsschichthöhe von 300 m allmählich wieder abzusinken. Dieses unterschiedliche Verhalten der beiden Schadstoffe mit ansteigender Mischungsschichthöhe wird auch in der Realität beobachtet.

Staub- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen verlaufen folgendermaßen:

Die Staubkonzentration fällt wie die CO-Konzentration mit ansteigender Mischungsschichthöhe ab, allerdings viel langsamer. Die NO<sub>2</sub>-Konzentration aber steigt wie die SO<sub>2</sub>-Konzentration mit ansteigender Mischungsschichthöhe an, wobei jedoch der Anstieg viel langsamer erfolgt als bei SO<sub>2</sub>. Bereits oberhalb einer Mischungsschichthöhe von 200 m fällt die NO<sub>2</sub>-Konzentration dann wieder ab. Die berechneten Konzentrationen sind realistisch. Bei einer Mischungsschichthöhe von 100 m liegt die CO-Konzentration z. B. bei 8,5 mg/m<sup>3</sup> und bei einer Mischungsschichthöhe von 500 m bei 2,5 mg/m<sup>3</sup>. Die entsprechenden Werte für SO<sub>2</sub> sind 0,41 und 0,48 mg/m<sup>3</sup>. Das Maximum der SO<sub>2</sub>-Immissionskonzentration tritt mit 0,7 mg/m<sup>3</sup> bei einer Mischungsschichthöhe auf, die etwas unterhalb von 300 m liegt.

Während aus Abb. 1 der Einfluß der Mischungsschichthöhe auf die Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei windschwachen Wetterlagen hervorgeht, zeigt Abb. 2 den Einfluß der Mischungsschichthöhe auf die Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei höheren Windge-

schwindigkeiten. Anstelle von 2 m/s wurde nämlich eine mittlere Windgeschwindigkeit von 5 m/s angesetzt. Die trockene Ablagerung am Boden wurde für eine Windgeschwindigkeit von 3 m/s in Anemometerniveau berechnet.

Der Konzentrationsverlauf mit ansteigender Mischungsschichthöhe ist bei der Windgeschwindigkeit von 5 m/s der gleiche wie bei der Windgeschwindigkeit von 2 m/s, nur daß die Schadstoffkonzentrationen bei der höheren Windgeschwindigkeit niedriger liegen. Die Mischungsschichthöhe hat den größten Einfluß auf die CO-Konzentration. Bei einer Zunahme der Mischungsschichthöhe von 100 auf 500 m sinkt die CO-Konzentration von 4,5 auf 1,3 mg/m<sup>3</sup> ab. Die SO<sub>2</sub>-Konzentration sinkt bei einer Zunahme der Mischungsschichthöhe von 300 auf 500 m von 0,37 mg/m<sup>3</sup> auf 0,26 mg/m<sup>3</sup> ab.

Insbesondere bei dieser Abbildung ist zu berücksichtigen, daß die Mischungsschichthöhe bei neutraler Temperaturschichtung von der Windgeschwindigkeit abhängt. Bei bedecktem Himmel, einer Windgeschwindigkeit von 3 m/s im Anemometerniveau und 5 m/s innerhalb der Mischungsschicht, dürfte die Mischungsschicht z. B. wenigstens 300 m betragen.

In Abb. 3 wurde ein Vergleich durchgeführt. Es wurde die CO- und die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet einmal mit und einmal ohne Berücksichtigung einer mittleren Ablagerungsgeschwindigkeit von 1 cm/s dargestellt. Ohne Berücksichtigung der trockenen Ablagerung liegt die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung bei Mischungsschichthöhen bis 300 m und einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s bereits nach 12 Stunden bei dem unrealistisch hohen Wert von 1 mg/m<sup>3</sup>. CO wird am Boden nicht trocken abgelagert. Bei Berücksichtigung einer Ablagerungsgeschwindigkeit von 1 cm/s erreicht die CO-Immissionsbelastung ganz im Gegensatz zur Erfahrung auch bei den niedrigen Mischungsschichthöhen keine höheren Werte als 3,5 mg/m<sup>3</sup>. Darüber hinaus ergibt sich bei Berücksichtigung einer mittleren Ablagerungsgeschwindigkeit von 1 cm/s für CO ein ganz anderer Konzentrationsverlauf in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe, als wenn ohne trockene Ablagerung gerechnet wird.

Anstelle eines steilen Abfalls der CO-Immissionsbelastung mit ansteigender Mischungsschichthöhe tritt zunächst sogar ein geringfügiger Anstieg auf. Ein solcher Konzentrationsverlauf steht ebenfalls im Widerspruch zur Erfahrung.

Die Vergleiche in Abb. 3 demonstrieren die Bedeutung der trockenen Ablagerung am Boden. Höhe und Verlauf der Immissionsbelastung mit ansteigender Mischungsschichthöhe werden, abgesehen von den meteorologischen Einflußgrößen, nicht nur durch die Verteilung der Emissionen auf die verschiedenen Höhenklassen, sondern in starkem Maße auch durch die trockene Ablagerung am Boden bestimmt.

Abb. 4 zeigt den Einfluß der Windgeschwindigkeit auf die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei einer Andauer der Wetterlage von 12 bzw. 24 Stunden. Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 5 m/s innerhalb der Mischungsschicht liegt die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung bei einer Mischungsschichthöhe von 500 m mit 0,26 mg/m<sup>3</sup> nach einer Andauer der Wetterlage von 12 Stunden (24 Stunden) etwa um den Faktor 3,4 (3,8) niedriger als bei einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s.

Der SO<sub>2</sub>-Konzentrationsverlauf nach einer Andauer der Wetterlage von 24 Stunden übersteigt den SO<sub>2</sub>-Konzentrationsverlauf nach einer Andauer der Wetterlage von 12 Stunden umso mehr, je niedriger die Windgeschwindigkeit liegt. Bei einer Windgeschwindigkeit von 5 m/s besteht quasi Übereinstimmung zwischen den beiden Konzentrationsverläufen, bei Windstille liegt die SO<sub>2</sub>-Konzentration dagegen bei einer Mischungsschichthöhe von 500 m nach einer Andauer der Wetterlage von 24 Stunden um mehr als 50 % höher als die SO<sub>2</sub>-Konzentration nach einer Andauer der Wetterlage von 12 Stunden. Die Ursache hierfür ist in folgendem zu sehen:

Das Gleichgewicht zwischen emittierten und den vom Wind forttransportierten einschließlich der am Boden abgelagerten Schadstoffe stellt sich umso eher ein, je größere Werte die Windgeschwindigkeit annimmt.

Aus Abb. 5 läßt sich der Einfluß der Andauer der Wetterlage auf die CO-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei windschwachen Wetterlagen entnehmen. Die Kurven zeigen die Immissionsbelastung, wie sie sich bei einer Windgeschwindigkeit von 0 bzw. 2 m/s nach einer Andauer der Wetterlage von 6, 12 bzw. 24 Stunden in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe einstellt. Der Abbildung ist zu entnehmen, daß windschwache Wetterlagen erst dann zu einer höheren CO-Immissionsbelastung führen, wenn die Windgeschwindigkeit länger als etwa 6 Stunden auf niedrige Werte herabgesetzt ist. Bis zu einer Andauer der Wetterlage von 6 Stunden hat es kaum noch Auswirkungen, ob die Windgeschwindigkeiten 0 m/s oder 2 m/s beträgt. Die CO-Konzentrationen unterscheiden sich nur wenig. Hält die windschwache Wetterlage jedoch länger als 6 Stunden an, so steigt die CO-Immissionsbelastung auf immer höhere Werte an. Nach einer Andauer der Wetterlage von 24 Stunden liegen die CO-Konzentrationen bei Windstille z. B. unabhängig von der Mischungsschichthöhe um fast den Faktor 3 höher als bei einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s.

Abb. 6 zeigt den Einfluß der Andauer der Wetterlage auf die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 1 m/s innerhalb der Mischungsschicht. Nach einer Andauer dieser extrem windschwachen Wetterlage von 6 Stunden liegt die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Maximum - die Mischungsschichthöhe beträgt dann knapp 300 m - bei 0,7 mg/m<sup>3</sup>, nach einer Andauer der windschwachen Wetterlage von 24 Stunden bei 1,25 mg/m<sup>3</sup>. Die entsprechenden Werte für eine Mischungsschichthöhe von 500 m sind 0,5 und 0,9 mg/m<sup>3</sup>. Bei einer Andauer der windschwachen Wetterlage um weitere 24 Stunden auf 48 Stunden ist der Anstieg der SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung nur noch gering, d. h., es besteht nach 24 Stunden bereits nahezu Gleichgewicht zwischen den Emissionen auf der einen Seite und der trockenen Ablagerung am Boden und dem Abtransport der Schadstoffe mit einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s auf der anderen Seite.

Abb. 7 zeigt den Einfluß der Andauer der Wetterlage auf die  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei Windstille und bei einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s innerhalb der Mischungsschicht. Bei Windstille steigt die  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung auf umso höhere Werte an, je länger die Wetterlage andauert. Bei einer Mischungsschichthöhe von 500 m liegt sie z. B. nach 12 Stunden bei  $1 \text{ mg/m}^3$  und nach 48 Stunden bei  $2,9 \text{ mg/m}^3$ . Der Endwert der  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung ist damit noch nicht erreicht. Es wird jedoch in diesem Zusammenhang noch einmal daran erinnert, daß eine die ganze Mischungsschicht erfassende Windstille von längerer Andauer bei den in Deutschland herrschenden Windverhältnissen nicht beobachtet wird. Außerdem entwickeln sich bei windschwachen Wetterlagen Flurwinde, durch die nach der STRATMANN'schen Gleichung die trockene Ablagerung am Boden ansteigt, so daß sich die Immissionsbelastung vermindert. Bei einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s innerhalb der Mischungsschicht spielt die Andauer der Wetterlage eine wesentlich geringere Rolle. Die höchsten Konzentrationswerte stellen sich bereits nach einer Andauer der Wetterlage von 24 Stunden ein. Bei einer Mischungsschichthöhe von 300 m sind es  $0,75 \text{ mg/m}^3$ . Es besteht dann Gleichgewicht zwischen den Emissionen auf der einen Seite und dem Abtransport der Schadstoffe sowie der trockenen Ablagerung am Boden auf der anderen. Nach einer Andauer der Wetterlage von 12 Stunden liegt die  $\text{SO}_2$ -Konzentration mit  $0,69 \text{ mg/m}^3$  nur unwesentlich niedriger.

Abb. 8 zeigt die simulierte  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung im Ruhrgebiet unter Berücksichtigung der trockenen Ablagerung nach STRATMANN im Vergleich zur  $\text{SO}_2$ -Immissionsbelastung, wie sie sich bei einer Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_d$  einstellt, die bei allen Windgeschwindigkeiten konstant ist. Es wurde für eine Windgeschwindigkeit von 0, 2 und 5 m/s und eine Andauer der Wetterlage von 12 Stunden gerechnet. Die größten Unterschiede ergeben sich bei Windstille. Die Ablagerungsgeschwindigkeit nach STRATMANN liegt dann um den Faktor 4 niedriger als die mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit von 1 cm/s.

Bei diesem Vergleich ist ebenfalls zu berücksichtigen, daß eine echte Windstille insbesondere in Stadtgebieten selbst am Boden nur selten auftritt, weil sich bei windschwachen Wetterlagen ein zum Stadtkern gerichtetes Windsystem ausbildet.

Die beschriebenen Ergebnisse der Immissionssimulation mit dem Boxmodell zeigen, wie sich die Immissionsbelastung vier verschiedener Schadstoffe im Ruhrgebiet mit ansteigender Mischungsschichthöhe unter unterschiedlichen Randbedingungen verändert. In anderen Ballungsräumen, wie z. B. in Berlin und in München, die eine andere Flächengröße besitzen und in denen z. B. die SO<sub>2</sub>-Emissionen in stärkerem Maße in Bodennähe freigesetzt werden, sind andere Verhältnisse zu erwarten.

S c h r i f t t u m

- [1] BENKLEY, C. W. und L. L. SCHULMANN:  
Estimating Hourly Mixing Depths from Historical  
Meteorological Data.  
Journal of Applied Meteorology,  
17 (1979), S. 772-780.
- [2] GIEBEL, J.:  
Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperr-  
schichten.  
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes NW, H. 12 (1981), S. 5-39.
- [3] KLÖPPEL, M.:  
Abbau nächtlicher Bodeninversionen durch konvektive  
Prozesse.  
Meteor. Rdsch., (1980), H. 33, S. 84-90.
- [4] ANFOSSI, D.:  
An Application of Lidar Technique to the Study of  
the Nocturnal Radiation Inversion.  
Atmos. Environ., (1974), H. 8, S. 537-541.
- [5] KÜLSKE, S.:  
Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoff-  
belastungen im Ruhrgebiet vom 15.01. bis 20.01.1982.  
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes NW, H. 24 (1982), S. 5-80.
- [6] GIEBEL, J.:  
Ergebnisse der Messungen von atmosphärischen Sperr-  
schichten mit Hilfe von Lidar.  
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes NW,  
H. 44, S. 24-34, Verlag W. Girardet, Essen 1978.

- [7] GIEBEL, J.:  
Boxmodell zur Immissionssimulation in Ballungsräumen.  
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz  
der Landes NW,  
H. 34, S. 13-19, Verlag W. Girardet, Essen 1975.
- [8] GIEBEL, J.:  
Berücksichtigung der trockenen Ablagerung am Boden  
in Abhängigkeit von der effektiven Quellhöhe bei  
einem Gauß'schen Ausbreitungsmodell.  
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes NW,  
H. 43, S. 26-35, Verlag W. Girardet, Essen 1978.
- [9] IXFELD, H.:  
Kohlenmonoxid - Immissionsmessungen im Belastungs-  
gebiet "Ruhrgebiet-West".  
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes NW,  
H. 46, S. 21-24, Verlag W. Girardet, Essen 1978.

T a b e l l e n - u n d B i l d a n h a n g

Tabelle 1:

Mit Hilfe der vereinfachten Boxmodell-Gleichung (1) für das Ruhrgebiet berechnete mittlere Immissionskonzentrationen

Den Emissionen und Immissionen zugrunde gelegte Fläche:

65 km x 25 km,

Mischungsschichthöhe: 800 m,

mittlere Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht: 6 m/s

Schadstoff	Mittlere Ablagerungsgeschw. $\bar{v}_d$ [m/s]	Mittlerer Emissionsmassenstrom [mg.m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ]	Simulierte Immissionskonzentration [mg.m <sup>-3</sup> ]
SO <sub>2</sub>	0,01	0,013	0,12
NO <sub>2</sub>	0,0025	0,0067	0,068
Staub	0,01	0,0051	0,047
CO	0,00	0,051	0,59

Tabelle 2:

Auf die einzelnen Höhenklassen entfallende Schadstoffemissionen im Ruhrgebiet in t/a

Schornsteinhöhe bzw. Emissions- niveau [m]	SO <sub>2</sub>		Gesamtemission als Stickstoffoxide NO <sub>2</sub>		Staub		CO	
	[t/a]	[%-An- teil]	[t/a]	[%-An- teil]	[t/a]	[%-An- teil]	[t/a]	[%-An- teil]
0 - 60	87 263,7	13,5	105 087,5	30,5	209 272,3	80,4	1 471 225,5	55,9
0 - 100	225 291,3	34,9	166 159,8	48,3	226 762,5	87,1	1 833 277,2	69,7
0 - 200	492 503,6	76,2	284 726,2	82,7	254 012,7	97,6	2 379 691,7	90,5
0 - >200	645 979,0	100	344 214,4	100	260 311,4	100	2 630 165,8	100

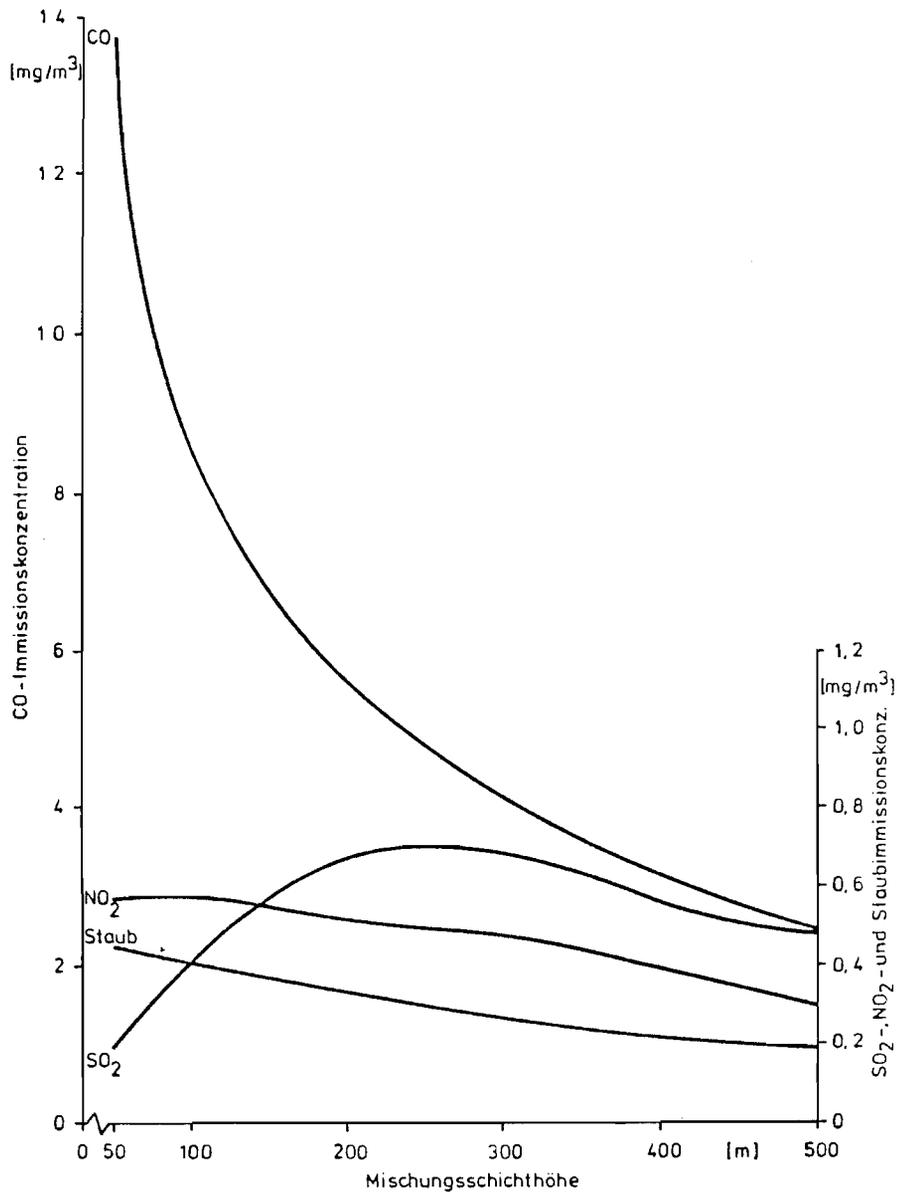


Abb. 1: Der Einfluß der Mischungsschichthöhe auf die Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei windschwachen Wetterlagen

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere Immissionsbelastung im Ruhrgebiet für 4 verschiedene Schadstoffe in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe.

Mittlere Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht:  
2 m/s

Andauer der Wetterlage: 12 Std.

Ablagerungsgeschw.  $v_d$  nach Stratmann, mittlere Ablagerungsgeschw. wie in Tabelle 1 angegeben

Landesamt für Umweltschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
Düsseldorf

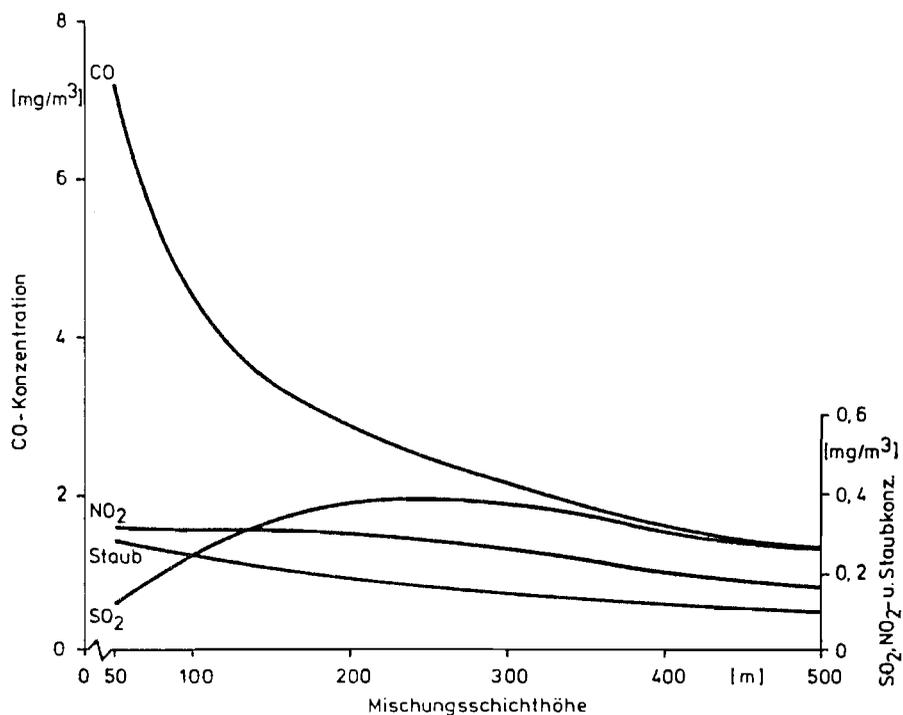


Abb. 2: Der Einfluß der Mischungsschichthöhe auf die Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei Wetterlagen mit einer höheren Windgeschwindigkeit

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere Immissionsbelastung im Ruhrgebiet für 4 verschiedene Schadstoffe in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe.

Mittlere Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht:  
5 m/s

Windgeschwindigkeit in Anemometerniveau: 3 m/s

Andauer der Wetterlage: 12 Std.

Ablagerungsgeschwindigkeiten wie in Tabelle 1 angegeben

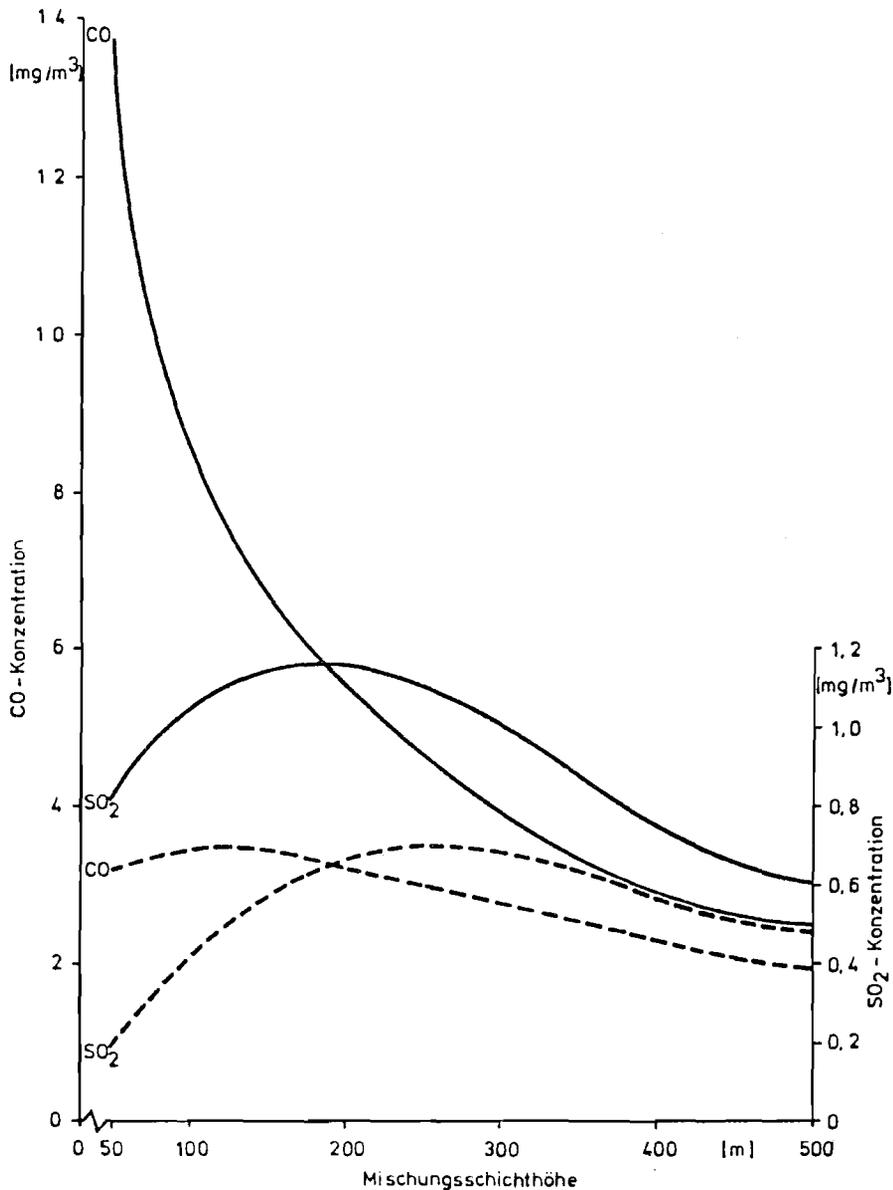


Abb. 3: CO- und SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet mit und ohne Berücksichtigung einer mittleren Ablagerungsgeschw.  $v_d$  von 1 cm/s

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere Immissionsbelastung im Ruhrgebiet für SO<sub>2</sub> und CO in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe.

Mittlere Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht:  
2 m/s

Andauer der Wetterlage: 12 Std.

———— Immissionskonzentration ohne Berücksichtigung der trockenen Ablagerung am Boden

- - - - Immissionskonzentration unter Berücksichtigung der trockenen Ablagerung (Ablagerungsgeschw.  $v_d$  nach Stratmann)

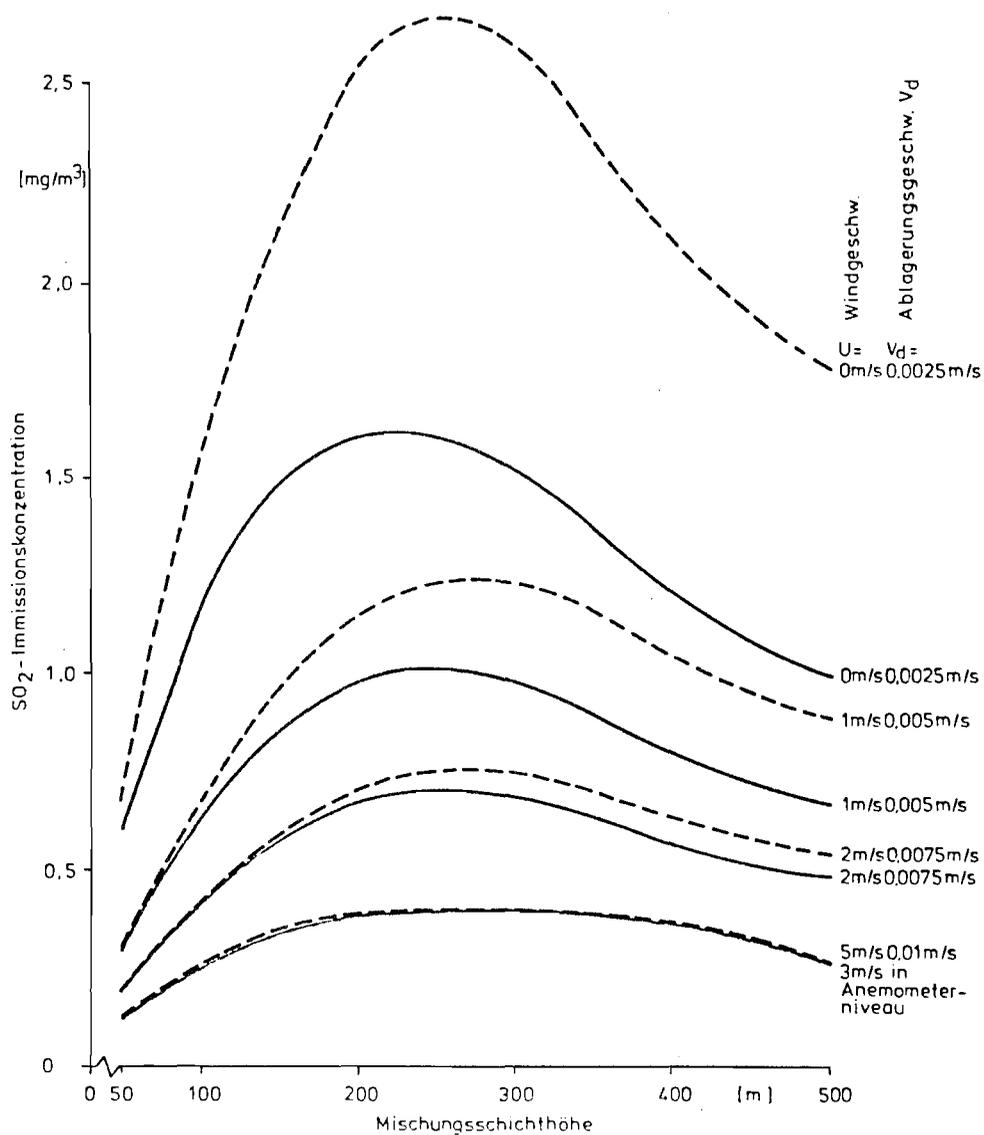


Abb. 4: Der Einfluß der Windgeschwindigkeit auf die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei einer Andauer der Wetterlage von 12 bzw. 24 Std.

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere Immissionsbelastung im Ruhrgebiet für SO<sub>2</sub> in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten innerhalb der Mischungsschicht (Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_d$  nach Stratmann).

----- Andauer der Wetterlage von 24 Std.

————— Andauer der Wetterlage von 12 Std.

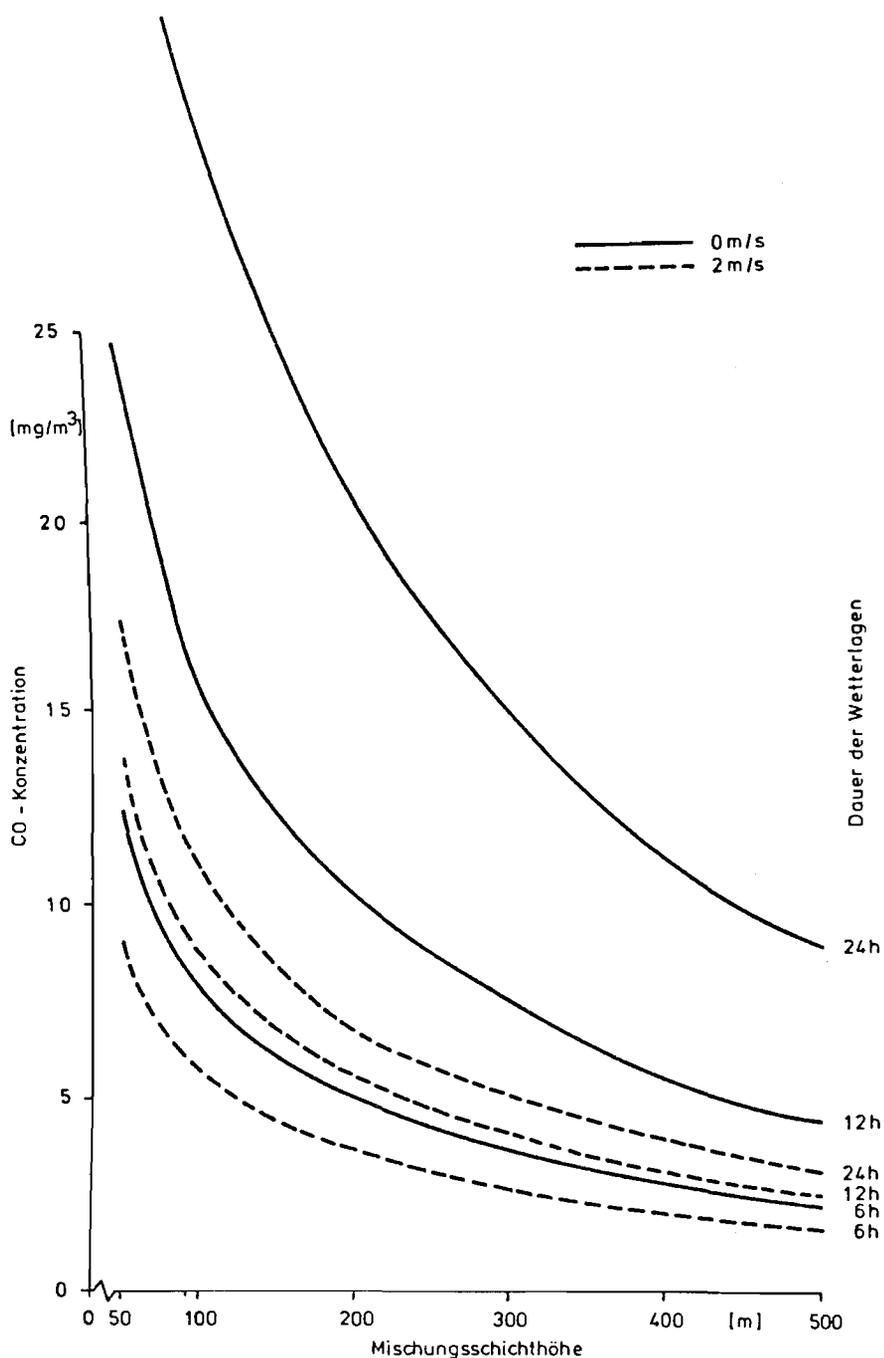


Abb. 5: Der Einfluß der Andauer der Wetterlage auf die CO - Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei windschwachen Wetterlagen

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere CO-Belastung im Ruhrgebiet in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe.

Mittlere Windgeschwindigkeit in der Mischungsschicht:

———— 0 m/s

- - - - 2 m/s

Andauer der Wetterlage: variabel

Ablagerungsgeschwindigkeit: 0 m/s

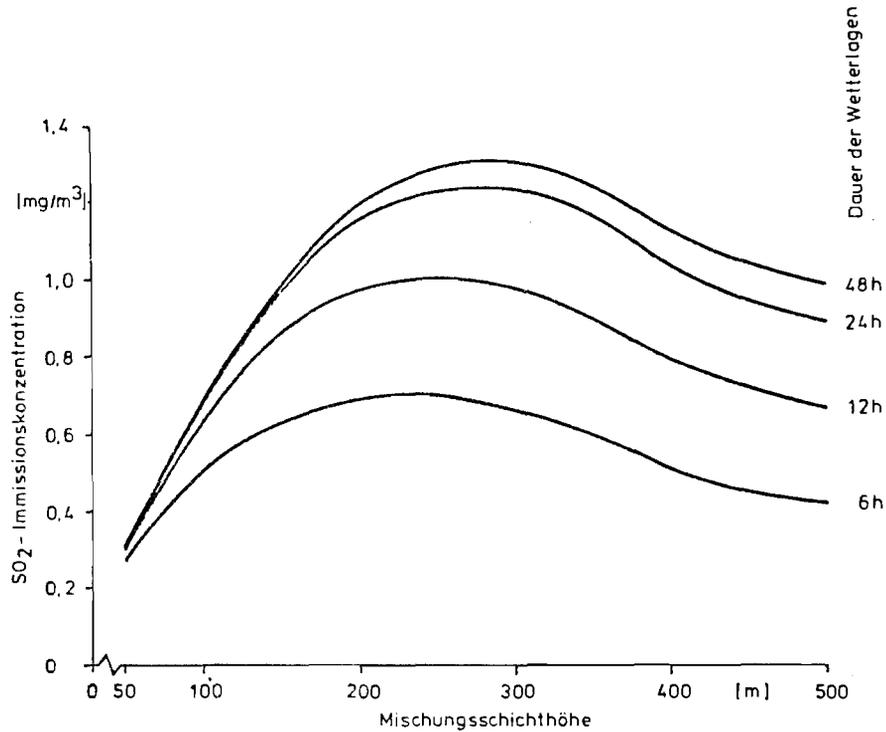


Abb. 6: Der Einfluß der Andauer der Wetterlage auf die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere Immissionsbelastung im Ruhrgebiet für SO<sub>2</sub> in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe bei einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s und einer unterschiedlich langen Andauer der Wetterlage (Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_d$  nach Stratmann).

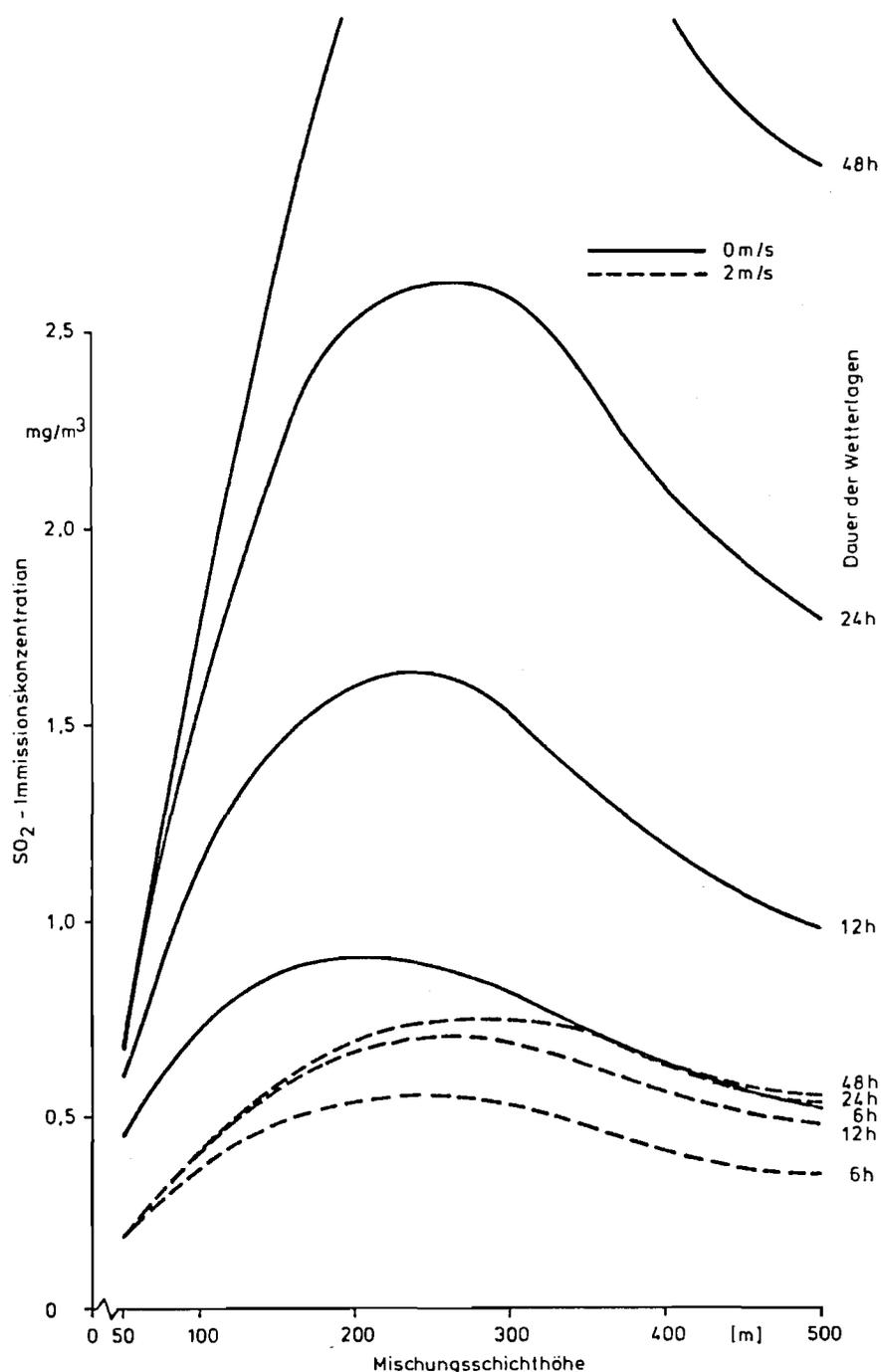


Abb. 7: Der Einfluß der Andauer der Wetterlage auf die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet bei windschwachen Wetterlagen

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet in Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe bei einer Windgeschwindigkeit von 0 und 2 m/s und einer unterschiedlich langen Andauer der Wetterlage (Ablagerungsgeschwindigkeit  $v_d$  nach Stratmann)

— 0 m/s  
 - - - 2 m/s

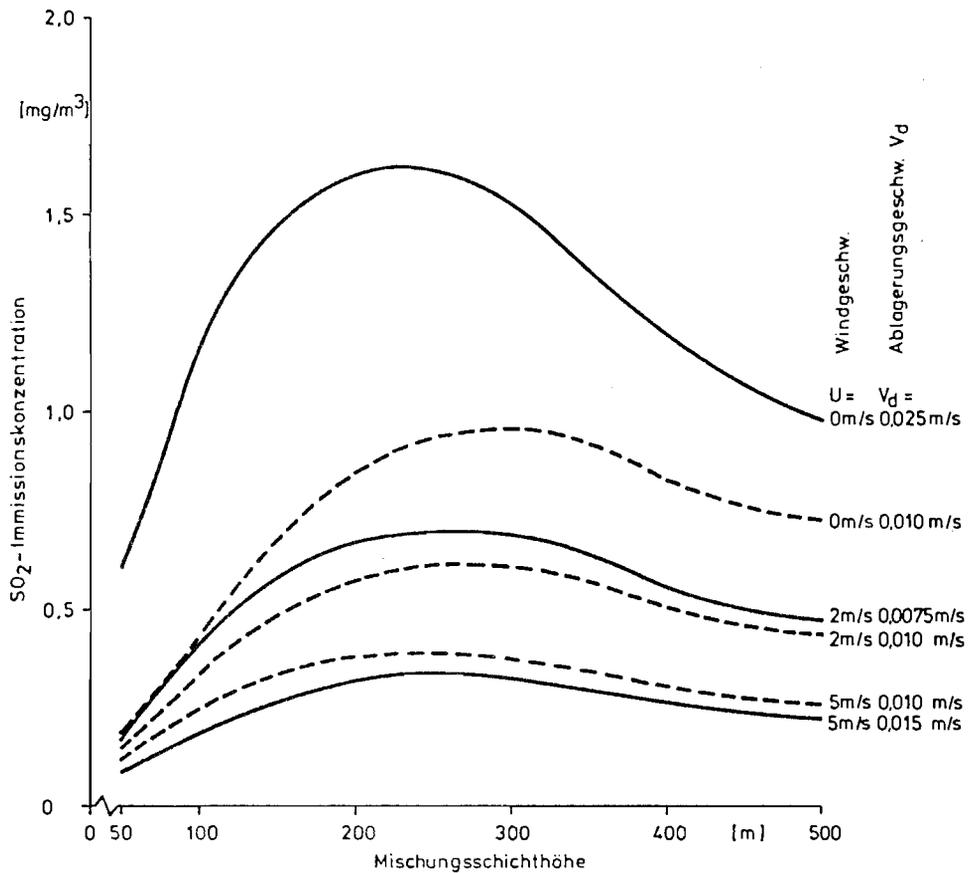


Abb. 8: Die SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung im Ruhrgebiet mit der trockenen Ablagerung nach Stratmann und einer bei allen Windgeschwindigkeiten konstanten Ablagerungsgeschwindigkeit

Mit einem Boxmodell simulierte mittlere SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung für das Ruhrgebiet bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten und einer Andauer der Wetterlage von 12 Std.

- trockene Ablagerung v<sub>d</sub> nach Stratmann
- - - - - konstante Ablagerungsgeschw. v<sub>d</sub> bei allen Windgeschwindigkeiten

Berichte der

LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN, ESSEN

- LIS-Berichte -

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus den wissenschaftlichen Untersuchungen der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Einzelexemplare werden Interessenten auf Anforderung kostenlos zur Verfügung gestellt.

Anforderungen sind zu richten an die

Landesanstalt für Immissionsschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
Wallneyer Str. 6  
4300 E s s e n 1

- Berichte-Nr. 1: KRAUTSCHEID, S. und P. NEUTZ:  
(vergriffen) LIDAR zur Fernüberwachung von Staubemissionen.  
- Nachweis der Kalibrierfähigkeit eines LIDAR-Systems -  
Kurztitel: Fernüberwachung mit LIDAR  
1978. 47 Seiten mit 11 Abbildungen, 6 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 2: BUCK, M.:  
(vergriffen) Die Bedeutung unterschiedlicher Randbedingungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität.  
Kurztitel: Randbedingungen bei der Beurteilung der Luftqualität.  
1978. 44 Seiten mit 8 Abbildungen, 10 Tabellen und 20 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 3: SCHEICH, G.:  
(vergriffen) Entwicklung und Anwendung von Ausbreitungsmodellen und Luftüberwachungsprogramme in den USA.  
Kurztitel: Luftüberwachung und Ausbreitung - Ein USA-Reisebericht -  
1979. 47 Seiten mit 17 Abbildungen und 74 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 4: SPLITTGERBER, H. und K.H. WIETLAKE:  
(vergriffen) Ermittlung der Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten am Bau.  
Kurztitel: Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten.  
1979. 133 Seiten mit 53 Abbildungen, 13 Tabellen und 6 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 5: SPLITTGERBER, H.:  
(vergriffen) Zur Problematik der Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsimmissionen.  
Kurztitel: Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsimmissionen.  
1979. 52 Seiten mit 13 Abbildungen, 2 Tabellen und 27 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 6: STRAUCH, H. und K.H. Goldberg:  
(vergriffen) Ermittlung der Dämmwirkung von Dachentlüftern für Werkshallen im Einbauzustand unter Berücksichtigung der baulichen Nebenwege.  
Kurztitel: Dämmwirkung von Dachentlüftern.  
1979. 33 Seiten mit 13 Abbildungen, 2 Tabellen und 7 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 7: KRAUSE, G.M.H., B. PRINZ UND K. ADAMEK:  
(vergriffen) Untersuchungen zur Anwendbarkeit der Falschfarbenfotografie für die Aufdeckung und Dokumentation von Immissionswirkungen auf Pflanzen.  
Kurztitel: Falschfarbenfotografie - Ein Mittel zur Erkennung von Pflanzenschäden.  
1980. 43 Seiten mit 9 Abbildungen, 2 Tabellen und 11 Karten.
- Berichte-Nr. 8: WIETLAKE, K.H.:  
Erschütterungsminderung durch "Direktabfederung" von Schabotte-Schmiedehämmern.  
Kurztitel: Erschütterungsminderung durch "Direktabfederung" von Schmiedehämmern.  
1980. 59 Seiten mit 15 Abbildungen, 5 Tabellen und 7 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 9: STRAUCH, H.:  
(vergriffen) Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen.  
Kurztitel: Konzept für Lärminderungspläne.  
1980. 49 Seiten mit 11 Abbildungen und 18 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 10: HILLEN, R.:  
(vergriffen) Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-Kennzeichnung  
-Ziele, Methodik, Ergebnisse-  
Kurztitel: Flächenbezogene Geräusch-Immissionen.  
1980. 75 Seiten mit 18 Abbildungen, 7 Tabellen und 12 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 11: MANNS, H., H. GIES und W. STRAMPLAT:  
(vergriffen) Erprobung des Staub-Immissionsmeßgerätes FH62I für die kontinuierliche Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Luft.  
Kurztitel: Schwebstaubmeßgerät FH62I für die automatische Immissionsmessung.  
1980. 26 Seiten mit 10 Abbildungen und 2 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 12: GIEBEL, J.:  
Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten.  
Kurztitel: Verhalten atmosphärischer Sperrschichten.  
1981. 39 Seiten mit 12 Abbildungen, 3 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 13: BRÖKER, G., H. GLIWA und E. MEURISCH:  
Abscheidgrade von biologisch- und chemisch-aktiven Aggregaten zur Desodorierung osmogener Abluft von Tierkörperbeseitigungsanlagen.  
1981. 44 Seiten mit 7 Abbildungen, 13 Tabellen und 14 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 14: BRANDT, C.J.:  
(vergriffen) Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum und andere Nutzpflanzen.  
Kurztitel: Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum.  
1981. 140 Seiten mit 37 Abbildungen, 22 Tabellen und 149 Literaturhinweisen.  
(Abdruck der Dr. agr.-Dissertation vom 13. August 1979, Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität, Landwirtschaftliche Fakultät, Bonn)
- Berichte-Nr. 15: WELZEL, K. und H.D. WINKLER:  
Emission und interner Kreislauf von Thallium bei einem Drehrohrofen mit Schwebegaswärmeaustauscher zur Herstellung von Portlandzementklinker unter Einsatz von Purpurerz als Eisenträger. - 1. Bericht -  
Kurztitel: Thallium-Emissionen bei der Herstellung von Portlandzement-Klinker.  
1981. 67 Seiten mit 29 Abbildungen und 16 Tabellen.
- Berichte-Nr. 16: PRINZ, B.:  
Umweltpolitik in der VR China und technologische Entwicklung.  
(In Vorbereitung).
- Berichte-Nr. 17: BRÖKER, G. und H. GLIWA:  
(vergriffen) Untersuchungen zu den Dioxin-Emissionen aus den kommunalen Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen.  
Kurztitel: Dioxin-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen.  
1982. 25 Seiten mit 2 Abbildungen, 6 Tabellen und 8 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 18: BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:  
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region.  
Kurztitel: Entwicklung der Immissionsbelastung in der Rhein-Ruhr-Region seit 1965.  
1982. 56 Seiten mit 7 Abbildungen, 14 Tabellen und 27 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 19: PFEFFER, H.U.:  
(vergriffen) Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen.  
Kurztitel: Das Telemetrische Immissionsmeßsystem TEMES.  
1982. 45 Seiten mit 12 Abbildungen, 4 Tabellen und 23 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 20: BACH, R.W.:  
Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamtheit luftverunreinigender Schadstoffkonzentrationen aus Stichproben.  
Kurztitel: Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamtheit.  
1982. 43 Seiten mit 17 Abbildungen, 5 Tabellen und 22 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 21: STRAUCH, H.:  
(vergriffen) Hinweise zur Anwendung flächenbezogener Schalleistungspegel.  
1982. 92 Seiten mit 40 Abbildungen und 15 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 22: SPLITZGERBER, H.:  
Verfahren zur Auswertung von Erschütterungsmessungen und zur Beurteilung von Erschütterungsimmissionen.  
Kurztitel: Erschütterungsmeß- und Beurteilungsverfahren.  
1982. 71 Seiten mit 9 Abbildungen, 6 Tabellen und 23 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 23: KRAUSE, G.M.H.:  
(vergriffen) Immissionswirkungen auf Pflanzen - Forschungsschwerpunkte in den Vereinigten Staaten von Amerika. Bericht über eine Reise in die USA und die Teilnahme am 13. Air Pollution Workshop in Ithaca, N. Y., in der Zeit vom 02.05.-24.05.1981.  
Kurztitel: Immissionswirkungen auf Pflanzen - ein USA-Reisebericht -.  
1982. 74 Seiten mit 1 Abbildung und 32 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 24: KÜLSKE, S.:  
Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet vom 15.01.1982 bis 20.01.1982.  
Kurztitel: Hohe lokale Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet im Januar 1982.  
1982. 80 Seiten mit 31 Abbildungen, 15 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 25: VAN HAUT, H. und G.H.M. KRAUSE:  
Wirkungen von Fluorwasserstoff-Immissionen auf die Vegetation.  
Kurztitel: Fluorwasserstoff-Wirkungen auf Pflanzen.  
1982. 27 Seiten mit 1 Abbildung, 4 Tabellen und 43 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 26: KOCH, E., V. THIELE, J. GIEBEL, H. STRAUCH und P. ALTENBECK:  
Empfehlungen für die problemgerechte Erstellung von Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren.  
Kurztitel: Empfehlungen bezüglich Immissionsschutzgutachten in Bauleitplanverfahren.  
1982. 53 Seiten mit 10 Tabellen und 12 Literaturhinweisen.

Berichte-Nr. 27: MANN, H., H. GIES und G. NITZ:  
Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit von Messungen zur  
Ermittlung aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Außenluft.  
Kurztitel: Anlage zur Qualitätssicherung von Immissionsmessungen (Aquam).  
1982. 139 Seiten mit 8 Tabellen, 21 Abbildungen und 38 Literaturhinweisen.

Berichte-Nr. 28: PRINZ, B., G.M.H. KRAUSE und H. STRATMANN:  
Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen  
zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.  
Kurztitel: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.  
1982. 154 Seiten mit 34 Abbildungen, 14 Tabellen und 101 Literaturhinweisen.

Anmerkung:

Die LIS-Berichte - auch die vergriffenen - stehen Interessenten in vielen Universitäts- und  
Hochschulbibliotheken zur Ausleihe bzw. Einsichtnahme zur Verfügung.