

Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

33

Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene

**Wasser, Abwasser, Luft,
Lärm, Abfallstoffe**

Herausgegeben von **Prof. Dr. F. Meinck**
im Auftrage des
Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1970

Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene

**Wasser, Abwasser, Luft,
Lärm, Abfallstoffe**

Herausgegeben von **Prof. Dr. F. Meinck**
im Auftrage des
Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1970

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten.
Copyright by Verein für Wasser,- Boden -und Lufthygiene, Berlin-Dahlem
Printed in Germany

Druck von A. W. Hayn's Erben, Berlin West

Inhaltsverzeichnis

Prof. Dr. HÖFFKEN 60 Jahre	5
U. HÄSSELBARTH, D. LÜDEMANN und W. MAASSEN: Versuche über die Reinigungswirkung von Binsen (<i>Scirpus lacustris</i>) bei der Trinkwasseraufbereitung	7
E. LAHMANN und K.-E. PRESCHER: Luftuntersuchungsprogramm in Berlin	19
E. LAHMANN und J. WESTPHAL: Untersuchungen über die Korrelation zwischen Schwefeldioxid- und Fluorid-Immissionen	25
E. LAHMANN und M. MÖLLER: Chlorid-Immissionsmessungen in der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage	29
S. HÄNTZSCH und E. LAHMANN: Ammoniak-Bestimmungen in Großstadtluft	35
G. GIEBLER: Versuche zur Verbesserung des Rheinuferfiltrats durch Belüftung	41
A. HELLER: Maßnahmen zur Beseitigung von durch Kakaowerke bedingten Geruchsbelästigungen	57
G. BRINGMANN und R. KÜHN: Vergleichende Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau von Alkanen, Alkenen, Cycloalkanen und Cycloalkanen im Scheibentauchkörper-Verfahren	61
H. SCHNITZLER, O. MAIER und K. JANDER: Meßstand für die Prüfung und Kalibrierung von registrierenden Staub- und Gasmessgeräten in einem steinkohlegefeuerten Kraftwerk	77
R. WOLTER und U. BÄHN: Bestimmung von Spurenkonzentrationen Strontium-90 in natürlichen Wässern	95
TH. KEMPF: Die Bedeutung der Bestimmung organischer Stoffe im Wasser	105
W. FETT: Zum Nachweis des Stadteinflusses auf den Ozongehalt der Luft mittels seiner Windrichtungsabhängigkeit	117
P. KOPPE: Grundlegende Überlegungen und Untersuchungen über die hydrochemischen Beziehungen zwischen Flußwasser und dem Wasser ufernaher Brunnen	129
H. KETTNER: Zum Thema „Begriffsbestimmungen“	143
H. M. WAGNER: Versuchsanordnung zur Herstellung von synthetischem „photochemischem Smog“	149
H. GUMMLICH: Zur Auswirkung der Klassenbreite und anderer Auswerteparameter auf den äquivalenten Dauerpegel von Straßenverkehrsgerauschen	153
E. STRESEMANN und A. CAMIN: Überwachung der Luftgüte	159

Prof. Dr. Höffken 60 Jahre



Die Arbeiten im vorliegenden Heft der „Schriftenreihe“ sind dem Leiter des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene im Bundesgesundheitsamt, Prof. Dr. FRITZ HÖFFKEN, der am 18. Juni 1970 das sechste Lebensjahrzehnt vollendet, gewidmet. Die Schriftleitung bringt damit dem Jubilar ihre Glückwünsche zu den Erfolgen seines bisherigen Werdeganges dar.

Prof. HÖFFKEN stammt vom Niederrhein. Er wurde in Moers geboren und erhielt dort auch seine Schulausbildung. Danach studierte er Medizin an den Universitäten Marburg, Düsseldorf und Kiel. Seine Medizinalpraktikantenzeit verbrachte er an der Medizinischen Universitäts-Poliklinik in Rostock unter GANTER, wo er 1935 zum Dr. med. promovierte, sowie an der Universitäts-Frauenklinik Berlin unter STÖCKEL. In den nächsten Jahren (1936—1938) war er als Assistent am Hygiene-Institut Tübingen tätig, trat aber dann in den Öffentlichen Gesundheitsdienst des ehemaligen Landes Württemberg ein. Dort legte er 1939 das Amtsarztexamen ab. Anfang 1940 wurde er in die Medizinalabteilung des Reichsministeriums des Innern berufen, wo er bis zu seiner Einberufung zum Heeresdienst Referent für Hygiene war. In dieser Eigenschaft hat er daran mitgewirkt, das Institut, dessen Leitung er in einem späteren Stadium seines Lebens über-

nehmen sollte, aus dem Verband des Reichsgesundheitsamtes zu lösen und in Ausführung einer großzügigen wasserwirtschaftlichen Planung zu einer Reichsanstalt für Wasser- und Luftgüte zu verselbständigen.

Sein Wehrdienst endete in der Kriegsgefangenschaft, aus der er im April 1946 entlassen wurde. Es folgten Jahre des Einsatzes im Öffentlichen Gesundheitswesen des Landes Württemberg-Hohenzollern, wo er als Referent für Seuchebekämpfung und Allgemeine Hygiene in der Medizinalabteilung des Innenministeriums, ab 1950 als Amtsarzt beim Staatlichen Gesundheitsamt Rottweil und ab 1957 als Leiter des Referats für Gesundheitswesen — zuletzt als Reg. Medizinaldirektor — beim Regierungspräsidium Württemberg wirkte.

Im April 1960 wurde HÖFFKEN als Referent für Hygiene und Seuchebekämpfung in die Medizinalabteilung des Bundesinnenministeriums in Bonn berufen. Als solcher hatte er u. a. den Entwurf des Bundesseuchengesetzes im Deutschen Bundestag zu vertreten, war er u. a. Mitglied des Ausschusses zur Bekämpfung des Fluglärms von Nordrhein-Westfalen sowie stellvertretender Vorsitzender des Krankenhausausschusses für die Förderung von Privatkrankenhäusern.

Am 1. 9. 1965 wurde HÖFFKEN unter Ernennung zum Ersten Direktor und Professor beim Bundesgesundheitsamt mit der Leitung des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene betraut. In den Jahren, die seitdem verflossen sind, hat das Institut unter seiner Führung einen starken personellen Ausbau erfahren, und auch die apparative Ausstattung ist weiter modernisiert und vervollkommen worden, so daß es mit der rasch voranschreitenden Forschung auf seinem Tätigkeitsgebiet Schritt zu halten vermag.

Die Schriftleitung wünscht dem Jubilar noch viele Jahre erfolgreichen Schaffens in guter Gesundheit.

Versuche über die Reinigungswirkung von Binsen (*Scirpus lacustris*) bei der Trinkwasseraufbereitung

Von U. HÄSSELBARTH, D. LÜDEMANN und W. MAASSEN

Auf Anregung von K. SEIDEL (1, 2, 3, 4) wurden in einem Wasserwerk der Stadtwerke Krefeld 1958 (5), im Wasserwerk Jungfernheide der Berliner Wasserwerke 1963 (6, 7) und in den Wasserwerken Haltern und Altendorf des Wasserwerks für das nördliche westfälische Kohlenrevier — Gelsenwasser 1964 (8, 9) versuchsweise, aber in größerem Umfang, Grundwasseranreicherungsanlagen mit Flechtbinsen (*Scirpus lacustris*) besetzt. Eine solche Bepflanzung soll zum einen die Sickerleistung unter gewissen jahreszeitlich bedingten Schwankungen über lange Zeiten konstant halten, so daß auf die sonst üblichen, aufwendigen Reinigungsarbeiten verzichtet werden kann, zum andern aber auch wesentlich zur Reinigung des zur Versickerung gelangenden Wassers in allgemeinhygienischer Hinsicht beitragen. Während die zeitliche Abhängigkeit der Sickergeschwindigkeit an den mit Binsen bepflanzten Anlagen sehr gut untersucht werden kann, bereitet die Feststellung der durch Binsenbepflanzung auftretenden Wasserreinigung erhebliche Schwierigkeiten, so daß hierüber noch keine zuverlässigen Befunde vorliegen. Das ist insoweit erklärlich, als nur in Haltern und Altendorf entsprechende Vergleichsanlagen zur Verfügung stehen, hier aber, wie auch in jedem anderen Falle, eine zeitphasengleiche Probenentnahme des versickerten Wassers vor Mischung mit dem anstehenden Grundwasser auf erhebliche Schwierigkeiten stößt.

Für die Einrichtung und den Betrieb einer derartigen Aufbereitungsanlage ist es jedoch wichtig zu wissen, welche Güte der Reinwasserbeschaffenheit bei bestimmter Rohwasserbeschaffenheit unter Einhaltung der erforderlichen Betriebsbedingungen erhalten werden kann. Von gleicher Bedeutung ist die Angabe derjenigen Daten der Rohwasserbeschaffenheit, bei welchen im ungünstigsten Falle ohne zusätzliche Vorreinigungsmaßnahmen noch eine zufriedenstellende Aufbereitungswirkung erwartet werden kann.

Eine einwandfreie Kontrolle versickerter Wässer ist in Langsamsandfilterbecken möglich, da die Wässer hier in keinem Falle mit anstehendem Grundwasser oder sonstigen Infiltraten in Berührung kommen können. Durch eine Regelung des Beckenablaufs kann an einer solchen Anlage die Sickergeschwindigkeit variiert werden, ohne daß die für die Binsenkultur günstige Wassertiefe im Filter verändert werden muß.

Um die erreichten Reinigungsleistungen zu schätzen und eine umfassende Untersuchungsserie vorzubereiten, wurden über eine Zeit von 2 Jahren Vorversuche in einem Langsamsandfiltermodell unternommen. Bei den Untersuchungen wurde der Abbau organischer Inhaltsstoffe, der Sauerstoffhaushalt und das biologische Geschehen in einem mit Binsen bestellten und einem einfachen Langsamsandfilter beobachtet.

Versuchsanlage

Die Langsandsandfilteranlagen bestanden aus 2 Becken mit einer Grundfläche von je 770×985 mm und einer Tiefe von 510 mm. Drei der vier Seitenwände waren aus Glas, so daß der Filterüberstau und das Wurzelwerk visuell beobachtet werden konnte.

Versuch (Flechtenbinsen)

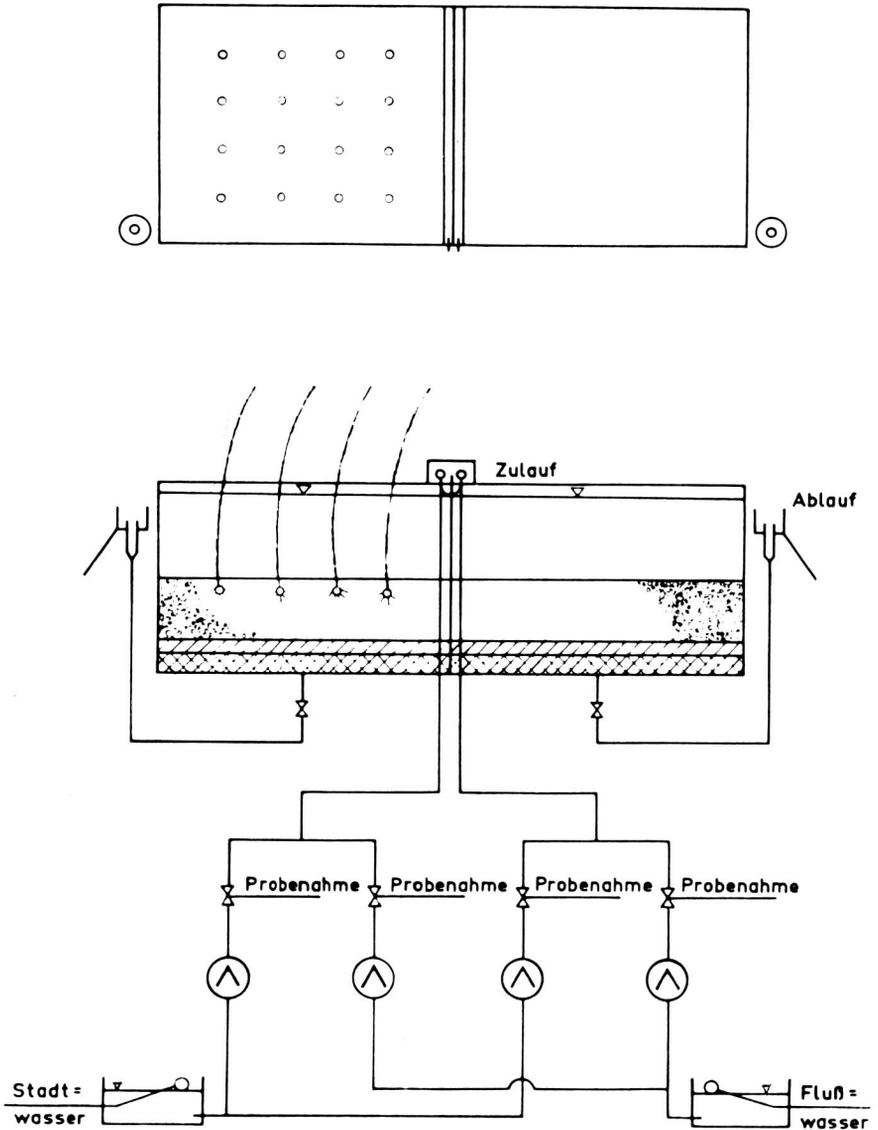


Abb. 1. Aufbau der Langsandsandfilteranlage.

werden konnten und der Eintritt insbesondere schräg einfallenden Lichtes nicht unnötig behindert wurde (Abb. 1).

Der Filteraufbau bestand aus 50 mm Schüttkies der Körnung 5 bis 8 mm als Sammelraum, 20 mm Filterkies der Körnung 2 bis 3 mm als Sperrschicht und 200 mm Filtersand der Körnung 0,0 bis 0,3 mm als Filterschicht. Die Wassertiefe betrug 200 bis 230 mm. Die Filterschichten wurden absichtlich niedrig gehalten, um die in den oberen Filterschichten der Becken ablaufenden Reaktionen eindeutig zu erfassen. Da angenommen werden muß, daß in den tieferen Schichten bei beiden Filtern die gleichen Reaktionen verlaufen, könnte die bei dem versuchten Vergleich der Filter notwendige Differenzbildung zu Fehlschlüssen führen.

Das zulaufende Wasser wurde unter konstantem Vordruck, der durch Schwimmkästen eingerichtet wurde, für jedes Becken gesondert mit Dosierpumpen gehoben und über eine einseitig angeordnete horizontale Überlauftrinne in die Becken geleitet. Zur Herstellung der weiter unten zu beschreibenden Mischungen aus Oberflächen- und Leitungswasser wurden für jedes Becken 2 Dosierpumpen eingerichtet, mit deren Hilfe gleichzeitig die Gesamtfördermenge eingestellt und konstant gehalten wurde.

Das ablaufende Wasser wurde aus dem Sammelraum über ein in der Mitte befindliches unten geschlitztes Rohr NW 25 und einen PVC-Schlauch ϕ 12 mm in je eine höhenverstellbare Tulpe oder Trompete geleitet. Die Filtergeschwindigkeit wurde durch Veränderung der Höhe der Überlaufmulde eingestellt und durch Bestimmung des pro Zeit abfließenden Wassers überwacht.

Die uns in dankenswerter Weise von den Berliner Wasserwerken zur Verfügung gestellten Binsen wurden in deren Versuchsanlage im Wasserwerk Jungfernhöhe im März 1968 ausgegraben und nach vorsichtigem Abspülen des an den Rhizomen haftenden Schlammes in eines unserer Becken gepflanzt. Hiernach wurden 180 Halme gezählt. Bei einer Filterfläche von $0,75 \text{ m}^2$ ergab sich eine Dichte von 240 Halme/m^2 , welche den Dichten von Binsenbeständen in anderen Anlagen vergleichbar ist und bei entsprechend ausgebildeten Rhizomen eine gute Wirkung erwarten ließ (Abb. 2).

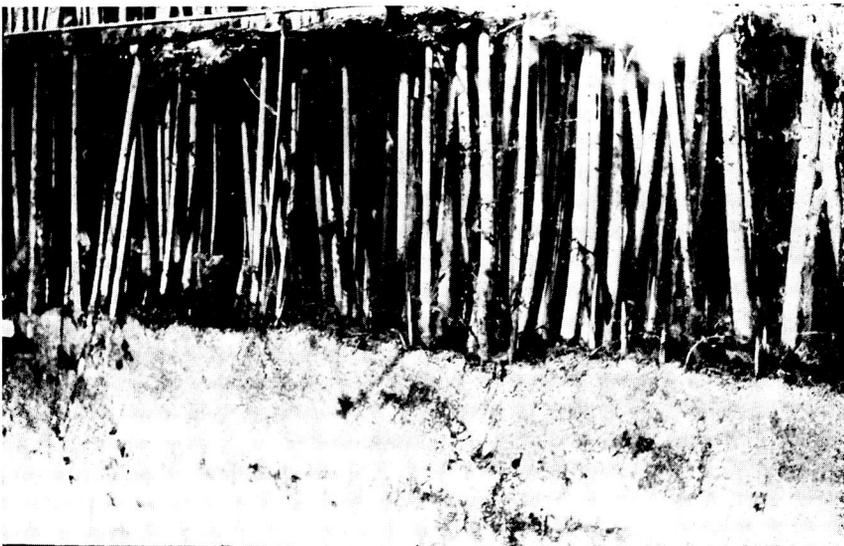


Abb. 2. Binsenhalm und obere Filterschicht mit Wurzelwerk im Juli 1968.

Die Anlage stand im Garten des Instituts auf der Südost-Seite und wurde von der Sonne von Aufgang bis 13.00 Uhr beschienen.

Technische Angaben über den Betrieb der Anlage

Die Filter wurden mit abgesetztem Wasser aus dem Teltowkanal beschickt, das durch Zugabe von Berliner Leitungswasser im Verhältnis 1 : 10 und 1 : 20 verdünnt wurde. Die Binsen wuchsen hervorragend an. Die Halme erreichten eine Länge von 2,20 bis 2,50 m über Wasserspiegel und mußten durch ein Geländer gegen Abknicken geschützt werden. Die Anzahl der Halme vermehrte sich gegen Ende der Vegetationsperiode 1968 auf 380 entsprechend 506 Halme/m² (Abb. 3). Vor Einbruch des Frostes wurden die Halme ungefähr 10 cm über der Wasseroberfläche mit einer Heckenschere geschnitten. Im zweiten Jahr der Untersuchungen 1969 wuchsen die Binsen Ende März gut auf. Die Halme waren kräftig wie im Jahre zuvor (Abb. 4). Die Halmlängen betragen wiederum 2 bis 2,5 m. Die Anzahl der Halme hatte gegen Ende der Vegetationsperiode von 380 im Vorjahr nur unerheblich auf 420 zugenommen.

Im Langsamsandfilter stieg der Filterwiderstand in der Zeit von März bis November 1968 von 5 auf 60 cm bei 10 cm/h Filtergeschwindigkeit. Das Filter mußte deshalb vor Beginn des Winters geschält werden, wodurch der Anfangswert des Filterwiderstandes wieder erreicht wurde. Bis Juli 1969 stieg der Filterwiderstand auf 65 cm unter gleichen Bedingungen.

Das Binsenfilter zeigte bereits zu Beginn mit 15 cm bei 10 cm/h Filtergeschwindigkeit einen höheren Filterwiderstand, der bis zu Beginn der Vegetationsperiode 1969 auf 70 cm anstieg und bis Juli 1969 um 30 cm auf 40 cm unter gleichen Bedingungen abfiel. Das Binsenfilter konnte ohne Reinigungsmaßnahmen über die gesamte Versuchsdauer von 16 Monaten betrieben werden. Gegen Ende der Versuche war eine Abnahme der Filterleistung nicht abzusehen. Störungen des Filterbetriebes traten am Binsenfilter im Oktober 1968 und März 1969 durch



Abb. 3. Der Binsenbestand im Juli 1968.

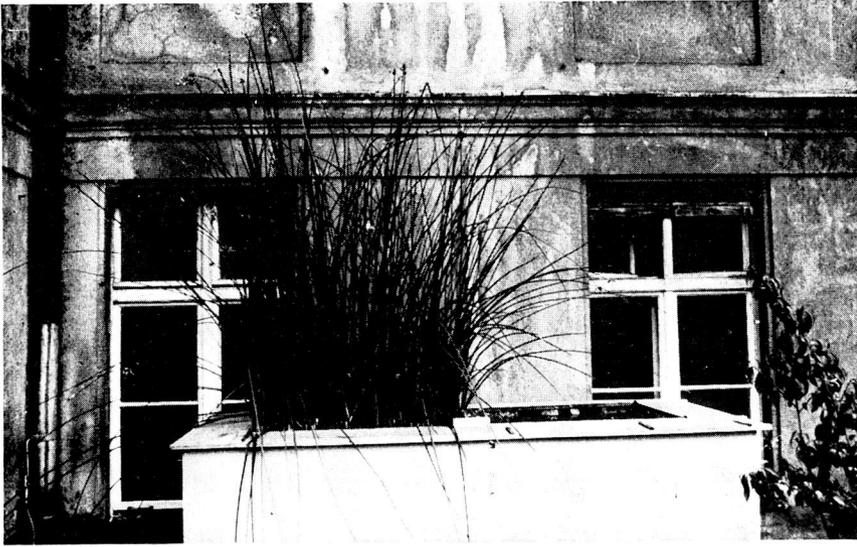


Abb. 4. Der Binsenbestand im Juli 1969.

Gasabscheidungen in den Verbindungsschläuchen zu den Überläufen auf. Sie konnten durch Abnahme der Schläuche und die damit einhergehende Steigerung der Filtergeschwindigkeit behoben werden.

Für die Untersuchungen wurden die Filterbecken mit verschiedenen Filtergeschwindigkeiten betrieben. Sie betrugen 5, 10 und 15 cm/h. Um eindeutige stationäre Zustände zu erfassen, wurden die Proben erst 14 Tage nach der jeweiligen Änderung der Filtergeschwindigkeit entnommen.

Befunde der chemischen Untersuchungen

Nach einer Einarbeitungszeit von 5 Monaten, bei einer Filtergeschwindigkeit von 5 cm/h, zeigte das Langsamsandfilter im Juli und Anfang August 1968 eine mittlere Abnahme der Oxydierbarkeit von 1,2 mg/l KMnO_4 , während die Oxydierbarkeit im Ablauf des Binsensfilters im Mittel um 3,5 mg/l KMnO_4 größer war als im Zulauf. Ab Mitte August setzte eine effektive Reinigungswirkung des Binsensfilters ein. Bei einer mittleren Oxydierbarkeit des Rohwassers von 18,6 mg/l KMnO_4 sank die Oxydierbarkeit im Ablauf des Binsensfilters um 2,7 mg/l, während im Langsamsandfilter eine Abnahme von nur 1,2 mg/l festgestellt werden konnte. Eine eindeutige Abnahme des Gehalts an organisch gebundenem Kohlenstoff konnte in dieser Untersuchungsperiode nicht festgestellt werden.

Die Unterschiede im Gehalt der Filterabläufe an Sauerstoff sind auffallend. Bei einem mittleren Gehalt des Zulaufs von 8 mg/l O_2 wurde im Ablauf des Langsamsandfilters ein Ansteigen auf 14,6 mg/l im Mittel festgestellt, während im Ablauf des Binsensfilters Sauerstoff nicht nachweisbar war. Dieser Befund wurde nur bei der kleinsten der untersuchten Filtergeschwindigkeiten gemacht. In allen anderen Fällen traten, wie weiter unten gezeigt wird, wesentlich höhere Werte auf.

In der zweiten untersuchten Geschwindigkeitsstufe von 10 cm/h nahm die Oxydierbarkeit im Langsamsandfilter im Mittel um 2,5 mg/l KMnO_4 ab. Im Binsfilter, das im letzten Teil der 5 cm/h-Serie eine Abnahme der Oxydierbarkeit von 2,7 mg/l KMnO_4 zeigte, stieg die Reinigungswirkung geringfügig auf 2,9 mg/l KMnO_4 . Hierbei ist zu berücksichtigen, daß zu dieser Zeit die Oxydierbarkeit des Zulaufs von 18,6 auf 11,9 mg/l KMnO_4 vermindert, der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff jedoch leicht auf 7,2 mg/l im Mittel angestiegen war. In dieser Untersuchungsserie bei 10 cm/h Filtergeschwindigkeit ist sowohl am Langsamsandfilter als auch am Binsfilter eine deutliche Abnahme des Gehalts an organisch gebundenem Kohlenstoff festzustellen. Bei einem mittleren Gehalt des Rohwassers von 7,2 mg/l org C betrug sie im Langsamsandfilter 2,8 mg/l org C und im Binsfilter 3,3 mg/l org C. Mit der Erhöhung der Filtergeschwindigkeit von 5 auf 10 cm/h trat im Ablauf des Binsfilters Sauerstoff auf. Nach 14tägiger Einarbeitungszeit lag der Sauerstoffgehalt im Mittel bei 5,9 mg/l. Gegenüber dem Zulauf mit 8,8 mg/l O_2 ist ein Sauerstoffverzehr von 2,9 mg/l zu verzeichnen. Im Langsamsandfilter dagegen stieg der Sauerstoffgehalt um 3 mg/l auf 11,8 mg/l.

Nach der Vegetationsperiode bei abgeernteten Binsen im November und Dezember des Jahres 1968 nahm die Reinigungsleistung in bezug auf die Oxydierbarkeit sowohl im Langsamsandfilter als auch im Binsfilter auf fast Null ab. Der Sauerstoffgehalt im Ablauf des Binsfilters stieg auf den Wert des Zulaufs von 8,0 mg/l O_2 . Im Langsamsandfilter wurde dagegen eine Zunahme von 2,6 mg je l auf 10,6 mg/l O_2 im Mittel festgestellt.

Im Januar und Februar 1969 waren die Becken bis auf die nähere Umgebung der Zulaufschwelen mit einer dünnen Eisschicht überzogen. Diese Bedingungen eigneten sich, die zusätzliche Belüftung durch die abgestorbenen abgeschnittenen Halme festzustellen. Der Sauerstoffgehalt im Ablauf des Binsfilters lag mit 7,8 mg/l O_2 rund 1 mg/l O_2 unter dem Wert des Zulaufs. Beim Langsamsandfilter war der Sauerstoffgehalt im Zu- und Ablauf gleich groß, so daß die an diesem Filter sonst beobachtete Sauerstoffaufnahme unter diesen Bedingungen nicht festgestellt werden konnte. Die Abnahme der Oxydierbarkeit war in beiden Fällen mit 1,4 mg/l KMnO_4 im Mittel gleich groß, aber wesentlich kleiner als während der Vegetationsperiode.

Bei den Kontrolluntersuchungen während der folgenden Vegetationsperiode im Juli 1969 stellten wir ungefähr die gleichen Verhältnisse fest wie im September 1968. Die Abnahme der Oxydierbarkeit betrug bei einer mittleren Oxydierbarkeit des Zulaufs von 14,4 mg/l KMnO_4 im Langsamsandfilter 2,4 mg/l und im Binsfilter 2,3 mg/l KMnO_4 . Der Sauerstoffgehalt war im Ablauf des Langsamsandfilters im Mittel 3,3 mg/l höher und im Ablauf des Binsfilters 3,5 mg/l niedriger als der Gehalt des Zulaufs.

In der Untersuchungsreihe bei der Filtergeschwindigkeit von 15 cm/h ging die Reinigungsleistung, gemessen an der Abnahme der Oxydierbarkeit, in beiden Filtern gleichmäßig auf 1 mg/l KMnO_4 zurück. Der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff verringerte sich im Langsamsandfilter um 0,8 mg/l org C, im Binsfilter jedoch wesentlich stärker um 1,5 mg/l org C. Das Binsfilter zeigte hierzu wie bei der Filtergeschwindigkeit von 10 cm/h eine größere Wirksamkeit als das Langsamsandfilter. Bei dieser Filtergeschwindigkeit treten völlig veränderte Sauerstoffverhältnisse auf. Während im Langsamsandfilter anstelle des sonst üblichen Anstiegs des Sauerstoffgehalts eine Abnahme von 1,1 mg/l O_2 im Mittel zu verzeichnen ist, wird die im Binsfilter übliche Abnahme auf 2,0 mg O_2 bei einem mittleren Gehalt des Zulaufs von 9,6 mg/l O_2 wesentlich verringert.

Bei allen Proben wurde — unabhängig von der Filtergeschwindigkeit und der Jahreszeit — ein starker Flußwassergeruch festgestellt, der in diesem Versuchsprogramm jedoch nicht weiter untersucht wurde.

Biologische Untersuchungen

Die in etwa monatlichen Abständen aus der Binsenversuchsanlage entnommenen biologischen Proben erstreckten sich über den Zeitraum von Anfang Mai 1968 bis Anfang Juli 1969. Sie sollten Auskunft geben über die Besiedlung beider Becken mit Mikro- und Makroorganismen pflanzlicher und tierischer Herkunft, über Populationsdichte und Jahreszyklus der einzelnen Arten. Ferner sollte versucht werden, mit Hilfe auftretender Leitorganismen in der mit verdünntem, mechanisch gereinigtem Abwasser (Verhältnis 1 : 10 und 1 : 20) beschichteten Anlage Aussagen über eine möglicherweise auftretende Qualitätsverbesserung des Wassers durch die gepflanzten Binsen zu treffen.

Als biologisches Untersuchungsmaterial diente vor allem das Plankton beider Becken, wovon das eine dicht mit Binsen bepflanzt war (durchschnittliche Halm-länge 2,20 bis 2,50 m), das andere ohne Bepflanzung gleichsam als Langsamsand-filter zum Vergleich diente. Berücksichtigt wurden ferner der Besatz an den Glaswänden, der in der Hauptvegetationsperiode die Glasscheiben der Becken zeitweise völlig zusetzte, und der Grund. Hier bildeten die Rhizome der Flechtbinse ein dichtes Wurzelgeflecht in der als Boden eingebrachten Kiesschicht.

Die qualitativ entnommenen Proben wurden sofort lebend untersucht, um auch zartere Organismengruppen zu erfassen, die sonst nach einer Fixierung nicht mehr zu erkennen und zu diagnostizieren sind.

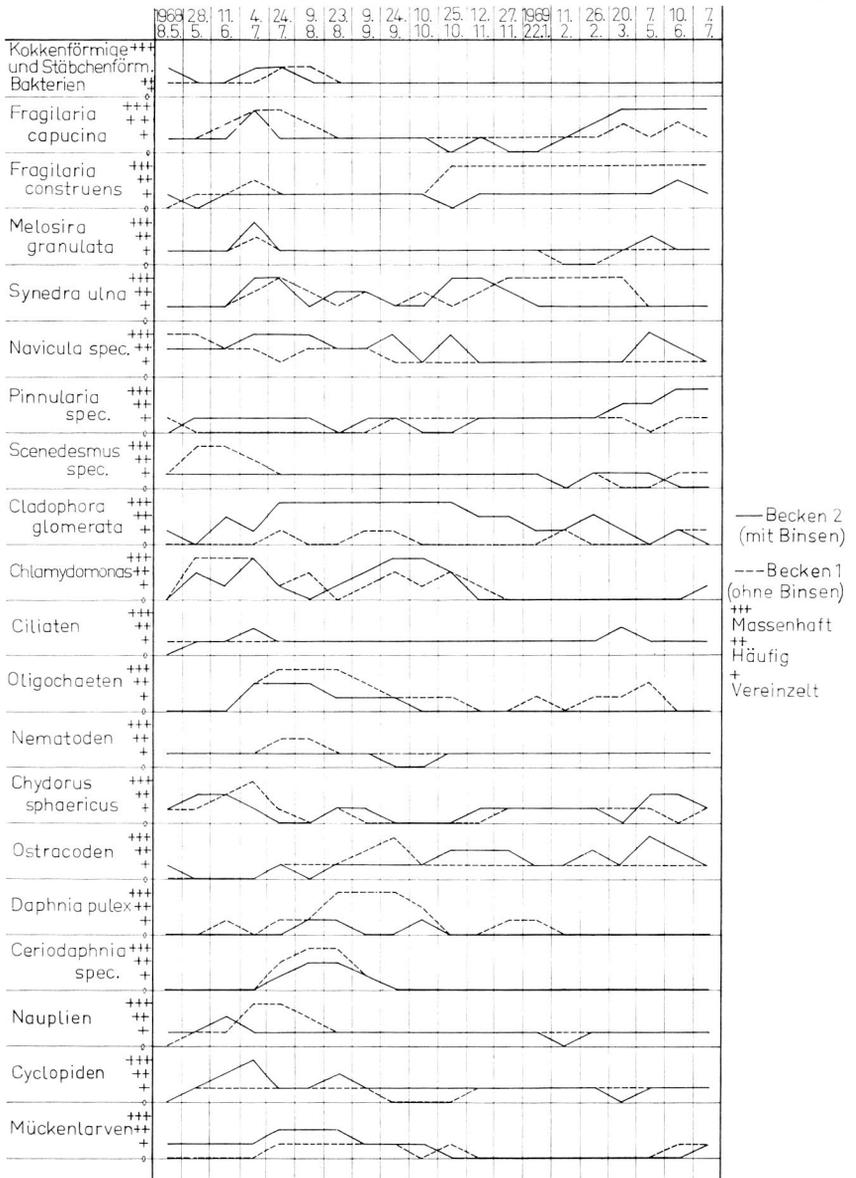
In beiden Becken der im Freien stehenden Anlage stellte sich ohne Bildung einer zusammenhängenden Algendecke eine reiche Besiedlung mit pflanzlichen und tierischen Arten ein, die während der Gesamtuntersuchungszeit — von jahreszeitlichen Schwankungen abgesehen — weitgehend konstant blieb. Die artliche Zusammensetzung dieser Biozönose war äußerst interessant, denn sie enthielt Arten, die zum Teil aus dem Abwasser stammten, zum Teil aber mit den Binsen eingeschleppt worden waren oder letzten Endes als Dauerformen durch Wind und Regen in die Becken gelangten (sog. „Luftkeime“).

Vorherrschend waren zahlreiche Arten von Kieselalgen (Diatomeen) bekannter Gattungen (*Synedra*, *Melosira*, *Fragilaria*, *Navicula* u. a.) sowie Grünalgen (*Cladophora*, *Scenedesmus* usw.). Bei den tierischen Organismen standen Wimpertierchen (Ciliaten, Würmer [Oligochaeten, Nematoden] sowie Kleinkrebse [Ostracoden], Bosminen, Daphnien, Cyclopiden) einschließlich der Nauplien im Vordergrund.

Die Vielzahl der nur vereinzelt auftretenden pflanzlichen und tierischen Organismen (Blaualgen, Kiesel- und Grünalgen, Zieralgen, Flagellaten, Rädertierchen, Kleinkrebse, Mückenlarven usw.), unter denen sich manche biologisch interessante Art befand, sollen für die Auswertung unberücksichtigt bleiben, da das Auftreten oder Verschwinden einer nur vereinzelt vorkommenden Art für die Beantwortung der hier anstehenden Fragen ohne Bedeutung ist.

Aus diesem Grunde sind in der Tabelle 1 nur diejenigen Arten enthalten, die im Untersuchungszeitraum zeitweilig zu stärkerer Entwicklung gelangten (häufig bis massenhaft). Die Art der graphischen Darstellung läßt Vergleiche über das quantitative Vorkommen der aufgeführten Arten in beiden Becken zu.

Tabelle 1
 Versuche über die Reinigungswirkung von Binsen bei der Trinkwasseraufbereitung.



Schon ein flüchtiger Blick auf die Tabelle läßt erkennen, daß viele Arten in beiden Becken quantitativ in gleicher Menge vorkamen und daß die Unterschiede hinsichtlich der Besiedlung nur gering waren. Dies ist besonders deutlich bei den kokken- und stäbchenförmigen Bakterien, die, von einer stärkeren Entwicklung im Mai 1968 und im Juli/August 1969 abgesehen, gleichmäßig vereinzelt in beiden Becken vorkamen. Nach den vorliegenden Veröffentlichungen (9)

üben Binsen-Wurzeln auf Bakterien vor allem auf *Escherichia coli* eine reduzierende Wirkung aus. Dieses Ergebnis konnte nicht bestätigt werden, da sonst Unterschiede in beiden Becken zu finden sein müßten.

Bei den Kieselalgen (*Fragilaria capucina* und *construens*, *Melosira granulata*, *Synedra ulna*, *Navicula* spec. und *Pinnularia* spec.) zeigen sich Unterschiede hinsichtlich der Besiedlung, d. h. bei den Spitzen (Massenentwicklungen) ergeben sich zeitliche Schwankungen. So bleibt z. B. bei *Fragilaria construens* die Massenentwicklung vom Oktober 1968 bis zum Abbruch der Versuche (Juli 1969) unverändert im Vergleichsbecken bestehen, während die gleiche Art im Binsenbecken nur vereinzelt auftritt und lediglich im Juni 1969 häufiger vorkommt. *Navicula* spec. geht im Vergleichsbecken von massenhaft auf vereinzelt zurück, im Binsenbecken dagegen erlebt sie im Sommer und Herbst 1968 und im Mai 1969 eine Massenentwicklung.

Ähnliche Verhältnisse, d. h. eine starke Vermehrung, treten auch bei der Grünalge *Cladophora glomerata* auf, die im Binsenbecken während der Sommer- und Herbstmonate zur Massenentwicklung gelangte.

Auch bei den tierischen Organismen waren die Ergebnisse nicht eindeutig. Bei den oligochaeten Würmern, bei Nematoden und bei einigen Kleinkrebsen (*Daphnia pulex*, *Ceriodaphnia* spec., Nauplien) lagen die Populationsdichten im nicht bepflanzten Becken immer höher als im Binsenbecken. Bei Cyclopiden und bei Mückenlarven dagegen waren im Binsenbecken stärkere Besiedlungsdichten vorzufinden.

Die Gründe für diese unterschiedliche quantitative Besiedlung können nicht restlos geklärt werden. Sie mögen vor allem in der Verschiedenheit des Biotops liegen, d. h. also die ökologischen Faktoren dürften von ausschlaggebender Bedeutung sein. Hier ist zuerst an die Lichtverhältnisse zu denken, auf der einen Seite das gleichmäßig durchsonnte Becken ohne Bepflanzung, auf der anderen das dicht mit Binsen bestandene. Die Temperaturen waren in beiden Becken gleich. Vielleicht spielt auch die ökologische Valenz der Arten eine Rolle. Es ist ferner daran zu denken, daß die durch die Binsen ausgelösten biochemischen Faktoren und Vorgänge noch nicht restlos bekannt sind (9), auch ihnen dürfte unter Umständen eine gewisse selektive Wirkung zukommen.

Eine Qualitätsverbesserung des Wassers infolge Binsenpflanzung war bei der benutzten kleinen Versuchsanlage biologisch nicht nachzuweisen. Derartige Unterschiede dürften sich, wie in der Literatur beschrieben, mehr in größeren Teichen und Versickerungsbecken nach Binsenbepflanzung einstellen.

Schlußfolgerungen

Während über die Reinigungswirkung der Binsen bei der Klärung von Abwässern (10, 11, 16, 20), insbesondere über die Elimination von Phenol und Phenolabkömmlingen aus einem Wasser die Speicherung solcher Verbindungen in den Halmen (2, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19) häufig berichtet wird, findet man auf dem Gebiet der Trinkwasseraufbereitung keine Mitteilungen, mit denen die Ergebnisse unserer Versuche verglichen werden können. Untersuchungen über die Änderung der Wasserbeschaffenheit eines durchströmten Wassergrabens wurden von der Binsenanlage im Wasserwerk Jungfernheide mitgeteilt (7). An der Halterner Anlage wurde die Entnahme versickernden Wassers unter einem binsenbestellten Sickerbecken und einem üblichen Becken erprobt, ohne das Untersuchungsergebnisse mitgeteilt wurden (9). Es ist zu vermuten, daß die Probe-

nahmestellen zu tief unter der Beckensohle liegen, so daß durch Reaktion in den Sandschichten die durch Reaktionen in der Rhizomschicht bedingten Unterschiede entweder bereits wieder ausgeglichen oder selbst zu klein sind, um analytisch zugänglich zu sein.

In unseren Versuchen wurden nur die Auswirkungen der obersten Schicht erfaßt und mit der Probenahme die zur Reinigung beitragenden Reaktionen unterbrochen. Hierfür spricht vor allem das Vorhandensein starken Flußwassergeruches in den Proben, während in mächtigeren Langsamsandfiltern und in Anreicherungen gerade dieses unliebsame Charakteristikum verschwindet.

Aus den Differenzen der Mittelwerte der Oxydierbarkeit und der Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff, die wir für diese Zwecke als Maßstab der Reinigungswirkung ansehen, ergibt sich, daß eine Binsenbepflanzung während der Vegetationsperiode geeignet ist, die Reinigungswirkung gegenüber einer einfachen Langsamfiltration leicht zu erhöhen (Tab. 2). Während der kalten Jahreszeit kann eine zusätzliche Wirkung der Binsenbepflanzung nicht festgestellt werden. Zu dieser Zeit geht aber auch die Wirkung des Langsamsandfilters um rund zwei Drittel zurück.

Tabelle 2

Reinigungswirkung eines Langsamsandfilters und eines binsenbepflanzten Langsamsandfilters in der Vegetations- und Ruheperiode bei verschiedenen Geschwindigkeiten.
 $\text{KMnO}_4\text{-Verbrauch}_{\text{vor}} - \text{KMnO}_4\text{-Verbrauch}_{\text{nach}} = \Delta \text{KMnO}_4\text{-Verbrauch.}$

	5 cm/h		10 cm/h		15 cm/h	
	LSF	Binsen- filter	LSF	Binsen- filter	LSF	Binsen- filter
Vegetationsperiode						
Oxydierbarkeit	1,2	2,5	2,5	2,9	0,8	0,8
mg/l KMnO_4			2,4	2,4		
organisch gebundener Kohlenstoff, mg/l C	n.n	n.n	2,8	3,3	0,8	1,5
Ruheperiode						
Oxydierbarkeit			0	0		
mg/l KMnO_4			1,3	1,3		
organisch gebundener Kohlenstoff, mg/l C						

Auffallend ist weiterhin die starke Abhängigkeit von der Filtergeschwindigkeit und die sich aus unseren Versuchen andeutende Verminderung der Reinigungswirkung bei 15 cm/h. Als optimalen Wert für die Filtergeschwindigkeit findet man oft die Angabe 10 cm/h; in den meisten Fällen ist man zur besseren Kapazitätsausnutzung jedoch bestrebt, die Langsamsandfilter bei höherer Geschwindigkeit zu betreiben. Besondere Bedeutung erlangt dieser Umstand bei Anreicherungsbecken, in denen man die Sickergeschwindigkeit wegen des möglichst konstant zu haltenden Wasserspiegels zum Schutz des Binsenbestandes nicht regeln kann. Unter diesen Bedingungen wird die Möglichkeit einer Wasserreinigung sowohl in üblichen als auch in binsenbestellten Becken weitgehend vertan.

Unsere Versuchsanlage erlaubte es nicht festzustellen, inwieweit die zusätzliche Reinigungswirkung durch die Binsenbepflanzung in tieferen Bodenschichten

ausgeglichen wird und ob sie sich daher als nutzlos erweisen könnte. Unter diesen Gesichtspunkten dürfte die Binsenbestellung in Langsandsandfiltern und Anreicherungsbecken trotz der hier erzielten bescheidenen Ergebnisse jeweils dann zu empfehlen sein, wenn, wie die Einsparung von Reinigungsarbeiten, zusätzliche betriebliche Vorteile dafür sprechen.

Zusammenfassung

In zwei Modelllangsandsandfiltern wurden über eine Zeit von 16 Monaten die Reinigungswirkung eines Langsandsandfilters und die eines mit Binsen bestellten Langsandsandfilters ermittelt und beide zur Beurteilung der zusätzlichen Wirkung der Binsenkultur miteinander verglichen. Als Maß der Reinigungswirkung wurde die Oxydierbarkeit des Wassers als Verbrauch an Kaliumpermanganat und der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff benutzt. Weiterhin wurde der Sauerstoffhaushalt der Filter beobachtet.

Während der Vegetationsperiode zeigte das mit Binsen bestellte Langsandsandfilter eine etwas höhere Reinigungswirkung als das Langsandsandfilter. Während der Ruhezeit zeigten beide Filter die gleiche Wirkung, die jedoch in jedem Falle wesentlich kleiner war als im Sommer. Eine Belüftung des Wassers durch die abgeschnittenen Binsenhalm während der kalten Jahreszeit und unter einer Eisdecke konnte nicht beobachtet werden.

Eine Verbesserung der Wassergüte in biologischer Hinsicht konnte in den Versuchen nicht festgestellt werden.

Literatur

1. SEIDEL, K.: Arch. f. Hydrobiol. **56** (1959), 58.
2. SEIDEL, K.: Die Naturwissenschaften **50** (1963), 452.
3. SEIDEL, K.: Die Naturwissenschaften **51** (1964), 395.
4. SEIDEL, K.: Die Naturwissenschaften **53** (1966), 289.
5. CZERWENKA, W., und K. SEIDEL: GWF **106** (1965), 828.
6. HÜNERBERG, K.: GWF **104** (1963), 569.
7. HÜNERBERG, K.: Gewässerschutz — Wasser — Abwasser. Reinhaltung von Oberflächenwasser zu Trinkwasserzwecken und Aufbereitung von Flußwasser zu Trinkwasser. **2** (1968), 217.
8. SCHMIDT, W. D.: Gewässerschutz — Wasser — Abwasser. Reinhaltung von Oberflächenwasser zu Trinkwasserzwecken und Aufbereitung von Flußwasser zu Trinkwasser. **2** (1968), 195.
9. SCHMIDT, W. D.: Festschrift zu Kongreß und Ausstellung Wasser Berlin 1968. Berlin 1968. Herbecke Verlag München (1968), S. 77.
10. ALTHAUS: GWF **107** (1966), 486.
11. SCHAAL, H.: Gewässerschutz — Wasser — Abwasser. Reinhaltung von Oberflächenwasser zu Trinkwasserzwecken und Aufbereitung von Flußwasser zu Trinkwasser. **2** (1968), 185.
12. SEIDEL, K.: Die Naturwissenschaften **52** (1965), 398.
13. WILLERDING, U.: Naturw. Rdsch. (1966), H. 4, S. 158.
14. MEISSNER, B.: WWT **15** (1955), 82.
15. FELGNER, G.: WWT IG (1966), 62.
16. MEISSNER, G., und E. FRIEDMANN: WWT **18** (1968), 420.

17. FELGNER, G., und B. MEISSNER: 1. Mitt., Fortschritte der Wasserchemie H. 5 (1967), 207.
18. FELGNER, G., und B. MEISSNER: 2. Mitt., Fortschritte der Wasserchemie H. 9 (1968), 199.
19. FELGNER, G., G. MEISSNER und H. SEEBOTH: WWT 17 (1967), 279.
20. KIEFER, W.: Städtehygiene (1967), 61.

Ltd. Dir. und Prof. Dr. W. MAASSEN
Dir. und Prof. Dr. U. HÄSSELBARTH
Wiss. Dir. Dr. D. LÜDEMANN
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Luftuntersuchungsprogramm in Berlin

Von ERDWIN LAHMANN und KARL-ERNST PRESCHER

Am 1. August 1968 wurde vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes eine Meßanlage für automatische Schwefeldioxid-Bestimmungen an 6 Stellen der Stadt Berlin in Betrieb genommen. Die Meßwerte werden über Telefonleitungen in eine zentrale Registrierstation im Institutsgebäude übertragen. Zur gleichen Zeit wurde ein Meßprogramm zur Ermittlung der Schwefeldioxid-Grundbelastung durch Stichproben-Messungen nach dem in der „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ (1) angegebenen Schema an insgesamt 82 Meßstellen begonnen, die in der Umgebung der sechs mit automatischen SO_2 -Meßgeräten ausgerüsteten Stationen angeordnet waren. Die Lage der Meßstationen und der Meßstellen ist in der Abbildung 1 wiedergegeben.

Das Untersuchungsprogramm wurde nach und nach erweitert, so daß es schließlich folgende Messungen umfaßte:

1. Kontinuierliche Schwefeldioxid-Messungen an 6 Stationen mit zentraler Meßwerterfassung.

Die Ausrüstung der Meßanlage wurde bereits an anderer Stelle beschrieben (2). Als Analysatoren wurden Picoflux- und Wösthoff-Geräte (3) eingesetzt.

2. Kontinuierliche Messungen von Kohlenmonoxid, Kohlendioxid, Staub und — zeitweilig — Kohlenwasserstoffen an einer Station (Nr. II in Abb. 1). Kohlenmonoxid und Kohlendioxid wurden mit Infrarot-Analysatoren URAS (4), Kohlenwasserstoffe mit einem nach dem Prinzip der Flammenionisation arbeitenden Gerät (5) gemessen. Die kontinuierlichen Staub-Bestimmungen wurden mit einem Staubmonitor durchgeführt, bei dem der auf einem Filterband abgeschiedene Staub über die Absorption von β -Strahlen gemessen wird (6, 7).

3. Diskontinuierliche Schwefeldioxid-Messungen an 82 Stellen (s. Abb. 1).

An jeder Meßstelle wurde 12 Monate lang wöchentlich eine Probe nach dem Silikagel-Verfahren von STRATMANN (3) gezogen. Die Anzahl von 52 Proben pro Meßstelle war somit doppelt so groß wie das Meßschema der „Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft“ vorsieht.

An 28 Meßstellen, die in einem Umkreis von 3 km Radius um ein Großkraftwerk lagen, wurden in jeder zweiten Woche je zwei Parallelmessungen nach zwei verschiedenen Analysenverfahren — Silikagel-Verfahren und Tetrachloromercurat-Verfahren nach WEST und GAEKE (3) — vorgenommen.

4. Diskontinuierliche Bestimmungen von Fluoriden, Chloriden und Ammoniak an der Meßstation II und von Staub an den Meßstationen I und II sowie an zwei weiteren Stellen.

Die Probenahmen für Fluorid-, Chlorid- und Ammoniak-Bestimmungen wurden mittels eines automatischen Steuergerätes (8) vorgenommen, in der Regel sechsmal pro Woche an verschiedenen Tagen und zu verschiedenen

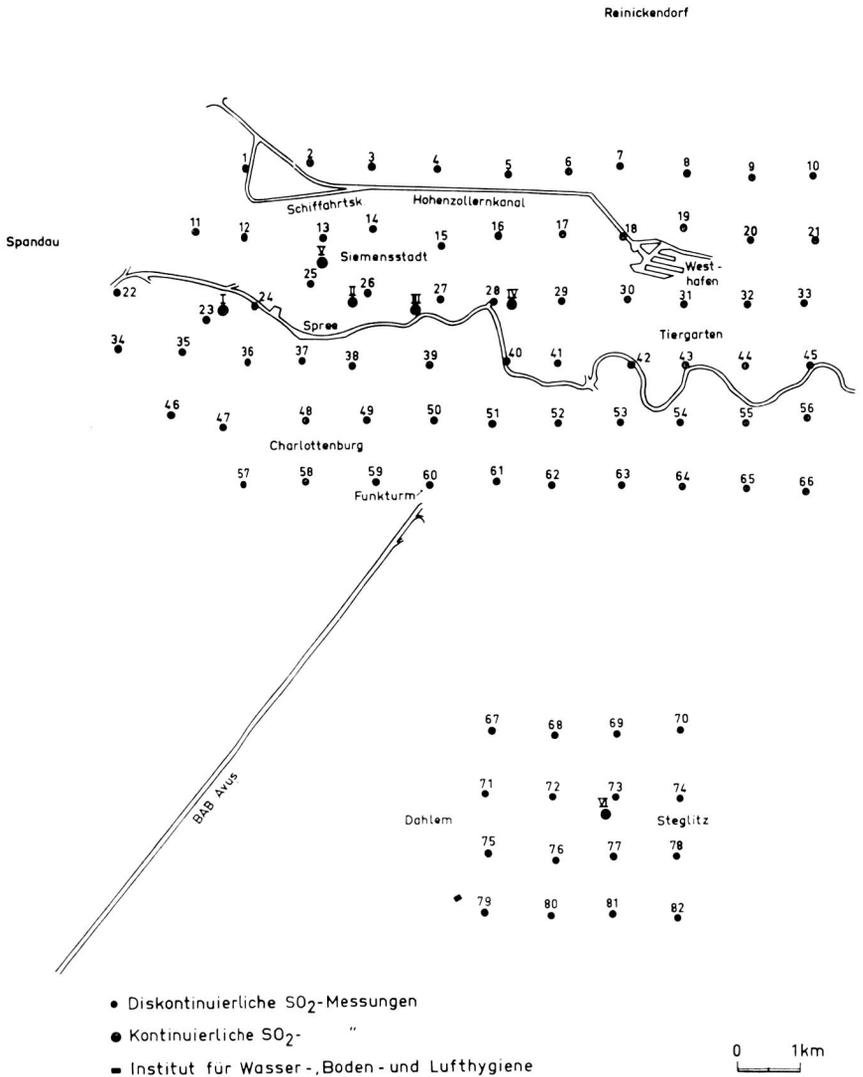


Abb. 1. Meßstellenplan.

Tageszeiten. Mit photometrischen Methoden wurden Fluoride mittels Alizarin-Komplexon und Lanthannitrat (9), Chloride mittels Quecksilber-rhodanid und Eisen(III)salz (10) und Ammoniak über die Indophenol-Reaktion (11) bestimmt.

Für die Staub-Bestimmungen wurden High-Volume-Sampler-Geräte eingesetzt (12). Der auf Glasfaserfiltern abgeschiedene Staub wurde gravimetrisch bestimmt. Die Proben sollen später für Bestimmungen von Staub-inhaltsstoffen dienen.

5. Meteorologische Messungen.

An der Meßstation II wurden Messungen der Windrichtung und -stärke vorgenommen. Darüber hinaus kann auf umfangreiche Messungen des Institutes

für Meteorologie und Geophysik der Freien Universität Berlin zurückgegriffen werden.

Im Verlauf der Untersuchungsarbeiten hat sich die Meßstation II zu einer „Hauptmeßstation“ entwickelt. Abgesehen von günstigen technischen Voraussetzungen¹⁾ können an dieser Meßstation Differenzierungen zwischen den Auswirkungen von Industrie- und von Wohngebieten auf die Luftbeschaffenheit vorgenommen werden.

Das gesamte Meßprogramm läßt eine Vielzahl von Ergebnissen erwarten, die in einem späteren Heft der Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene eingehender dargestellt werden soll, als es hier möglich ist.

Die generell am häufigsten in städtischer Luft analysierten Substanzen sind Schwefeldioxid, Staub- und Kohlenmonoxid. Schwefeldioxid und auch Staub entstammen in erster Linie den Abgasen von Feuerungsanlagen, Kohlenmonoxid hingegen den Auspuffgasen des Kraftverkehrs. Die bei jeweils einjährigen automatischen Messungen dieser wichtigen „Indikatoren“ für Luftverunreinigungen erhaltenen Ergebnisse sowie die Ergebnisse der diskontinuierlichen Schwefeldioxid-Stichprobenmessungen werden in der Tabelle 1 anhand verschiedener Kenngrößen charakterisiert.

Tabelle 1

Ergebnisse von Schwefeldioxid-, Staub- und Kohlenmonoxid-Immissionsmessungen in Berlin.

Meßstation	Meßzeitintervall	Meßzeit	Anzahl der Einzelwerte	Jahresmittel	Maximaler Einzelwert	Maximales Tagesmittel	50 % der Summenhäufigkeit	95 % der Summenhäufigkeit	97,5 % der Summenhäufigkeit
Schwefeldioxid (mg/m ³)									
I	30 Minuten	August 1968	17 156	0,159	1,54	0,75	0,12	0,49	0,59
II		bis Juli 1969	16 890	0,150	1,50	0,67	0,10	0,45	0,56
III			17 005	0,156	1,70	0,77	0,12	0,48	0,58
IV			17 150	0,136	1,42	0,66	0,09	0,40	0,50
V			16 820	0,151	1,30	0,65	0,09	0,41	0,51
VI			16 782	0,183	1,28	0,82	0,16	0,45	0,55
Stichproben an 82 Meßstellen	etwa 10 Min.	August 1968 bis Juli 1969	4 232	0,147	1,47	0,74	0,09	0,54	0,68
Staub (mg/m ³)									
II	3 Stunden	Januar bis Dezember 1969	2 719	0,10	0,47	0,26	0,09	0,22	0,25
Kohlenmonoxid (ppm)									
II	30 Minuten	Februar 1969 bis Januar 1970	15 132	3,75	23	13,4	3	8	9

Die in Berlin festgestellten Schwefeldioxid-Immissionen erreichten oder überschritten die Konzentrationen, die bei vergleichbaren Meßprogrammen in

¹⁾ Für die Genehmigung zur Aufstellung der Meßgeräte danken wir den Berliner Wasserwerken und den Berliner Entwässerungswerken, der Siemens AG, der Schering AG und dem Bezirksamt Steglitz von Berlin.

den letzten Jahren in westdeutschen Städten gemessen wurden (13, 14, 15). Dieses an sich unerwartete Ergebnis kann eine Erklärung in dem hohen Anteil von Ofenfeuerungen in Berliner Wohngebieten finden, die mit relativ schwefelreicher mitteldeutscher Braunkohle versorgt werden.

Die maximalen Schwefeldioxid-, Staub- und Kohlenmonoxid-Immissionen wurden während Inversionswetterlagen gemessen, die im Dezember 1968, im Dezember 1969 und im Januar 1970 in ausgeprägter Form auftraten. Konzentrationen von über 1 mg SO₂/m³, 0,4 mg Staub/m³ oder 15 ppm CO wurden praktisch ausschließlich während dieser kritischen Tage festgestellt.

Lufthygienisch von besonderem Interesse ist die Tatsache, daß unter ungünstigen Wetterbedingungen auch in verkehrsabgelegenen Stadtgebieten Kohlenmonoxid-Konzentrationen vorkommen, wie sie gewöhnlich nur in verkehrsreichen Straßen angetroffen werden (16). Die höchsten Halbstundenmittelwerte lagen über 20 ppm CO. In größeren Entfernungen vom Verkehrsfluß werden die Schwankungen der Immissionen viel stärker durch meteorologische Einflüsse bedingt als in unmittelbarer Straßennähe, wo die Verkehrsdichte dominierend einwirkt. Bei Luftuntersuchungen in Straßennähe in Berlin-Steglitz (17) ließen sich keine jahreszeitlichen Unterschiede der Immissionen erkennen. Im Mittel über die Monate Dezember bis Februar (jeweils Montag bis Freitag, 6 bis 22 Uhr) ergaben sich 15,5 ppm gegenüber 14,9 ppm CO für die Monate Juni bis August. An der verkehrsabgelegenen Stelle in Berlin-Jungfernheide betrug hingegen das Mittel für die drei Sommermonate 3,0 ppm und lag für die drei Wintermonate mit 5,8 ppm CO fast doppelt so hoch.

In unmittelbarer Fahrdammnähe ergab praktisch jeder einzelne Monat ein repräsentatives Ergebnis für die CO-Immissionen eines zwölfmonatigen Meßzeitraumes (18). An der straßenfernen Meßstelle traten dagegen zwischen den einzelnen Monaten des Untersuchungsjahres signifikante Unterschiede auf. Gegenüber dem ersten Halbjahr (Februar bis Juli 1969) wies der zweite sechsmonatige Meßzeitabschnitt (August 1969 bis Januar 1970) deutlich höhere Immissionen auf: Der Maximalwert betrug 23 gegenüber 9 ppm CO, der Mittelwert 4,4 gegenüber 3,1 ppm und die 50 %-, 95 %- und 97,5 %-Werte der Summenhäufigkeit 3, 10 und 11 gegenüber 3, 6 und 6 ppm CO.

Der Tagesverlauf der mittleren CO-Konzentrationen bei den Untersuchungen in Steglitz und in Jungfernheide ist in der Abbildung 2 wiedergegeben. An der straßen nahen Meßstelle in Steglitz korrelierten die recht hohen Immissionen eindeutig mit der Verkehrsdichte (19), während in Jungfernheide recht gleichmäßige und im Mittel recht niedrige CO-Konzentrationen auftraten. Das wenig ausgeprägte Minimum zur Mittagszeit entspricht der relativ hohen mittleren Windgeschwindigkeit während dieser Tagesstunden.

Literatur

1. Allgemeine Verwaltungsvorschriften über genehmigungsbedürftige Anlagen nach § 16 der Gewerbeordnung (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft). Gemeinsames Ministerialbl., Ausg. A, 15 (1964), Nr. 26.
2. LAHMANN, E., und K.-E. PRESCHER: Methoden zur automatischen Luftüberwachung. *Gesundh.-Ing.* 91 (1970), 17—20.
3. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messung der Schwefeldioxid-Konzentration (VDI 2451). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1968.

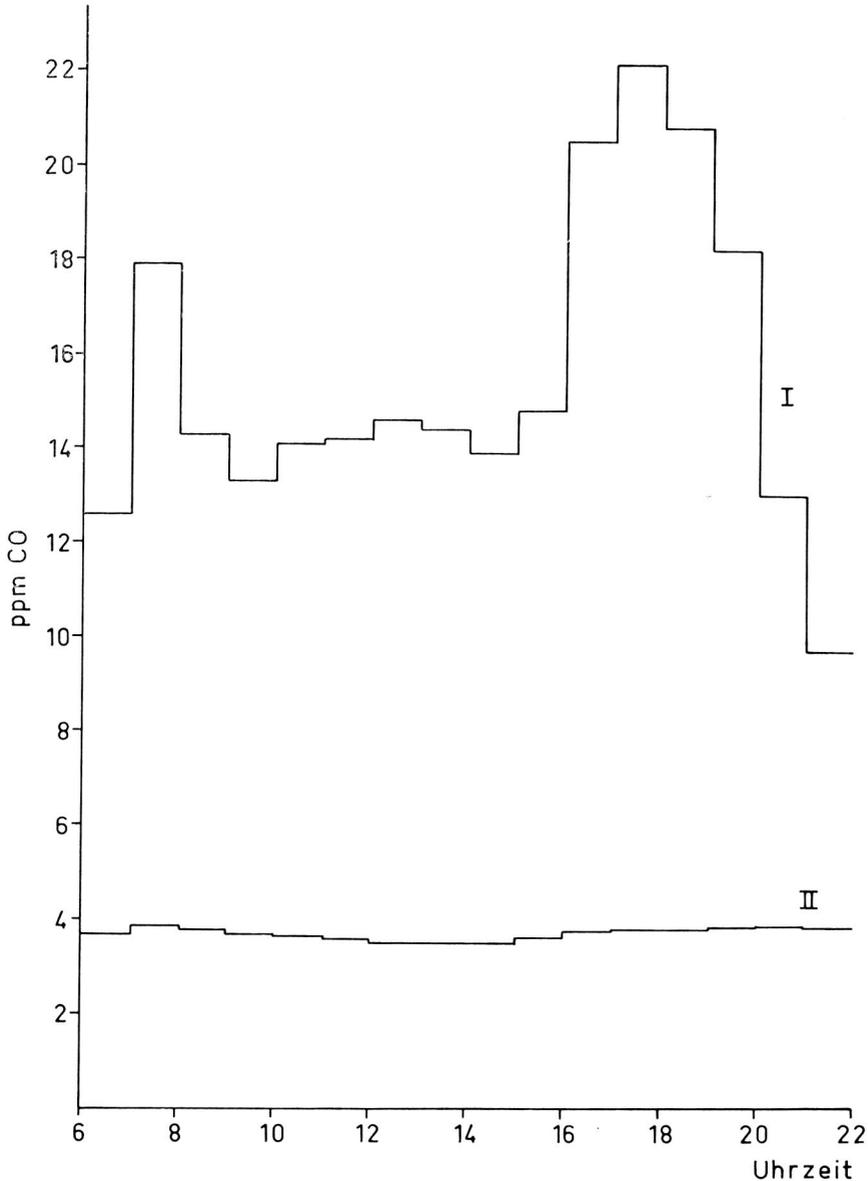


Abb. 2. Tagesverlauf der mittleren CO-Konzentrationen an einer verkehrsnahen (I, Berlin-Steglitz) und an einer verkehrsfernen Meßstelle (II, Berlin-Jungfernheide).

4. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messung der Kohlenmonoxid-Konzentration (VDI 2455). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1968 (Entwurf).
5. HÄNTZSCH, S., und K.-E. PRESCHER: Beitrag zur kontinuierlichen Summenbestimmung organischer Substanzen mit Flammenionisationsdetektoren. Wasser, Luft und Betrieb 12 (1968), 68—69.
6. AURAND, K., und J. BOSCH: Gerät zur kontinuierlichen Bestimmung der Konzentration staubförmiger Luftverunreinigungen. Staub 27 (1967), 445—447.

7. AURAND, K., E. LAHMANN und H. RÜHLE: Vergleichende Untersuchungen mit einem kontinuierlich arbeitenden Staubmonitor. *Gesundh.-Ing.* 89 (1968), 360 bis 363.
8. LAHMANN, E., G. MENK und M. MÖLLER: Geräte für automatische Luftprobenahmen. *Wasser, Luft und Betrieb* 13 (1969), 467—468.
9. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung von Immissionen. Messung der Fluor-Ionen-Konzentration (VDI 2452). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1963.
10. LAHMANN, E., und M. MÖLLER: Chlorid-Immissionsmessungen in der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* Nr. 33 (1970).
11. HÄNTZSCH, S., und E. LAHMANN: Ammoniak-Bestimmungen in Großstadtluft. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* Nr. 33 (1970).
12. LAHMANN, E., und K.-E. PRESCHER: Beitrag zur gravimetrischen Bestimmung der Staubkonzentration in atmosphärischer Luft mittels Filtergeräten (High Volume Sampler). *Wasser, Luft und Betrieb* 11 (1967), 677—678.
13. LAHMANN, E., W. MORGENSTERN und L. GRUPINSKI: Schwefeldioxid-Immissionen im Raum Mannheim/Ludwigshafen. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* Nr. 25 (1967).
14. STRATMANN, H., und S. KÜLSKE: Smogwarndienst im Lande Nordrhein-Westfalen. Fünfte Mitteilung der Ergebnisse des II. Meßprogrammes nach § 7 des Immissionsschutzgesetzes NW für die Zeit vom 30. Oktober 1967 bis zum 27. Oktober 1968. *Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen* H. 15 (1969), 7—38.
15. RUMLER, F., H. NEIS und R. HERBOLSHEIMER: Ergebnisse der Schwefeldioxidpegelmessungen für die Zeit vom 8. 5. 1967 bis 3. 5. 1968 (1. Meßjahr) im Luftraum Saarbrücken-Völklingen. *Schriftenreihe*, hrsg. vom Minister für Arbeit und Sozialwesen des Saarlandes, H. 2 (1968), 5—9.
16. FETT, W., und E. LAHMANN: Außergewöhnliche Kohlenmonoxid-Konzentrationen in Großstadtluft. *Bundesgesundh.-Bl.* 13 (1970), 59—62.
17. LAHMANN, E.: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* Nr. 28 (1969).
18. LAHMANN, E.: Zum Einfluß der Meßdauer auf die Ergebnisse von automatischen Kohlenmonoxid-Bestimmungen an einem Ort. *Staub* 28 (1968), 371—373.
19. LAHMANN, E., und J. WESTPHAL: Beziehungen zwischen Kraftverkehrsdichte und Luftverunreinigungen. *Der Straßenbau* 59 (1968), 311—314.

Dir. und Prof. Dr. E. LAHMANN
Wiss. Oberrat Dr. K.-E. PRESCHER
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Untersuchungen über die Korrelation zwischen Schwefeldioxid- und Fluorid-Immissionen

Von ERDWIN LAHMANN und JÜRGEN WESTPHAL

Schwefeldioxid ist wegen seines Vorkommens in praktisch jedem Abgas von Verbrennungsvorgängen allgegenwärtig in städtischer Luft (1). Es dient daher oft als Indikator für Luftverunreinigungen, unter anderem auch bei epidemiologischen Untersuchungen (2). Fluorverbindungen haben in letzter Zeit besondere Beachtung in der Lufthygiene gefunden. Von Fluorwasserstoff ist bekannt, daß er noch in sehr niedrigen Konzentrationen schädigend auf die Vegetation wirkt (3, 4). Fluorverbindungen sind nicht nur in den Abgasen von Produktionsanlagen, z. B. bei Werken der chemischen und der Metall-Industrie, bei Zement- und Glas-Fabriken und bei Ziegeleien, sondern in geringem Maße auch in den Rauchgasen von Feuerungsanlagen mit Kohle als Brennstoff enthalten. Wegen des großen Einflusses von Rauchgasen auf die Luftverunreinigung in Städten wurden Prüfungen vorgenommen, ob sich lineare Beziehungen zwischen den Immissionen dieser beiden luftfremden Substanzen nachweisen lassen. Bei Untersuchungen von Straßenluft ergaben sich solche Beziehungen zwischen den Immissionen von Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und Blei, hygienisch bedeutungsvollen Komponenten von Autoauspuffgasen (5).

Für die hier dargestellten Untersuchungen standen die Werte von gleichzeitigen Schwefeldioxid- und Fluorid-Immissionsmessungen zur Verfügung, die in den letzten Jahren — jeweils über Zeiträume von 12 Monaten in Berlin, Mannheim/Ludwigshafen und im Raum um Köln vorgenommen wurden. Die Fluorid-Bestimmungen wurden nach dem in der VDI-Richtlinie 2452 (6) beschriebenen Impinger-Verfahren bei Meßzeitintervallen von einer Stunde vorgenommen. Schwefeldioxid wurde in Berlin automatisch mit einem Ultragas-Gerät der Firma Wösthoff, Bochum (7), und in den beiden anderen Meßgebieten manuell nach dem von STRATMANN angegebenen Silikagel-Verfahren (7, 8) bestimmt. Die Meßwerte aus Berlin stammen von einer einzelnen Meßstation (9); sie beziehen sich für beide Substanzen auf gleich lange Meßzeitintervalle von einer Stunde. Aus den Räumen Mannheim/Ludwigshafen und um Köln lagen Stichproben von einer größeren Zahl von Meßstellen vor, die über das Meßgebiet verteilt waren und während des Meßjahres zehn- bis achtzehnmal aufgesucht wurden. Für die Schwefeldioxid-Bestimmungen betrug die Probenahmedauer hier nur etwa 15 Minuten. Diese zeitliche Abweichung gegenüber den einstündigen Probenahmen für die Fluorid-Bestimmungen wirkt sich nur wenig auf die Meßwerte aus (10, 11), so daß eine Beeinträchtigung der hier angestellten Korrelationsanalysen nicht angenommen werden kann.

Die vorliegenden Meßdaten der Schwefeldioxid-Konzentration sind in Tabelle 1 und die der Fluorid-Konzentration in Tabelle 2 als Häufigkeitsverteilungen der Einzelwerte wiedergegeben.

Tabelle 1
Häufigkeitsverteilung von Schwefeldioxid-Konzentrationen in mg/m³,
die für Korrelationsanalysen herangezogen wurden.

Untersuchungs- gebiet	Anzahl der Werte	Konzentrationsbereiche (mg/m ³)												
		bis 0,05	0,06—0,10	0,11—0,15	0,16—0,20	0,21—0,25	0,26—0,30	0,31—0,35	0,36—0,40	0,41—0,45	0,46—0,50	0,51—0,75	0,76—1,00	über 1,00
Raum um Köln	484	100	168	115	59	17	9	4	4	1	1	1	2	3
Mannheim/ Ludwigshafen	122	48	33	14	9	6	4	1	2			2	2	1
Berlin	183	49	58	21	18	12	8	7	3	3	1	1	2	

Tabelle 2
Häufigkeitsverteilung von Fluorid-Konzentrationen in µg/m³,
die für Korrelationsanalysen herangezogen wurden.

Untersuchungsgebiet	Anzahl der Werte	Konzentrationsbereiche (µg/m ³)								
		bis 5	6 bis 10	11 bis 15	16 bis 20	21 bis 25	26 bis 30	31 bis 35	36 bis 40	über 40
Raum um Köln	484	376	60	28	8	4	4		2	2
Mannheim/Ludwigshafen	122	113	7	1					1	
Berlin	183	63	80	26	12	2				

Zu den Ergebnissen der Fluorid-Bestimmungen ist zu vermerken, daß hier verschiedenartige gas- und staubförmige Verbindungen summarisch erfaßt werden (6).

Für die Prüfung der linearen Beziehungen zwischen gleichzeitig gemessenen Schwefeldioxid- und Fluorid-Immissionen wurden von den Wertepaaren die Korrelationskoeffizienten berechnet. Tabelle 3 gibt eine Zusammenstellung dieser Koeffizienten r für die Meßwerte von den Untersuchungen im Raum um Köln und in Mannheim/Ludwigshafen. Die Zahlenwerte für r wurden für die Wertepaare jeder einzelnen Meßstelle und für die Gesamtheit aller Einzelwerte in den untersuchten Stadtgebieten, sowie für die Mittelwerte beider Fremdstoffe über Meßtage und Meßperioden berechnet.

Die aus den in Berlin erzielten Meßergebnissen berechneten Korrelationskoeffizienten zeigten ein gleiches Bild wie die Auswertungen aus den Gebieten um Köln und Mannheim/Ludwigshafen. In Berlin lagen die aus den Wertepaaren von jeweils einem Monat des einjährigen Meßprogramms berechneten Koeffizienten höchstens bei $\pm 0,27$, mit einer Ausnahme (Februar 1969) von $r = 0,71$. Selbst bei einem Vergleich der Monatsmittelwerte des Schwefeldioxid- und des Fluorid-Gehaltes der Luft erreichte r nur $0,38$.

Eine signifikante Erhöhung des Zahlenwertes für r gegenüber den bisher beschriebenen Auswertungen ergab sich auch nicht bei verschiedenen Vergleichen ausgewählter Wertepaare. So wurden von den Ergebnissen aus Mannheim/Ludwigshafen 5% der Werte sowohl mit den höchsten Schwefeldioxid- als auch Fluorid-Konzentrationen von den Berechnungen ausgenommen. Damit sollte ein

Tabelle 3
 Korrelationskoeffizienten (r) für die Beziehungen zwischen Schwefeldioxid- und
 Fluorid-Immissionen in verschiedenen Gebieten.

Meßgebiet	Meßstelle															sämtliche Einzelwerte	Mittelwerte über Meßtage	Mittelwerte über Meßperioden
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15			
Leverkusen	0,39	0,05	-0,60	0,04	0,20	-0,04	0,24	0,19	0,48	0,38	-0,32	-0,01	-0,57	-0,58	0,51	0,22	0,60	0,79
Dormagen	-0,48	0,14	0,41	-0,46	-0,23	0,05	-0,63									0,08	0,06	0,08
Porz	0,80	-0,35	-0,05	-0,33	-0,27	0,22										0,16	-0,31	-0,42
Wesseling	-0,55	0,62	-0,13	0,68	0,21	-0,25	-0,41	-0,35								0,03	-0,46	-0,85
Hürth/Frechen	0,51	-0,32	0,20	-0,57	0,23	0,14	-0,35									0,02	0,14	0,61
Mannheim/ Ludwigshafen	-0,21	-0,21	-0,29	-0,23	-0,31	-0,03	-0,28	0,18	-0,26							-0,19	-0,20	0,19

möglicher Einfluß industrieller Einzelquellen auf überhöhte Immissionen ausgeschlossen werden, der eine Korrelation des allgemeinen Pegels der beiden luftfremden Stoffe überdeckt. Bei den aus Berlin vorliegenden Meßwerten wurde zwischen den bei verschiedenen Windrichtungen erzielten Ergebnissen unterschieden; in einer Richtung wurde die Meßstelle in erster Linie von den Rauchgasen eines Kraftwerkes, in anderen Richtungen von häuslichen Feuerungsabgasen beaufschlagt.

Nach den hier aufgeführten Ergebnissen von Korrelationsanalysen ließen sich in keinem der drei Untersuchungsgebiete lineare Beziehungen zwischen den Schwefeldioxid- und den Fluorid-Immissionen feststellen. Die vereinzelt ermittelten Zahlenwerte für $r > 0,7$, die für sich auf eine lineare Korrelation hätten deuten können, sind unter der Vielzahl der berechneten Koeffizienten als Zufälle anzusehen. Somit können aus den Ergebnissen von Schwefeldioxid-Messungen keine Rückschlüsse auf gleichzeitige Fluorid-Immissionen gezogen werden, wie es z. B. bei Untersuchungen von Straßenluft aus Kohlenmonoxid-Messungen auf Kohlenwasserstoff- und Blei-Immissionen der Fall war (5).

Literatur

1. HELLER, A., und E. LAHMANN: Eigenschaften der Luft. In: Handbuch der Lebensmittelchemie, Band VIII, Teil 2, 1262—1271. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 1969.
2. LAHMANN, E.: Luftverunreinigungen durch Schwefeloxide und Stäube. Veröffentlichungen des US Department of Health, Education, and Welfare. Bundesgesundheitsblatt 12 (1969), 400—402.
3. GUDERIAN, R., H. VAN HAUT und H. STRATMANN: Experimentelle Untersuchungen über pflanzenschädigende Fluorwasserstoff-Konzentrationen. Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. 2017. Westdeutscher Verlag, Köln und Opladen 1969.
4. BRANDT, C. S., and W. W. HECK: Effects of Air Pollutants on Vegetation. In: Air Pollution, Band I, 2. Auflage, 401—443. Herausgegeben von A. C. STERN. Academic Press, New York und London 1968.
5. LAHMANN, E., und J. WESTPHAL: Beziehungen zwischen Kraftverkehrsichte und Luftverunreinigungen in einer Großstadtstraße. Der Straßenbau 59 (1968), 311 bis 314.
6. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung von Immissionen. Messung der Fluor-Ionen-Konzentration (VDI 2452). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1963.
7. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messung der Schwefeldioxid-Konzentration (VDI 2451). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1968.
8. STRATMANN, H.: Eine mikroanalytische Methode zur Bestimmung von Schwefeldioxid in der Atmosphäre. Mikrochim. Acta 1954, 668—678.
9. LAHMANN, E., und K.-E. PRESCHER: Luftuntersuchungsprogramm in Berlin. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 33 (1970).
10. LAHMANN, E.: Meßzeitintervalle und Ergebnisse von SO₂-Immissionsmessungen. Gesundh.-Ing. 86 (1965), 69—72.
11. BUCK, M.: Der Einfluß des Meßzeitintervalls auf Kenngrößen der Schwefeldioxid-Immission. Staub 25 (1965), 112—119.

Dir. und Prof. Dr. E. LAHMANN
 Dipl.-Phys. J. WESTPHAL
 1 Berlin 33
 Corrensplatz 1

Chlorid-Immissionsmessungen in der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage

VON ERDWIN LAHMANN und MANFRED MÖLLER

Die Verbrennung gewinnt als Verfahren zur Beseitigung bzw. Aufarbeitung städtischen Mülls immer mehr an Bedeutung. Deshalb interessiert die Frage, in welchem Maße die Abgase von Müllverbrennungsanlagen zur Luftverunreinigung beitragen. In den USA schätzt man den Anteil der Müllverbrennung an der gesamten Luftverunreinigung auf 2,6 % (1), örtlich jedoch deutlich höher (2). Dort werden — seit längerem und in umfangreicherem Maße als in Deutschland — Abfälle auch in häuslichen und gewerblichen Anlagen verbrannt, die in bezug auf Wartung und Abgasreinigung unter ungünstigeren Bedingungen als Großanlagen betrieben werden.

Bei den Abgasen von Müllverbrennungsanlagen treten zusätzlich zu den Bestandteilen von Rauchgasen Chlorverbindungen — insbesondere Chlorwasserstoff — auf, die bei der Verbrennung von chlorhaltigen Kunststoffen (vor allem Polyvinylchlorid) entstehen. Der Kunststoffanteil im Stadtmüll wird heute auf 1—3 % geschätzt, wovon maximal die Hälfte chlorhaltiges Material sein dürfte. Allgemeingültige Angaben über den Chlorgehalt von Müll oder von Abgasen der Müllverbrennung sind bisher nicht bekannt geworden. Nach NUBER (3) ergaben Messungen bei verschiedenen städtischen Großanlagen in der Bundesrepublik HCl-Konzentrationen bis etwa 0,7 g/Nm³ Abgas.

Über Ergebnisse von Chlorwasserstoff- bzw. Chlorid-Immissionsmessungen ist bisher nur wenig bekannt geworden. KATZ (4) stellte Meßdaten — vorwiegend aus der Zeit von 1946 bis 1951 — aus mehreren nordamerikanischen Städten tabellarisch zusammen und führt dort Mittelwerte der Chlorid-Konzentration von 0,016 bis 0,095 ppm auf (1 ppm HCl entspricht etwa 1,4 mg HCl/m³). Von Untersuchungen in Augustenburg bei Karlsruhe im Jahre 1962 werden Monatsmittelwerte von 2,6 bis 9,8 µg Chlorid/m³ Luft angegeben (5).

Als MIK-Werte für Chlorwasserstoff werden in der Bundesrepublik ein Dauerwert von 0,7 und ein Kurzzeitwert von 1,4 mg HCl/m³Luft angesetzt (6). Beide Grenzwerte sind auf Halbstundenmittel bezogen; der Kurzzeitwert darf einmal innerhalb von zwei Stunden auftreten.

Bei einem in Berlin durchgeführten Luftuntersuchungsprogramm (7) befand sich eine Meßstation in einer Entfernung von 1500 m unter der Hauptwindrichtung der städtischen Müllverbrennungsanlage in Ruhleben (8). An dieser Station wurden von Februar 1969 bis Januar 1970 Chlorid-Immissionsmessungen vorgenommen. Die stationären Probenahmen wurden durch „gezielte“ Messungen im Gelände ergänzt; hier wurden die Probenahmestellen jeweils unter dem Wind der Verbrennungsanlage ausgewählt.

1. Untersuchungsverfahren

1.1 Probenahme

Die Probeluft wird mit einem Durchsatz von etwa 1,8 m³/Std. durch einen mit 75 ml 0,1 n-Natronlauge beschickten Impinger (300 ml Fassungsvermögen) gesaugt.

Bei den Untersuchungen in Berlin betrug die Probenahmedauer für jede Einzelbestimmung eine Stunde. An der stationären Meßstelle wurde ein automatisch arbeitendes Steuergerät eingesetzt, das eine Saugpumpe zu vorgewählten Zeiten an- und abschaltet. Mittels einer Zusatzapparatur wurden Probenahmezeit und Probeluftvolumen ausgedruckt (9). In der Regel wurden pro Woche des zwölfmonatigen Untersuchungszeitraumes sechs Probenahmen zu verschiedenen Tageszeiten ausgeführt.

1.2 Analyse

Die Chlorid-Bestimmung in den Absorptionsflüssigkeiten wurde nach dem Quecksilberrhodanid-Verfahren (10, 11) in der nachfolgend beschriebenen Arbeitsweise vorgenommen. Bei dieser Methode bildet das bei der Reaktion von Quecksilber(II)-rhodanid mit Chlorid zu Quecksilberchlorid freiwerdende Rhodanid mit einem Eisen(III)-salz rot gefärbtes Eisenrhodanid. Die Farbintensität dieser Lösung wird photometrisch erfaßt.

Reagentien:

- a) 2 n-Salpetersäure.
- b) 80 g Eisen(III)-ammoniumalaun werden in 6 n-Salpetersäure zu einem Liter gelöst.
- c) 1 g Quecksilber(II)-rhodanid wird in einer Mischung von Dioxan und absolutem Alkohol im Verhältnis 9 : 1 zu einem Liter gelöst.

Die Absorptionslösung wird unter Nachspülen in einen 100 ml-Meßkolben überführt und mit dest. Wasser bis zur Marke aufgefüllt. Ein aliquoter Teil — maximal 30 ml¹⁾ — wird in einen 50 ml-Meßkolben pipettiert, mit 2 ml der Reagenslösung a angesäuert, mit 10 ml Lösung b und 5 ml Lösung c versetzt, mit dest. Wasser zur Marke aufgefüllt und umgeschüttelt. Nach 5 bis 20 Minuten wird die aufgetretene Färbung bei einer Wellenlänge von etwa 460 nm (z. B. im Elko II der Firma Zeiss mit Filter S 47 E) gegen Wasser gemessen. Zur Farbentwicklung werden die Meßkolben in einem Thermostaten bei 20 °C gehalten. Da die zu erfassenden Chlorid-Konzentrationen gewöhnlich sehr niedrig sind, werden für die photometrische Messung meist 5 cm-Küvetten erforderlich.

Zur Aufstellung einer Eichkurve verwendet man wäßrige Lösungen, die in 50 ml Endvolumen 10 bis 100 µg Chlorid enthalten und verfährt in der beschriebenen Arbeitsweise. Wegen der weiten Verbreitung von Chloriden ist auf peinliche Sauberkeit der benötigten Gefäße sowie auf Chlorid-Restgehalte in Reagentien und dest. Wasser zu achten.

1.3 Bewertung des Meßverfahrens

Die Absorption geringer Chlorwasserstoff-Konzentrationen wurde untersucht, indem Luft über einer konzentrierten Salzsäure abgesaugt und durch zwei hintereinandergeschaltete Impinger geleitet wurde. Bei insgesamt 40 an verschiedenen Tagen ausgeführten Versuchen ergab sich ein mittlerer A b s o r p -

¹⁾ An den Absorptionslösungen wurden zusätzlich Fluorid-Bestimmungen ausgeführt, weshalb nur ein begrenzter Lösungsanteil für die Chlorid-Analyse zur Verfügung stand.

tionsgrad von 0,91 ($s = \pm 0,05$). Bei Verwendung von 1 n-NaOH als Absorptionsflüssigkeit lag der Absorptionsgrad mit 0,925 nur unwesentlich höher. (Bei höherem Laugegehalt wird der Einfluß des CO_2 -Gehalts der Probeluft auf die Alkalität der Absorptionslösung herabgesetzt.) Der HCl-Gehalt in der Probeluft betrug bei den Absorptionsversuchen 0,11 bis 0,27 mg/m^3 . Der Absorptionsgrad wurde nach folgender Gleichung berechnet:

$$\frac{\text{HCl-Gehalt im 1. Impinger}}{\text{HCl-Gehalt im 1. + im 2. Impinger}}$$

Die Nachweisgrenze des Verfahrens wurde nach KAISER (12) aus dem mittleren Blindwert und der zugehörigen Standardabweichung berechnet. Für die Berechnung des mittleren Blindwertes wurden 50 Einzelwerte herangezogen, die an verschiedenen Tagen gemessen wurden. Unter den oben angegebenen Arbeitsbedingungen liegt die Nachweisgrenze bei 6,5 μg Chlorid in 30 ml Analysenlösung bzw. 9 $\mu\text{g/m}^3$ Luft (bei einstündiger Probenahme und bei Verwendung eines 30 ml-Anteils der Absorptionslösung zur Analyse).

Die Reproduzierbarkeit der Meßwerte wurde durch Ermittlung der Standardabweichung sowohl für die photometrische Messung als auch für das ganze Verfahren ermittelt. Im Konzentrationsbereich von 20 bis 70 μg Chlorid in 30 ml Analysenlösung betrug $s = \pm 2 \mu\text{g}$. Bei 25 Parallelbestimmungen im Laboratorium an HCl-Luft-Gemischen ergab sich bei einer mittleren HCl-Konzentration von 0,18 mg/m^3 (Mittel aus 50 Einzelwerten) eine Standardabweichung von $s = \pm 0,013 \text{ mg/m}^3$ (= 7,2% relativ). Aus 33 Parallelbestimmungen bei Immissionsmessungen im Gelände betrug für eine mittlere Konzentration von 0,04 mg Chlorid/m^3 $s = \pm 0,006$.

1.4 Querempfindlichkeit des Meßverfahrens

Zur Ermittlung der Querempfindlichkeit der Chlorid-Bestimmung wurden zu 50 $\mu\text{g Cl}^-$ in 30 ml Absorptionslösung Bisulfit-, Sulfid-, Fluorid-, Bromid-

Tabelle 1
Querempfindlichkeit der Chlorid-Bestimmung.

Störsubstanz	Konzentration in der Luft mg/m^3	Vorgetäuschter Chlorid-Gehalt mg/m^3
Schwefeldioxid	2,0	0,0
Schwefelwasserstoff	0,050	0,018
	0,300	0,133
	1,000	>0,200
Fluorid	0,050	0,0
	0,300	0,001
	1,000	0,005
Bromid	0,050	0,031
	0,300	>0,200
	1,000	>0,200
Chlor	0,050	0,098
	0,300	>0,200
	1,000	>0,200

und Hypochlorit zugegeben, die bei einer quantitativen Absorption bestimmter SO_2 -, H_2S -, HF -, HBr - und Cl_2 -Konzentrationen in der Luft bei einstündiger Probenahme vorliegen würden. Wie die in Tabelle 1 wiedergegebenen Ergebnisse zeigen, wird die Chlorid-Bestimmung durch Schwefelwasserstoff, Bromid und Chlor gestört, nicht jedoch durch Schwefeldioxid und Fluorwasserstoff.

2. Ergebnisse der Immissionsmessungen

2.1 Stationäre Messungen

Die insgesamt 282 Einzelwerte der stationären Messungen sind in Tabelle 2 in Form einer Häufigkeitsverteilung auf verschiedene Konzentrationsklassen zusammengestellt. Das Mittel über diese Einzelwerte beträgt 0,038, das Maximum 0,132 mg Chlorid/m³ Luft. 20 % der Einzelwerte überschritten die Konzentrationsgrenze von 0,050, 2,6 % die Grenze von 0,100 mg/m³.

Tabelle 2

Häufigkeitsverteilung der Chlorid-Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwerte über 1 Stunde) bei stationären und bei gezielten Messungen in Berlin von Februar 1969 bis Januar 1970.

	bis 10	11 bis 20	21 bis 30	31 bis 40	41 bis 50	51 bis 60	61 bis 70	71 bis 80	81 bis 90	91 bis 100	101 bis 110	111 bis 120	121 bis 130	131 bis 140	Summe
a) Stationäre Messungen															
Anzahl der Werte	3	50	80	55	38	19	10	8	8	4	4	1	1	1	282
Anteil in Prozent	1,1	17,6	28,3	19,4	13,5	6,7	3,6	2,9	2,9	1,4	1,4	0,4	0,4	0,4	100
b) Gezielte Messungen															
Anzahl der Werte		6	3	9	7	7	3	2	1	1					39
Anteil in Prozent		15,4	7,7	23,1	17,9	17,9	7,7	5,1	2,6	2,6					100

Der Tagesverlauf der mittleren Chlorid-Immissionen, der aus durchschnittlich 12 Einzelwerten pro Tagesstunde gebildet wurde, zeigte nur wenig ausgeprägte Maxima am Vormittag und am Abend. Auch eine eindeutige Jahreszeit-Abhängigkeit der Immissionen ließ sich nicht feststellen: Die mittlere Chlorid-Konzentration während der Monate Dezember, Januar und Februar betrug 0,036 gegenüber 0,031 mg/m³ während der Monate Juni, Juli und August.

Die mittlere Chlorid-Konzentration an der Meßstelle bei Ostwind betrug 0,049 mg/m³, während bei den übrigen sieben Hauptwindrichtungen im Mittel 0,031 bis 0,038 mg Chlorid/m³ festgestellt wurden. Im Osten der Meßstelle befindet sich das gegenüber anderen Richtungen am dichtesten besiedelte Stadtgebiet.

2.2 Gezielte Messungen

Die Ergebnisse der „gezielten“ Messungen in der Umgebung der Müllverbrennungsanlage in Berlin-Ruhleben sind in der Tabelle 2 enthalten. Sie wurden von November 1969 bis Januar 1970 an neun Tagen erhalten, an denen

mehrmals Wetterlagen herrschten, die für die Verteilung von Abgasen in der Atmosphäre ungünstig sind.

Aus den Ergebnissen der gezielten Messungen läßt sich ebenso wenig wie aus denen der stationären Messungen ein Einfluß der Müllverbrennungsanlage auf die Chlorid-Immissionen in der Umgebung ableiten.

Literatur

1. Waste Management and Control. A Report to the Federal Council for Science and Technology by the Committee on Pollution, National Academy of Sciences, National Research Council, 1966.
2. LAHMANN, E.: Luftverunreinigungen in den Vereinigten Staaten von Amerika. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 23 (1965).
3. NÜBER, K.: Angaben während des Seminars 201/68 der Technischen Akademie Wuppertal.
4. KATZ, M.: Some aspects of the physical and chemical nature of air pollution. In: Air Pollution. World Health Organization, Monograph Series No. 46, S. 142. Genf 1961.
5. RIEHM, H., E. QUELLMALZ und M. KRAUS: Ergebnisse atmosphärisch-chemischer Untersuchungen in Mitteleuropa. Zschr. biol. Aerosol-Forsch. 12 (1965), 434—454.
6. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Maximale Immissions-Konzentrationen (MIK). Chlorwasserstoff (VDI 2106, Blatt 2). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1963.
7. LAHMANN, E., und K.-E. PRESCHER: Luftuntersuchungsprogramm in Berlin. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 33 (1970).
8. ECKARD, F.: Die Müllverbrennungsanlage Berlin-Ruhleben. Chem.-Ing.-Techn. 41 (1969), 606—610.
9. LAHMANN, E., G. MENK und M. MÖLLER: Geräte für automatische Luftprobenahmen. Wasser, Luft und Betrieb 13 (1969), 467—468.
10. LEITHE, W.: Die Analyse der Luft und ihrer Verunreinigungen, S. 215. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, Stuttgart 1968.
11. IWASAKI, I., S. UTSUMI, K. HAGINO und T. OZAWA: Eine neue spektrophotometrische Methode zur Bestimmung kleiner Chloridmengen in Wässern unter Verwendung der Quecksilberhodanidmethode. Bull. chem. Soc. Japan 29 (1956), 860—864. Zit. nach Z. analyt. Chem. 157 (1957), 293—294.
12. KAISER, H.: Zur Definition der Nachweisgrenze, der Garantiegrenze und der dabei benutzten Begriffe. Z. analyt. Chem. 216 (1966), 80—94.

Dir. u. Prof. Dr. E. LAHMANN
Chem.-Ing. M. MÖLLER
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Ammoniak-Bestimmungen in Großstadtluft

Von SIEGFRIED HÄNTZSCH und ERDWIN LAHMANN

Über Auftreten und Konzentrationen von Ammoniak in städtischer Luft sind bisher nur wenige Untersuchungen bekannt geworden. In Deutschland wurden auch noch keine Immissionsgrenzwerte vorgeschlagen oder festgesetzt. In der Luft von ländlichen oder meeresnahen Gebieten oder im Gebirge wurden von mehreren Autoren Ammoniak-Gehalte von einigen $\mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt (1, 2, 3, 4, 5). GEORGH (5) führt als Ammoniak-Konzentration im Winter in Frankfurt am Main $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. TEBBENS (6) gibt als mittlere Konzentration bei Untersuchungen in sieben amerikanischen Städten 0,02 bis 0,2 und als Maximalwerte 0,05 bis 3 ppm NH_3 an. (1 ppm NH_3 entspricht $0,77 \text{ mg NH}_3/\text{Nm}^3$.) In New York wurden in den Jahren 1957 bis 1962 im Mittel 0,16 bis 0,20 und maximal 0,96 bis 1,40 ppm NH_3 festgestellt (7). SPINAZZOLA (8) fand in Cagliari im Stundenmittel 0,088 bis 0,400 ppm, wobei sich im Tagesgang keine Spitzen feststellen ließen. Bei über einjährigen Messungen von PAVELKA und MANCI (9) in Mailand betrug der höchste 8-Stunden-Mittelwert 0,222 ppm NH_3 .

In der Sowjetunion wurde als Immissionsgrenzwert für Ammoniak sowohl als Kurzzeitwert (20-Minuten-Mittelwert) als auch als Langzeitwert (24-Stunden-Mittel) eine Konzentration von $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ festgesetzt (10). Diese Konzentration liegt nach SAIFUTDINOV (11) niedriger als Schwellenwerte (und „Subschwellenwerte“), bei denen verschiedenartige Wirkungen auf den Menschen festgestellt wurden: Geruchswahrnehmung bei 0,50 (Subschwellenwert 0,45), Veränderungen der Lichtempfindlichkeit des Auges bei 0,45 (0,32) und Veränderungen des „Biopotentials“ des Gehirns bei 0,35 (0,22) $\text{mg NH}_3/\text{m}^3$ Luft. Für die Tschechoslowakei werden ein Kurzzeit-Grenzwert von 0,3 (30-Minuten-Mittel) und ein Langzeit-Grenzwert von $0,1 \text{ mg NH}_3/\text{m}^3$ (24-Stunden-Mittel) angegeben (10).

Bei einem umfangreichen Luftuntersuchungsprogramm in Berlin (12) wurden Ammoniak-Bestimmungen vorgenommen, die einen Anhalt über die Bedeutung dieses Fremdstoffes als Verunreinigung großstädtischer Luft geben sollen. Die Probenahmen wurden an einer Meßstation ausgeführt, die sowohl von den Emissionen dichtbesiedelter Wohnbezirke als auch von den Abgasen eines Industriegebietes beaufschlagt werden konnte. Als spezielle Quellen für Ammoniak-Emissionen kamen eine Müllverbrennungsanlage und ein Knochenverarbeitender Betrieb in Frage, die etwa 1500 bzw. 1200 m von der Meßstelle entfernt liegen.

1. Probenahme

Von Februar 1969 bis Januar 1970 wurden mittels eines automatischen Probenahmegerätes (13) insgesamt 281 Proben von je einstündiger Dauer gezogen. Die Zeiten für die Probenahmen waren recht gleichmäßig über den einjährigen Untersuchungszeitraum verteilt und wurden von Meßtag zu Meßtag

so variiert, daß im Verlaufe des Meßprogramms für jede Tagesstunde eine etwa gleich große Zahl von Proben vorlag.

Als Absorptionsgefäße bei den Probenahmen dienten Impinger, die mit jeweils 50 ml 0,01 n-Schwefelsäure beschickt waren. Der Luftdurchsatz durch die Impinger betrug etwa 1,8 m³/Std. Der Absorptionsgrad η für die Anreicherung von Ammoniak unter den Probenahmebedingungen wurde im Bereich von 10 bis 60 $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ zu durchschnittlich 0,924 mit einem relativen prozentualen Fehler δ von 2,1% ermittelt.

2. Analytische Bestimmung

Für die Bestimmung von Ammoniak-Dämpfen in Luft wurden sowohl die Nessler-Reaktion (14, 15) als auch die Indophenol-Methode (16, 17) vorgeschlagen. Hinsichtlich Spezifität und Empfindlichkeit ist die Reaktion von Ammoniak bzw. Ammonium-Ionen mit Phenolat und Alkalihypochlorit zu einem blauen Indophenolfarbstoff der Nesslerischen Reaktion in vielen Fällen überlegen (18, 19, 20). Bei den im folgenden beschriebenen Untersuchungen wurde das Indophenol-Verfahren angewendet; dabei wurde die von LEITHE und PETSCHL angegebene Arbeitsvorschrift (16) modifiziert.

2.1 Arbeitsvorschrift

Reagenzien:

Absorptionslösung: 50 ml 0,01 n-H₂SO₄ p.a. pro Impinger.

Natriumphenolatlösung: 25 g Phenol p.a. werden in 50 ml 5 n-NaOH gelöst, mit 8 ml Aceton versetzt und mit bidest. Wasser auf 1 l aufgefüllt.

Natriumhypochloritlösung (vgl. 17, 21): Etwa 50 g Paracaporit® mit einem Chlorkalkgehalt von 25 bis 35% werden mit 300 ml bidest. Wasser angeschlämmt. Dann werden 300 ml 20%iger Sodalösung zugesetzt, gut verrührt, absitzen gelassen und abfiltriert. Das Filtrat soll etwa 1% aktives Chlor und 1 bis 2% freies Alkali enthalten. Der Chlorgehalt wird in einer mit Salzsäure angesäuerten Probe jodometrisch ermittelt. Das freie Alkali wird durch Eintragen eines aliquoten Anteiles in 3%iges H₂O₂, Verkochen des Peroxid-Überschusses und Titration mit 0,1 n-HCl gegen Methylrot bestimmt. Die Hypochloritlösung wird im Kühlschrank unter Lichtausschluß aufbewahrt und ist mehrere Wochen lang haltbar.

Dinatriumpentacyanonitrosylferrat-Lösung (Nitroprussid-Natrium): 0,05 g Nitroprussidnatrium p.a. werden in 100 ml bidest. Wasser gelöst. Die Lösung ist unter Lichtabschluß einige Tage haltbar.

Tabelle 1

Häufigkeitsverteilung der NH₃-Konzentrationen bei stationären Messungen in Berlin

	bis 5,0	5,1 bis 10,0	10,1 bis 15,0	15,1 bis 20,0	20,1 bis 25,0	25,1 bis 30,0	30,1 bis 35,0	35,1 bis 40,0
Anzahl der Werte	31	45	72	41	32	28	12	7
Anteil in Prozent	11,0	16,0	25,6	14,6	11,4	9,9	4,2	2,5

Eichung:

Die Eichfunktion wurde mit vorgegebenen wässrigen Ammonsulfatlösungen aufgenommen. 1 ml einer $5 \cdot 10^{-4}$ -m-Lösung enthält $17,0 \mu\text{g NH}_3$. Für Werte zwischen 1,0 und $150 \mu\text{g NH}_3/50 \text{ ml}$ Absorptionslösung ist die Eichfunktion linear.

Durchführung der Messung:

Nach der Probenahme wird der Impingerinhalt quantitativ in einen 100 ml-Kolben überführt. Dann werden 0,2 ml Dinatriumpentacyanonitrosylferrat-Lösung, 16 ml Phenolatlösung und 4,0 ml Hypochlorit-Lösung zugesetzt, mit bidest. Wasser aufgefüllt und durchgeschüttelt. Danach wird das Gemisch 20 Minuten bei 50°C gehalten, anschließend 20 Minuten unter fließendem Wasser abgekühlt und die Extinktion im Elko II mit Interferenzfilter J 62,4 in 2 cm-Küvetten gegen Wasser gemessen. Die Farblösung ist bis zu 10 Stunden haltbar. Die Ammoniak-Konzentration in der Probeluft wird nach folgender Analysenfunktion berechnet (vgl. 17):

$$c_{\text{NH}_3} = \frac{1}{\eta} \cdot \frac{b}{(b - p_u)} \cdot (E - \bar{E}_0) \cdot \frac{K}{V} \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right]$$

In der Formel bedeuten: c_{NH_3} = Ammoniak-Konzentration in der Probeluft; η = Absorptionsgrad; E = gemessene Extinktion; \bar{E}_0 = mittlerer Blindwert; K = reziproke Steigung der Eichfunktion; b = Barometerstand in Torr; p_u = Unterdruck in der Probenahmeapparatur; V = Probeluftvolumen in Litern.

Eine Temperaturkorrektur war bei den hier beschriebenen Untersuchungen nicht erforderlich, weil bei der stationären Messung Umgebungstemperatur und Temperatur im Gasmengenmesser praktisch gleich waren.

2.2 Verfahrenskenngrößen

Die absolute Nachweisgrenze wurde aus dem mittleren Blindwert \bar{E}_0 und der Standardabweichung der Blindwerte zu $0,5 \mu\text{g NH}_3/50 \text{ ml}$ Absorptionslösung berechnet (vgl. 22). Für die NH_3 -Konzentration in Luft ergab sich somit bei einer Probenahmedauer von einer Stunde und einem Probeluftvolumen von $1,8 \text{ m}^3$ eine relative Nachweisgrenze von $0,3 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ Luft. Die aus Parallelbestimmungen von NH_3 -Luft-Gemischen ermittelte Standardabweichung des Gesamtverfahrens s_1 , betrug bei Konzentrationen von 10 bis $50 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$ Luft 0,8 bis $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, entsprechend 8,0 bis 2,4 % relativ.

3. Ergebnisse der Immissionsmessungen

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der 281 Einzelproben als Häufigkeitsverteilung über verschiedene Konzentrationsklassen wiedergegeben. Der Maxi-

in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwerte über 1 Stunde)
von Februar 1969 bis Januar 1970.

Tabelle 1

40,1 bis 45,0	45,1 bis 50,0	...	60,1 bis 65,0	65,1 bis 70,0	70,1 bis 75,0	...	80,1 bis 85,0	...	95,1 bis 100	Summe
2	5		1	2	1		1		1	181
0,7	1,8		0,4	0,7	0,4		0,4		0,4	100

malwert des Meßprogramms betrug $97 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$, der Mittelwert wurde zu $17,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ errechnet. Die Grenze von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde von 33%, die von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nur noch von 2,3% der Einzelwerte überschritten.

Im Tagesverlauf zeigten die mittleren Ammoniak-Konzentrationen, die aus durchschnittlich 12 Einzelwerten pro Tagesstunde errechnet wurden, keinen charakteristischen Gang mit meteorologisch oder emissionsseitig bedingten Maxima. Zur Darstellung der Jahreszeitabhängigkeit der Immissionen wurden die Mittelwerte über die Wintermonate Januar, Februar und Dezember und über die Sommermonate Juni, Juli und August berechnet. Im Winter lagen die Ammoniakgehalte der Luft mit einem Mittel von $21,2$ signifikant höher als im Sommer mit $16,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Befund dürfte auf die höheren Rauchgas-Emissionen und die ungünstigeren Verteilungsbedingungen für Abgase im Winter gegenüber dem Sommer zurückzuführen sein.

Bei einer Berechnung der mittleren Ammoniak-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Windrichtung während der Probenahme ergab sich kein Hinweis auf den vorherrschenden Einfluß einer bestimmten Emissionsquelle auf den Ammoniakgehalt der Luft an der Meßstelle. Die bei den Untersuchungen in Berlin angetroffenen Immissionen sind somit als allgemeiner Pegel in Großstadtluft anzusehen, der im mittleren bis unteren Konzentrationsbereich der einleitend zitierten Meßdaten aus anderen Städten und Gebieten liegt.

Literatur

1. WEBER, E.: Untersuchungen atmosphärischer Spurenstoffe in den Alpen. *Geofisica e Meteorologia* **11** (1963), 203—208.
2. PACCAGNELLA, B.: Über natürliche Luftverunreinigung durch Ammoniak und seine Interferenz bei der Titrierung von SO_2 mit der azidimetrischen Methode. *Zbl. f. Bakt., I. Orig.* **191** (1963), 345—356.
3. RIEHM, H., E. QUELLMALZ und M. KRAUS: Ergebnisse atmosphärisch-chemischer Untersuchungen in Mitteleuropa. *Zschr. biol. Aerosol-Forsch.* **12** (1965), 434—454.
4. MCKAY, H. A. C.: Ammonia and air pollution. *Chem. and Ind. (London)* 1969, Nr. 34, 1162—1165.
5. GEORGII, H.-W.: Oxides of nitrogen and ammonia in the atmosphere. *J. Geophys. Res.* **68** (1963), 3963—3970.
6. TEBBENS, B. D.: Residual pollution products in the atmosphere. In: *Air Pollution*, hrsg. von A. C. STERN, 1. Aufl., Bd. I, S. 38. Academic Press, New York und London 1962.
7. LAHMANN, E.: Luftverunreinigungen in den Vereinigten Staaten von Amerika. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 23 (1965), 20.
8. SPINAZZOLA, A., L. MARRACINI und G. DEVOTO: Primi rilievi sull'inquinamento atmosferico della città di Cagliari. Comportamento dei vapori nitrosi e dell'amoniaca. *Rass. Med. Sarda (Cagliari)* **69** (1966), 295—300. *Zit. nach Air. Poll. Contr. Assoc. Abstr.* **14**, Nr. 1, 20, Ref. Nr. 9891.
9. PAVELKA, F., und C. MANCI: Ulteriori studi sugli inquinamenti atmosferici di fondo a Milano. Bericht des Centro Provinciale per lo Studio sugli Inquinamenti Atmosferici (Provinz-Zentrale für die Untersuchung von Luftverunreinigungen) 1959, 151—255.
10. STERN, A. C.: Air pollution standards. In: *Air Pollution*, hrsg. von A. C. STERN, 2. Aufl., Bd. III, S. 663. Academic Press, New York und London 1968.
11. SAIFUTDINOV, M. M.: Zulässige Ammoniak-Konzentration in der Atmosphäre (russisch). *Biol. Deistvie Gig. Znachenie Atmos. Zagryaznenii* 1967, Nr. 10, 108—122. *Zit. nach Warren Spring Laboratory, Air Pollution Abstracts Juli 1969, Ref. Nr. A 13 327.*
12. LAHMANN, E., und K.-E. PRESCHER: Luftuntersuchungsprogramm in Berlin. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 33 (1970).
13. LAHMANN, E., G. MENK und E. MÖLLER: Geräte für automatische Luftprobenahmen. *Wasser, Luft und Betrieb* **13** (1969), 467—468.

14. BUCK, M., und H. STRATMANN: Die Anwendung des Impinger-Prinzips bei der Bestimmung von Ammoniak und Ammonium-Ionen in der Atmosphäre. *Z. analyt. Chem.* **213** (1965), 241—250.
15. HANSON, N. W., D. A. REILLY, and H. E. STAGG: The determination of toxic substances in air. *A Manual of ICI Practice*, 2. Aufl., S. 43—46. Heffer, Cambridge 1965.
16. LEITHE, W., und G. PETSCHL: Bestimmung von Ammoniak in Luft über die Indophenolreaktion. *Z. analyt. Chem.* **230** (1967), 344—347.
17. VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messung der Ammoniak-Konzentration. Indophenol-Verfahren (VDI 2461, Blatt 1). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1969 (unveröffentlichter Entwurf).
18. ROSSUM, J. R., and P. A. VILLARUZ: Determination of ammonia by the indophenol method. *J. amer. Water Works Assoc.* **55** (1963), 657—658.
19. NIEDERMAIER, T.: Ein automatisiertes Verfahren zur Bestimmung des Gesamtstickstoffs (Ammonium-Stickstoff + Nitrat-Stickstoff) in mineralischen Düngemitteln. *Z. analyt. Chem.* **223** (1966), 336—343.
20. THALER, H., und W. STURM: Eine empfindliche Methode zur direkten photometrischen Bestimmung geringer Ammoniak-Mengen. *Dtsche. Lebensmittel-Rundschau* **62** (1966), 35—40.
21. HÖFER, P.: Die maßanalytische Bestimmung kleinster Mengen von Bromiden und Jodiden in Trink- und Mineralwässern. *Gesundh.-Ing.* **74** (1953), 224—226.
22. KAISER, H.: Zur Definition der Nachweisgrenze, der Garantiegrenze und der dabei benutzten Begriffe. *Z. analyt. Chem.* **216** (1966), 80—94.

Wiss. Oberrat Dr.-Ing. S. HÄNTZSCH
Dir. und Prof. Dr.-Ing. E. LAHMANN
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Versuche zur Verbesserung des Rheinuferfiltrats durch Belüftung

Von GERHARD GIEBLER

Die Mehrzahl der am Rhein gelegenen Städte und Gemeinden gewinnen das zu ihrer Trinkwasserversorgung benötigte Rohwasser aus dem Ufer des Rheins.

In Westdeutschland werden schätzungsweise 5 bis 6 Mio Einwohner täglich mit insgesamt rund 1 Mio m³ Rheinuferfiltrat versorgt. Bezieht man die Niederlande als Rheinanlieger und als direkt oder indirekt vom Rhein abhängige Trinkwassernutzer in diese Betrachtung ein, so erhöhen sich diese Zahlen entsprechend. Nach der für das Jahr 1968 geltenden Aufstellung des Bundesministeriums für das Gesundheitswesen beansprucht die öffentliche Trinkwasserversorgung Westdeutschlands täglich 10,4 Mio m³. Das Rheinuferfiltrat deckt also ungefähr 10 Prozent des derzeitigen Trinkwasserbedarfs dieses Landes. Hieraus ergibt sich seine Bedeutung für die Trinkwassergewinnung; sie wird infolge des steigenden Wasserbedarfs und infolge des zunehmenden Mangels an geeignetem Rohwasser in Zukunft noch stärker in Erscheinung treten.

Bis vor einigen Jahren wurde das Rheinuferfiltrat, das je nach den herrschenden hydrologischen Verhältnissen in unterschiedlichem Maße, zumeist zum weit aus geringeren Teil, mit echtem Grundwasser vermischt ist, ohne weitere Aufbereitung — gegebenenfalls nur nach einer Chlorung — als Trinkwasser abgegeben.

Die in den vergangenen Jahrzehnten ständig zugenommene Verschmutzung des Rheins, die die natürliche Selbstreinigungskraft des Flusses stark verminderte, hat auch die aufbereitende Wirkung der Uferfilterstrecke entschieden herabgesetzt und zu einer allgemeinen Verschlechterung der Beschaffenheit des Uferfiltrats geführt. Seine hauptsächlichen Mängel, die heute seine Nutzung zu Trinkwasser ohne eine weitere Vorbehandlung im allgemeinen ausschließen, sind der widerliche, zum Teil süßliche, zum Teil an chemische Produkte erinnernde, allgemein als typisch für den Rhein und das Uferfiltrat bekannte Geruch und der unangenehme Geschmack. Außerdem sind ein starker Sauerstoffmangel, steigende Konzentrationen an Ammoniumverbindungen, Nitriten, Mangansalzen, sowie der Gesamtgehalt wasserlöslicher Stoffe und die lipophilen Inhaltsstoffe zu bemängeln.

Zur Aufbereitung des Rheinuferfiltrats wird vorwiegend eine oxydative Behandlung mit Chlor oder Ozon vorgenommen und eine desodorierende Filtration über Aktiv-Kohle angeschlossen. Die Mehrzahl der genannten Beschaffenheitsmängel läßt sich mit den im Prinzip skizzierten chemisch-technischen Aufbereitungsverfahren ohne Schwierigkeiten beseitigen. Die wasserlöslichen Salze bleiben hier außer Betracht. Jedoch ist die Entfernung der Geruchs- und Ge-

schmacksstoffe problematisch. Zwar wird ihr Gehalt durch Chlorung oder Ozonung des Wassers vermindert, und frische A-Kohle nimmt bis zu einer bestimmten Laufzeit, die von der Menge und Art der zu adsorbierenden Stoffe abhängt, die restlichen Geruchs- und Geschmacksstoffe auf, doch läßt ihre Adsorptionswirkung in bezug auf diese Stoffe nach. Sie erschöpft sich vorzeitig, und Geruch und Geschmack werden im Filterablauf wieder wahrnehmbar.

Wegen dieser auf die Dauer nicht befriedigenden Aufbereitungswirkung und im Hinblick auf die Entfernung anderer, sich nicht durch Geruch und Geschmack bemerkbar machender, aber gegebenenfalls bedenklicher Wasserinhaltsstoffe, wird nach einer Vervollkommnung des Verfahrens gesucht. Hierbei sind verschiedenartige Wege mit unterschiedlicher Zielsetzung eingeschlagen worden. Zum Beispiel ist versucht worden, die Konzentration der Oxydantien, Chlor oder Ozon, zu erhöhen, für die Adsorption der Geruchs- und Geschmacksstoffe spezifischere A-Kohle zu wählen, oder die beiden erwähnten Aufbereitungsstufen durch eine vorbehandelnde Flockung oder andere Maßnahmen zu entlasten.

Die im folgenden beschriebenen Versuche haben die allgemeine Verbesserung der Beschaffenheit des Rheinuferfiltrats zum Ziel, die sich sowohl für die Aufbereitung dieses Rohwassers als auch für die Güte des aus ihm zu gewinnenden Trinkwassers günstig auswirken würde.

Versuche

Das aus dem Rheinufer geförderte Rohwasser enthält seit Jahren nur noch rund 1 mg Sauerstoff je Liter oder auch weniger und befindet sich infolge seines Gehalts an Ammoniumverbindungen, Nitriten, zweiwertigen Eisen- und Manganverbindungen in einem reduzierten Zustand. Er ist durch die geschwundene Selbstreinigungskraft des Flusses und durch die aus dem Rhein in das Ufer eintretenden nicht- oder teilabgebauten und die Uferfilterstrecke überlastenden Stoffe hervorgerufen und muß für die natürliche erste Aufbereitungsstufe, die Uferfiltration, und für deren Wirksamkeit als nachteilig angesehen werden.

Zur Behebung dieses grundlegenden Mangels soll bei den hier durchzuführenden Versuchen dem Uferfiltrat in erster Linie ausreichend Sauerstoff zur Aufnahme zur Verfügung gestellt werden.

Die Sauerstoffaufnahme, seine Lösung in Wasser (Löslichkeit bei 12 °C rund 10,8 mg/l) wird in der Wasserwerkspraxis bei vielen Wässern angestrebt und erreicht, indem man das aufzubereitende Rohwasser in geschlossenen oder offenen Systemen belüftet. Mittels einer Druckbelüftung oder in Verdüngungs- oder Rieseleranlagen soll das Wasser sich mit Sauerstoff aus der Luft anreichern, um im Rohwasser enthaltene lösliche Eisen- und Manganverbindungen in höherwertige, flockende Oxidhydrate überzuführen und sie im Zuge einer Enteisung und Entmanganung abzuscheiden. Auch Ammoniumverbindungen, Nitrite und einige Sulfide lassen sich auf diese Weise im allgemeinen leicht oxydieren, und im Wasser gelöste Kohlensäure kann bei einer beabsichtigten Entsäuerung des Wassers durch Belüftung nahezu vollständig ausgetrieben werden.

Im Rheinuferfiltrat gelingt es ebenfalls, mit den in der ersten Stufe der technischen Aufbereitung im Gemisch mit Luft verwendeten starken Oxydantien, Chlor oder Ozon, leicht oxydable chemische Verbindungen, Nitrite, zweiwertige Eisen- und Manganionen zu oxydieren; aber schon die in der Analyse als Ammoniumverbindungen erfaßten stickstoffhaltigen Substanzen und insbesondere die geruch- und geschmackgebenden Stoffe widerstehen — in dem bei der praktischen

Aufbereitung angewendeten Konzentrationsbereich — teilweise diesem oxydativen Eingriff, obwohl nach dem für die übliche Wasseraufbereitung geltenden Maßstab genügend Sauerstoff bzw. Oxydationsmittel zur Verfügung stehen. Auch die in der Aufbereitungstechnik bekannten Belüftungsverfahren sind diesen Stoffen gegenüber praktisch ohne Erfolg.

Wegen der verhältnismäßig hohen chemischen Resistenz der Geruchsstoffe einerseits und auf Grund ihres zwar geringen, aber vorhandenen Dampfdrucks andererseits, der ja die Voraussetzung für die Wahrnehmung ihres Geruchs darstellt, wurde in Analogie zur erwähnten Entfernung der Kohlensäure der physikalische Gasaustausch durch Belüftung untersucht.

Generell ist der Austausch in Wasser gelöster Gase gegen Luft abhängig vom Verhältnis der Konzentrationen der auszutauschenden Gase, die im Gleichgewicht mit Wasser und Luft stehen, und von ihrem Partialdruck im Gas-Luftgemisch. Danach lassen sich im Wasser gelöste Gase durch Luft leicht austreiben, wenn deren Verteilungskoeffizient $= \frac{C \text{ Wasser}}{C \text{ Luft}}$ klein ist, d. h. wenn sie leichter flüchtig

als in Wasser löslich sind und wenn im Gemisch mit Luft diese einen höheren Partialdruck besitzen als die zu vertreibenden Stoffe. Das ist beim System Wasser-Kohlensäure-Luft der Fall. Aus diesem Grunde tritt der Austausch Kohlensäure gegen Luft bereits beim Stehen des Wassers in der Luftatmosphäre selbsttätig ein. Bei den Geruchsstoffen, die auch in bestimmtem Maße flüchtig sind und einen sehr geringen Partialdruck besitzen, aber im Verhältnis zu diesem eine um mindestens zwei Potenzen höhere Wasserlöslichkeit aufweisen (rund 0,1 mg/l), wird demzufolge das Ausblasen mit Luft nicht so leicht möglich sein.

Zur Prüfung, in welchem Maße eine Desodorierung des Uferfiltrats durch Entgasung zu erreichen ist, wurde in das Becken Rohwasser, das sich in einem 15 l fassenden Rechteckbecken (Schichthöhe: 20 cm) befand, Luft eingeleitet. Die Luft trat aus einem porösen Tonzylinder feinblasig in das Wasser ein; ihr Durchsatz betrug 500 l/h, die Versuchsdauer 6 und 12 Stunden.

Die Ergebnisse zweier Versuche sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1
Desodorierung von Uferfiltrat durch Belüftung.

	Rohwasser		nach schwacher Belüftung, Verdüsung	nach intensiver Belüftung	
	1	2		1	2
Luft-Durchsatz, l/h			60	500	500
Versuchsdauer, h			1	6	12
Wasser : Luft, Volumen			rund 1 : 15	1 : 200	1 : 400
Geruch, Art	typisches Uferfiltrat		Uferfiltrat	frisch, o. B.	süßlich, schwach muffig
Schwellenwert	60	60	60	0	2
Geschmack, Art	typisches Uferfiltrat		Uferfiltrat	jodoformartig	jodoformartig
Schwellenwert	40	50	40	2	3
Geruchsminderung, %			rund 0	rund 100	rund 97
Geschmacks-minderung, %			rund 0	rund 95	rund 94

In beiden Versuchen wurde der nach seiner Art (typ. Uferfiltrat) und nach seiner Intensität (Schwellenwert 60) bestimmte Geruch des Rohwassers bei einem Volumenverhältnis Wasser : Luft von 1 : 200 und 1 : 400 vollkommen und nahezu vollkommen entfernt. Jedoch wurde in den ausgeblasenen Wässern ein widerlicher, jodoformartiger und stumpfer Geschmack wahrgenommen.

Im Vergleich zu dieser durch Intensivierung erzwungenen Desodorierung hatte eine Belüftung des Rohwassers unter den in der Wasserwerks-Praxis bei einer üblichen Belüftung (z. B. Verdüsung) herrschenden Betriebsbedingungen und einem Wasser-Luft-Verhältnis von rund 1 : 15 praktisch keine Verminderung von Geruch und Geschmack erbracht.

Bei stärkerer Geruchsintensität, die im Rheinufiltrat zeitweilig mit einem Schwellenwert von 120 beobachtet wurde, wird zur Desodorierung eine noch größere Luftmenge erforderlich sein. Obwohl in den hier durchgeführten Entgasungsversuchen keine optimalen Bedingungen zur möglichst vollständigen Nutzung des angewendeten Luftvolumens erprobt wurden, wird man für den physikalischen Austauschvorgang Luft-Geruchsstoffe mit der Größenordnung des einhundert- bis fünfhundertfachen Luft-Volumens zur Desodorierung eines Volumens Wasser rechnen müssen.

Im Verlaufe der Entgasung traten auch Veränderungen der chemischen Wasserbeschaffenheit ein; sie sind aus der in der Tabelle 2 gegenübergestellten Wasserinhaltsstoffe der betreffenden Versuchsproben ersichtlich.

Tabelle 2
Veränderungen der chemischen Beschaffenheit des Uferfiltrats bei Entgasung.

	Rohwasser	nach Entgasung	
		1	2
Wasser : Luft, Volumen		1 : 200	1 : 400
pH	7,4	8,3	8,2
freie CO ₂ , mg/l	14,5	n. n.	n. n.
K.H. °d	9,8	7,9	5,6
Ca ⁺⁺ , mg/l	13,4	11,5	9,2
Mg ⁺⁺ , mg/l	2,7	2,8	3,0
NH ₄ ⁺ , mg/l	0,05	0,05	0,07
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,015	0,03	0,04
NO ₃ ⁻ , mg/l	12	16	14
O ₂ , mg/l	5,7	9,1	9,6
KMnO ₄ -Verbrauch, mg/l	8	11	11

Durch die Intensivbelüftung des Uferfiltrats nimmt das Wasser Sauerstoff bis fast zum Sättigungswert auf, die Kohlensäure wird vollständig ausgetrieben, dementsprechend wird das pH in den alkalischen Bereich verschoben. Die Bikarbonate nehmen ab, dabei fällt der als Bikarbonat vorhandene Anteil der Calcium-Ionen als Karbonat aus und ist an der beginnenden Trübung erkennbar; außerdem deutet auch der „stumpfe“ Geschmack auf diese Veränderung hin. Die Magnesium-Ionenkonzentration zeigt eine zunehmende Tendenz, die mit der steigenden Konzentration der Lösung infolge der Wasserverdunstung zu erklären ist. Die Stickstoffverbindungen weisen unwesentliche Veränderungen auf. Der Kaliumpermanganatverbrauch des belüfteten Rohwassers hat zugenommen.

Außer diesen Veränderungen der arteiligen Wasserinhaltsstoffe, die bezüglich des Sauerstoffanstiegs, der Kohlensäureabnahme, der Härteminderung als günstig zu bewerten sind, ergibt die Intensivbelüftung des Uferfiltrats zwar einen vollen Desodorierungserfolg, jedoch macht der verbleibende Geschmack weitere Maßnahmen zu seiner Entfernung erforderlich.

Die selbsttätige Einwirkung von Luftsauerstoff auf Uferfiltrat und auf Rheinwasser wurde im Vergleich zu gleichen Wasserproben, die unter Ausschluß von Luft standen, geprüft. Die Proben wurden 3 bis 8 Tage bei unterschiedlichen Bedingungen in verschlossenen und in offenen Gefäßen, im Licht, im Dunklen, bei Zimmertemperatur (+ 20 °C) und bei + 6 °C stehen gelassen.

Diese Versuche verliefen im Prinzip ähnlich wie andere, die in zuvor beschriebenen Rechteckbecken bei geringer Luftzufuhr (20 l/h) durchgeführt wurden. Hier waren die Untersuchungswässer, das Uferfiltrat und das Rheinwasser, vor Beginn der Versuche während einer dreiwöchigen Anlaufzeit in Intervallen von jeweils 1 bis 2 Tagen gegen frisches Wasser ausgewechselt worden. Während der Anlaufzeit sammelte sich im Becken ein geringer bräunlicher Bodensatz an.

In beiden Versuchsreihen veränderte sich die Beschaffenheit der Wässer — von unwesentlichen graduellen Unterschieden abgesehen — in der gleichen Richtung. Die Ergebnisse mehrerer Versuche sind in der Tabelle 3 zusammengezogen.

Von den Standversuchen waren die dem Licht ausgesetzten Proben am stärksten, die verschlossenen im Dunklen bis + 6 °C gestandenen am wenigsten verändert.

Tabelle 3

Veränderungen der chemischen Beschaffenheit und der Geruchs- und Geschmacksstoffe.

	Standversuche (Dauer 4 Tage)				Versuche mit Organismen- besiedlung (Dauer 3 Tage)			
	Rheinwasser		Uferfiltrat		Rheinwasser		Uferfiltrat	
	vor	nach	vor	nach	vor	nach	vor	nach
pH	7,1	8,6	6,9	8,1	7,2	8,3	7,1	8,2
freie CO ₂ , mg/l	10	n. n.	16	n. n.	8	n. n.	18	n. n.
K.H. °d	7,4	7,0	10,6	8,2	7,6	7,3	11,2	7,4
NH ₄ ⁺ , mg/l	0,6	0,06	0,25	0,15	0,4	0,1	0,25	0,15
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,3	0,2	0,2	0,15	0,1	Sp.	0,06	n. n.
NO ₃ ⁻ , mg/l	10	13	20	22	20	24	28	24
PO ₄ ³⁻ , mg/l	0,4	0,2	0,25	0,07	0,3	0,1	0,2	0,12
O ₂ , mg/l	6,4	18,7*)	2,4	7,1	6,4	9,3	2,1	9,7
KMnO ₄ -Verbrauch	19	30	8	10	43	44	7	15
Geruch, Art	typ. nach Chem. prod.	stumpf	typ. nach Ufer- filtrat	stumpf- muffig	typ. nach Rhein- wasser	gesun- des Fluß- wasser,	typ. nach Ufer- filtrat	erdig
Geschmack, Art				erdig		erdig		erdig

*) Auf Grünalgen zurückzuführen.

Auch bei diesen natürlich und schwach belüfteten Rheinwasser- und Uferfiltratproben findet ein Austausch von in Wasser gelöster Kohlensäure gegen Sauerstoff der Luft statt. Demzufolge steigt in den Versuchswässern das pH, zum Teil fallen Karbonate aus, Ammoniumverbindungen und Nitrite werden ganz oder teilweise oxydiert. Die Phosphate werden in diesen Versuchen vermindert; in anderen, hier nicht verzeichneten, ist demgegenüber eine Zunahme ihres Gehaltes zu beobachten.

Der im Rheinwasser bei den Standversuchen festgestellte, über dem Sättigungswert liegende Sauerstoffgehalt von 18,7 mg/l ist auf die Assimilations-tätigkeit des bei tagelangem Stehen des Wassers im Licht gebildeten Grünalgen-rasens zurückzuführen. Der Kaliumpermanganatverbrauch nimmt während der Versuchsdauer zu und läßt auf eine beginnende Umwandlung einiger Substanzen in solche schließen, die von diesem Reagens oxydiert werden.

Wesentliche Veränderungen sind im Geruch und im Geschmack festzustellen. Bereits in den Standversuchen wandelt sich die für das Rheinwasser und für das Uferfiltrat typische Art. Der Restgeruch ist als stumpf, muffig zu bezeichnen. In weit stärkerem Maße verändern sich jedoch die Geruchskomponenten der Untersuchungswässer während der Versuche, die vorher eine Anlaufzeit hatten.

Das Rheinwasser und das Uferfiltrat riechen nach dem Versuch wie natürliches „gesundes“ Flußwasser schwach erdig. Der in den vorhergehenden Belüftungsversuchen aufgetretene widerliche „Jodoform“-Geschmack ist nach diesen Versuchen bemerkenswerterweise nicht mehr vorhanden; das Uferfiltrat schmeckt schwach erdig.

Die in diesen Versuchen angewendeten und den Umsatz bestimmter Wasser-inhaltsstoffe fördernden Bedingungen — Licht, offenes System, in der Anlaufzeit gebildeter Niederschlag — sowie die Art der einem Umsatz unterlegenen Inhaltsstoffe, — Stickstoffverbindungen, Phosphate, Sauerstoff, Geruch und Geschmack — weisen auf eine Einwirkung von Mikroorganismen hin.

Der mikroskopische Befund der längere Zeit im Licht ausgestellten Wasserproben und der Befund des im Belüftungsbecken nach einigen Wochen gebildeten Niederschlags bestätigen diese Annahme. Nach Feststellung des Biologen Dr. SIEBERT, sind diese Proben von Bakterien (auch eisen- und manganspeichernden), Rotatorien, Algen (Grün-, auch Kieselalgen) u. a. besiedelt.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der vorbeschriebenen Versuchsreihen zeigen kurzzeitige Standversuche und solche, denen keine Anlaufzeit vorausgegangen ist, in denen sich auch kein Niederschlag bilden konnte, nicht die gewünschten Veränderungen — insbesondere der Geruchs- und Geschmacksstoffe. — In Übereinstimmung hierzu wurde in diesen Proben nur eine spärliche Besiedlung durch Mikroorganismen gefunden.

Nach den Ergebnissen der vorstehend erläuterten Versuche stellt sich die Forderung, für die Umwandlung spezieller Inhaltsstoffe des Rheinuferfiltrats, insbesondere der Geruchs- und Geschmacksstoffe geeignete Versuchsbedingungen zu schaffen. Diese wurden zunächst in Versuchen mit einem Scheibentropfkörper gesucht.

Ein derartiges Gerät stellt einen Tauchtropfkörper dar, dessen Scheiben mit ihrer unteren Hälfte in das zu behandelnde Wasser eintauchen und mit dem oberen Teil in der Luft stehen. Bei ihrer Rotation fördern die Scheiben an ihrer Oberfläche einen dünnen Wasserfilm mit in die über dem Wasserspiegel befindliche Außenluft. Auf diese Weise wird allmählich das gesamte Wasser belüftet. Auf den Scheiben, die aus Kunststoff gefertigt sind, wächst je nach Art und Menge der im Wasser vorhandenen Stoffe ein biologischer Rasen. Dieser soll organische

Wasserinhaltsstoffe im Zuge des biologischen Betriebsstoffwechsels oxydieren oder im Zuge des Baustoffwechsels in körpereigene Substanz, also zum Aufbau neuen biologischen Rasens verwenden. G. BRINGMANN und R. KÜHN (Ges. Ing. 1968, S. 179) verwendeten einen Versuchs-Scheibentropfkörper zum biologischen Abbau von Mineralölprodukten.

Obwohl Scheibentropfkörper für die Behandlung biologisch abbaubarer Wasserarten, vornehmlich für Abwasser, entwickelt sind, und abbaubare Substanzen im Rheinuferfiltrat nur in geringer Konzentration (lipophile Stoffe: 0,1 bis 1 mg/l) vorliegen, wurde ein kleines, im Labormaßstab gebautes, derartiges Gerät zu Versuchen eines möglichen Abbaus der Geruchs- und Geschmacksstoffe eingesetzt.

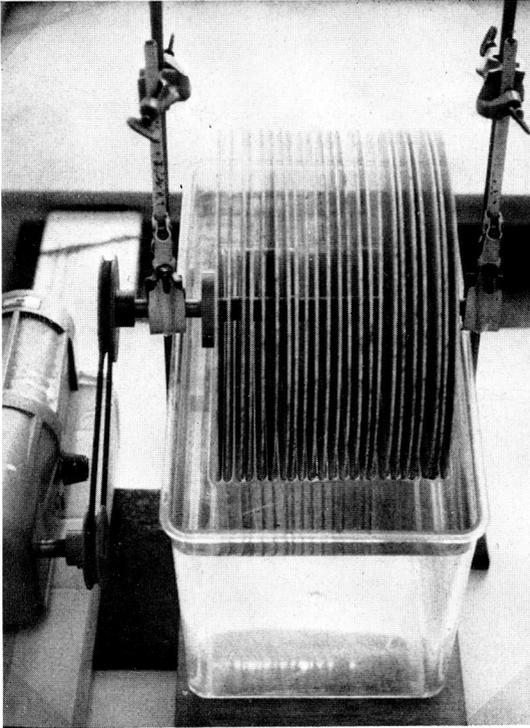


Abb. 1. Versuchs-Scheibentropfkörper

Zu diesem Zweck wurde ein rechteckiger Behälter (Abb. 1), Maße: $43 \times 23 \times 23$ cm mit rund 22 l Rheinuferfiltrat beschickt und an seinem oberen Rand eine Achse mit 23 Scheiben, die in das Wasser eintauchen, montiert. Die Scheiben haben einen Durchmesser von 30 cm, ihre Oberfläche errechnet sich zu insgesamt $3,25 \text{ m}^2$.

Die Ergebnisse der mit Rheinuferfiltrat in dem beschriebenen Scheibentropfkörper im Stand durchgeführten Versuche sind anhand eines für diese Reihe als repräsentativ anzusehenden Versuchs in Tabelle 4 festgehalten.

Während einer siebenstündigen Versuchsdauer, die nach dem nicht mehr wahrnehmbaren Uferfiltratgeruch bemessen wurde, haben sich die normalerweise einer Aufbereitung unterworfenen Wasserinhaltsstoffe in ähnlicher Weise wie in den Standversuchen (s. Tabelle 3) verändert. Auch die für das Uferfiltrat er-

Tabelle 4
Scheibentropfkörper-Versuche.

	Rheinuferfiltrat	
	vor dem Versuch	nach siebenstündiger Versuchsdauer
Temperatur, °C	13,0	17,2
pH	6,8	8,2
NH ₄ ⁺ , mg/l	0,5	0,07
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,15	0,12
NO ₃ ⁻ , mg/l	28	28
PO ₄ ³⁻ , mg/l	n. n.	n. n. (0,9)
O ₂ , mg/l	2,8	9,5
KMnO ₄ -Verbrauch, mg/l	8	11 (F 10)
Mn, mg/l	0,62	0,56
Geruch, Art	typisches Uferfiltrat	o.B. bis schwach kalkig
Schwellenwert	80	3
Geschmack, Art	typisches Uferfiltrat	erdig bis schwach aromatisch
Schwellenwert	60	2

forderliche Entmanganung hat in diesen Versuchen bereits eingesetzt. Die ursprünglich im Uferfiltrat enthaltenen typischen Geruchs- und Geschmacksstoffe, die in diesem Versuchswasser in hohen Konzentrationen vorlagen (Geruchsschwellenwert: 80, Geschmacksschwelle: 60), waren nach Beendigung des Versuchs nicht mehr wahrnehmbar. Das im Scheibentropfkörper behandelte Rheinuferfiltrat hat keinen besonderen, gegebenenfalls schwach kalkigen Geruch, es schmeckt erdig bis schwach aromatisch.

Tabelle 5
Abbau- und Desodorierungsleistungen von Scheibentropfkörpern.

Art des Wassers	Scheibendurchmesser, m	Scheibenoberfläche, m ²	behandelte Wassermenge, l/h	Scheibenfläche je behandelter Wassermenge, m ² /l/h	Abbau- und Desodorierungsleistung je m ² Scheibenfläche, l/h m ²
Häusliches Abwasser, mechanisch geklärt bis Vollreinigung (nach HARTMANN, GWF 1960, 281)	3	1000	9600	0,104	9,6
Mineralöl-Versuchswasser (nach BRINGMANN, Ges.Ing. 1968, 179)	0,6	18,9	65	0,29	3,4
Rheinuferfiltrat = Versuchswasser	0,30	3,25	3	1,08	0,9

Die Scheiben sind mit einem dünnen grünlich-bräunlichen Belag beschichtet, im Becken setzt sich ein dunkelbrauner Niederschlag ab. Im Scheibenbelag wie im Beckenniederschlag sind unter dem Mikroskop viel voluminöser grün-braun gefärbter Detritus und zahlreiche belebte Organismen zu erkennen.

Die Abbauleistung eines Scheibentropfkörpers — bei der hier vorgenommenen Behandlung von Rheinuferfiltrat ist sie als Desodorierungsleistung zu verstehen — wird von den zu eliminierenden, abzubauenen Stoffen und von dem abbauenden biologischen Material — nach Art und Menge — bestimmt. Sie hängt aber auch von im Versuch feststehenden Daten, wie die Abmessungen der Apparatur, und von veränderlichen Größen, den Versuchsbedingungen (Scheiben-Umlaufgeschwindigkeit, Wasserdurchsatz) ab. Unter dem letztgenannten Gesichtspunkt wird die Desodorierungsleistung von Rheinuferfiltrat mit der Abbauleistung von häuslichem Abwasser und des Mineralöl-Versuchswassers (BRINGMANN, siehe dort) in Abhängigkeit vom Verhältnis: behandelte Wassermenge zu Scheibenoberfläche verglichen. Die entsprechenden Leistungswerte sind in der Tabelle 5 gegenübergestellt.

Nach den mit dem Scheibentropfkörper gewonnenen Ergebnissen lassen sich selbst die bei einer üblichen Wasseraufbereitung resistenten Geruchs- und Geschmacksstoffe des Rheinuferfiltrats, obwohl diese und andere abbaufähige Stoffe

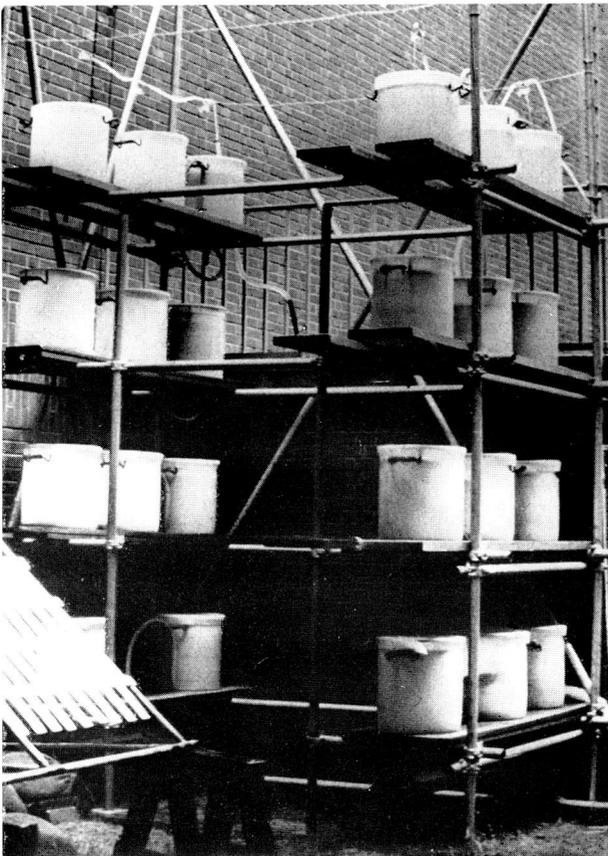


Abb. 2. Versuchsfilter

hier nur in geringer Konzentration vorliegen, in einer biologisch wirksamen Anlage abbauen. Die für das Rheinuferfiltrat im Kleinversuch ermittelte Abbauleistung von 0,9 l/h je 1 m² Scheibenoberfläche liegt zwar noch ungefähr eine Größenordnung unter der eines häuslichen Abwassers. Sie erreicht aber trotz der unterschiedlichen Betriebsbedingungen des zum Vergleich herangezogenen Mineralöl-Versuchs ohne Anwendung von Maßnahmen, die die Organismen-tätigkeit fördern, schon etwa ein Drittel der mit diesem Wasser erzielten Leistung.

Zur Erprobung weiterer Bedingungen, die den Abbau der Geruchs- und Geschmacksstoffe unter Mitwirkung biologischer Faktoren begünstigen und gleichzeitig die sich bildenden voluminösen Manganoxidhydrate zurückhalten, wurde das Rheinuferfiltrat über Materialien unterschiedlicher Filtereigenschaften filtriert. In Filterversuchen waren jeweils vier untereinander stehende Kunststoffbehälter (Abb. 2) mit je rd. 35 cm hoher Schicht des gleichen Materials beschickt; sie wurden vom Uferfiltrat nacheinander durchflossen. Aus der Reihe der Versuche werden im folgenden diejenigen näher beschrieben, die mit zwei Feinsanden unterschiedlicher Körnung, mit Hydroanthrazit und mit gebrauchter A-Kohle durchgeführt wurden. Die gebrauchte A-Kohle war aus der ersten Filterstufe einer Wasserwerks-Aufbereitungsanlage entnommen, sie war dort seit 3 Jahren eingesetzt; ihr Aufnahmevermögen für die Geruchs- und Geschmacksstoffe des Rheinuferfiltrats war erschöpft. Als Maß für das im Filterkörper vorhandene freie Volumen, das von Wasser erfüllt und durchflossen werden kann, wurde das Wasservolumen gemessen, das aus den mit den einzelnen Materialien beschickten Behältern ausfließt. Die Behältermaße und charakteristischen mechanischen Daten der im Versuch eingesetzten Materialien sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Tabelle 6
Filterversuche — mechanische Daten —.

	Behälterfläche cm ²	Schichthöhe cm (einschließlich rund 5 cm Stützschiicht) Kies: ϕ 3 bis 7 mm	abgelaufenes Wasservolumen ml	freier Querschnitt, errechnet aus: $\frac{\text{Wasservolumen}}{\text{Schichthöhe}}$ cm ²
Feinsand				
ϕ 0,1 bis 0,3 mm	1000	36,5	1 500	41
Feinsand				
ϕ 0,2 bis 0,5 mm		36,0	3 250	90
A-Kohle, erschöpft				
ϕ 0,5 bis 2,5 mm		32,5	9 750	300
Hydroanthrazit				
ϕ 0,6 bis 1,4 mm		33,5	13 350	400

Die mit den genannten Materialien besetzten Filter bieten dem Wasser vom Feinsand zum Hydroanthrazit zunehmend einen Raum von 1,5 l bis 13,3 l. Dementsprechend nimmt in dieser Reihenfolge der freie Querschnitt der Behälterfläche, die unbestückt 1000 cm² beträgt, von 41 cm² auf 400 cm² zu. Die Werte stehen in direkter Beziehung zur Beaufschlagung der Filter und zu ihrer Flächenbelastung, die noch besprochen werden soll.

Wie bei den Scheibentropfkörper-Versuchen bedarf es auch bei den Filterversuchen einer „Einarbeitungsdauer“ von etwa 3 Wochen bis die angestrebte Veränderung der Wasserbeschaffenheit zu beobachten ist. Je nach eingestellten oder sich ergebenden Bedingungen führen die Filterversuche bezüglich der Geruchs- und Geschmacksstoffe zu einem mehr oder weniger vollständigen Aufbereitungsergebnis. Da der gegebenenfalls verbleibende Restgeruch des in derartigen Versuchen vorbehandelten Rheinufiltrats durch Luft zu entfernen ist, andererseits in den Wasserwerksaufbereitungen im allgemeinen eine A-Kohle-Filterung erfolgt, wurden zur Bestimmung des in der Vorbehandlung erzielten Aufbereitungsgrades zwei auf die Praxis ausgerichtete Prüfmethode entwickelt.

Zur ersten Prüfung werden 400 ml des in den erwähnten Versuchen behandelten, noch nicht ganz geruchs- und geschmacksfreien Rheinufiltrats in einem schmalen Standzylinder mit 85 cm Wassersäule über eine am Boden befindliche Fritte G 4 mit 5 l/h Luft entgast. Anhand in Abständen gezogener Proben wird das zur Erreichung der Geruchsfreiheit erforderliche Luftvolumen festgestellt.

Zum anderen wird eine Reihe von Proben des vorbehandelten Rheinufiltrats, z. B. je 500 ml, mit steigenden Mengen auf ϕ 1,0 bis 1,5 mm ausgesiebter A-Kohle (Type BD) zwei Stunden geschüttelt. Aus der Untersuchungsreihe wird diejenige A-Kohle-Menge ermittelt, die erforderlich ist, um das Untersuchungswasser geruchs- und gegebenenfalls geschmacksfrei zu machen.

In Tabelle 7 sind die Ergebnisse beider Prüfmethode am Beispiel eines im Versuchsfilter noch unvollständig desodorierten Rheinufiltrats und vergleichsweise eines in einer Wasserwerksaufbereitungsanlage erzielten Reinwassers aufgezeichnet.

Zur Desodorierung eines Rheinufiltrats vom Geruchsschwellenwert 20 wird in der beschriebenen Prüfapparatur das zwanzigfache Luftvolumen be-

Tabelle 7
Prüfung des Desodorierungsergebnisses einer Wasseraufbereitung.

	Rheinufiltrat			Reinwasser aus Rheinufiltrat			Versuchsfilter		
	Rohwasser	entgast	mit A-Kohle geschüttelt	Reinwasser	entgast	mit A-Kohle geschüttelt	Filterablauf	entgast	mit A-Kohle geschüttelt
Einsatz Wasser : Luft, Volumen	1 : 20			1 : 3			1 : 3		
Einsatz A-Kohle, mg/l	2000			15			20		
Geruch, Art	Uferfiltrat	o.B.	o.B.	schwach Uferfiltrat	o.B.	o.B.	schwach Uferfiltrat	o.B.	o.B.
Schwellenwert	20			2			2		
Geschmack, Art	Uferfiltrat	Jodoform	o.B.	schwach Uferfiltrat	o.B.	o.B.	schwach Uferfiltrat	o.B.	o.B.
Schwellenwert	10			<2			<2		

nötigt. Bei Geruchsfreiheit tritt, wie aus den Versuchen der Intensiventgasung bekannt ist, ein widerlicher, an Jodoform erinnernder Geschmack hervor.

Bei der zweiten Prüfung sind unter den angegebenen Prüfungsbedingungen zur Desodorierung 2000 mg/l A-Kohle erforderlich. Das in einem Versuchsfilter vorbehandelte, hier als Beispiel gewählte Rheinuferfiltrat benötigt zu seiner Desodorierung nur das dreifache Luftvolumen und ist nach dieser Prüfung auch geschmacksfrei. — Im zweiten Test reichen bei diesem Wasser sogar nur 20 mg/l A-Kohle zur Entfernung der restlichen Geruchs- und Geschmacksstoffe aus.

Für das zum Vergleich herangezogene, in einem Wasserwerk gewonnene Reinwasser haben sich nach beiden Prüfmethode annähernd gleiche Werte ergeben.

Beide Prüfungen, die Bestimmung des zur Desodorierung eines Wassers benötigten Luftvolumens und der hierfür erforderlichen A-Kohle-Menge, stellen einen Maßstab für den Grad des im Verlaufe einer Aufbereitung oder einer Vorbehandlung erzielten Desodorierungsergebnisses dar.

Mit den beschriebenen Versuchsfiltern kann selbst bei Verwendung von Feinsanden und bei entsprechenden Versuchsbedingungen jeder Aufbereitungsgrad — auch der einer vollständigen Entfernung der im Rheinuferfiltrat enthaltenen Geruchs- und Geschmacksstoffe — erreicht werden.

Die Ergebnisse solcher Filterversuche, die mit den hier ausgewählten Materialien eine Vollaufbereitung des Rheinuferfiltrats ergaben, sind in Tabelle 8 zusammengefaßt.

Nach den Untersuchungen sind in den Filterabläufen aller Materialien praktisch keine Ammoniumverbindungen, keine Nitrite und auch praktisch keine

Tabelle 8
Ergebnisse der Vollaufbereitung von Rheinuferfiltrat in Filterversuchen.

	Rheinuferfiltrat	Abläufe der Versuchsfilter Körnung (mm)			
		Feinsand 0,1—0,2	Feinsand 0,2—0,5	erschöpfte A-Kohle 0,5—2,5	Hydroanthrazit 0,6—1,4
pH	6,9 bis 7,4	7,8 bis 8,2			
NH ₄ ⁺ , mg/l	0,14 bis 0,3	Sp. bis 0,05			
NO ₂ ⁻ , mg/l	0,1 bis 0,15	n.n. bis 0,1			
NO ₃ ⁻ , mg/l	20 bis 36	24 bis 40			
PO ₄ ³⁻ , mg/l	n.n. bis 1,1	n.n. bis 0,6			
O ₂ , mg/l	1,2 bis 2,5	8,2 bis 11,1			
KMnO ₄ -Verbrauch, mg/l	8 bis 9	7 bis 8			
Mn, mg/l	0,4 bis 0,6	n.n. bis 0,04			
Geruch, Art	typisches Uferfiltrat, z.T. fäkalisch				
Schwellenwert	20 bis 80	o.B.			
Geschmack, Art	typisches Uferfiltrat, z.T. fäkalisch				
Schwellenwert	10 bis 60	o.B.			
lipophile Substanz	0,1 bis 1	n.n.			
Rückstand des Hexan-Extrakts, mg/l					

Manganverbindungen mehr vorhanden; die Sauerstoffgehalte liegen nahe der Sättigungsgrenze und vor allem sind die Geruchs- und Geschmacksstoffe des Rheinuferfiltrats entfernt. — Lipophile Substanzen, zu denen auch die geruchs- und geschmacksgebenden Stoffe gehören und die als Rückstand des Hexanextrakts bestimmt werden, sind, wie die Gegenüberstellung der Zirkular-Dünnschichtchromatogramme des Rheinuferfiltrats und eines Filterablaufs (Abb. 3) zeigt, in Versuchsfilterabläufen ebenfalls nicht mehr feststellbar. Trotz der dreißigfachen Menge, die zur Ausbildung des unteren Ringes aufgetragen wurde, war der Ring des Filterablaufs nicht stärker gezeichnet als der obere, der nur den Blindwert wiedergibt.

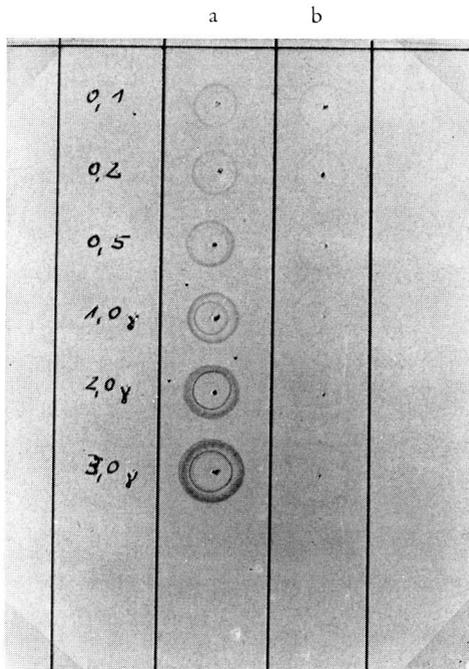


Abb. 3. Zirkular-Dünnschichtchromatogramm
a) Rheinuferfiltrat b) Versuchsfilterablauf

In Versuchsreihen erkennbare Unterschiede der Rest-Stickstoff-, Rest-Phosphate-, Rest-Sauerstoff-Werte sind zum Teil auf unterschiedliche Beschaffenheit des aufzubereitenden Rheinuferfiltrats, zum Teil auf biologische Faktoren der Filterung zurückzuführen. Wie bereits bei den Stand- und Scheibentropfkörper-Versuchen festgestellt, weist nach Untersuchungen von Dr. SIEBERT auch der mikroskopische Befund aller Abläufe der vier Filterreihen neben voluminösen Ausfällungen von Eisen- und Manganoxidhydraten eisen- und manganspeichernde Bakterien, Kiesel- und Grünalgen, Rotatorien u. a. auf.

Nach den vorstehenden Untersuchungsergebnissen kann bei Filterung des Rheinuferfiltrats über die in diesen Versuchsreihen erprobten Materialien unter Mitwirkung von Organismen ein chemisch einwandfreies Trinkwasser gewonnen werden. Voraussetzungen für dieses Aufbereitungsergebnis sind neben biologischen Wachstums- und Stoffwechselfaktoren ausreichender Sauerstoffgehalt, sowie bestimmte mechanische Filterbedingungen. Diese sind in Tabelle 9 genannt.

Tabelle 9
Filterversuche — filtertechnische Daten —.

	Durchflußleistung	Flächenbelastung	freier Querschnitt	Strömungsgeschwindigkeit im freien Querschnitt	durchflossene Filterschicht	Kontaktdauer im Material
	m ³ /h	m/h	m ²	m/h	m	h
Feinsand ∅ 0,1 bis 0,2 mm	0,0084	0,08	0,004	2,1	1,4	0,7
Feinsand ∅ 0,2 bis 0,5 mm	0,018	0,18	0,009	2,0	1,4	0,8
A-Kohle, erschöpft ∅ 0,5 bis 2,5 mm	0,122	1,2	0,03	4,1	1,4	0,32
Hydroanthrazit ∅ 0,6 bis 1,4 mm	0,097	0,97	0,04	2,4	1,4	0,55

Die Vollaufbereitung des Rheinuferfiltrats gelang in bisherigen Filterversuchen in rund 1,40 m hohen, vierfach unterteilten Schichten mit den Feinsanden bei Flächenbelastungen oder Filtergeschwindigkeiten von 10 bis 20 cm/h, mit Hydroanthrazit und A-Kohle bei Filtergeschwindigkeiten von rund 1 m und 1,20 m/h. Dabei betrug die Kontaktdauer in den Feinsanden 0,7 bis 0,8 h, im Hydroanthrazit 0,55 h und in der A-Kohle 0,32 h. Die beim Einsatz der beiden letzteren Materialien errechneten Flächenbelastungen liegen im oberen Bereich einer Tropfkörperbelastung der Abwasserreinigung und grenzen bereits an die unteren Belastungswerte einer offenen Filterung der Trinkwasseraufbereitung.

Nach den genannten filtertechnischen Daten ist der freie Teil des Filterquerschnitts, der dem Wasserdurchfluß zur Verfügung steht, maßgeblich für die Durchflußleistung, die bei einer bestimmten Schichthöhe für das angestrebte Aufbereitungsergebnis zulässig ist. Dementsprechend lassen — bei bestimmter Strömungsgeschwindigkeit im freien Querschnitt — Materialien mit größerem freien Porenvolumen größere Durchflußleistungen und damit höhere Beaufschlagungen der Filter zu. Das Verhältnis aus Durchflußleistung und freiem Querschnitt ergibt die Strömungsgeschwindigkeit im freien Querschnitt. Sie ist als ein begrenzender Faktor für die im Porenvolumen ablaufenden Diffusions- und Abscheidungsvorgänge sowie für die chemisch-bio-katalytischen Reaktionen anzusehen und gibt für die bei Verwendung von Feinsanden und Hydroanthrazit in rund 1,40 m hohen Filterschichten bisher optimal erreichten Beaufschlagungen einen annähernd gleichen Wert von rund 2 m/h. Dieser für die Strömungsgeschwindigkeit im freien Querschnitt errechnete Wert gilt nicht bei Verwendung von Materialien mit großer innerer Oberfläche, wie z. B. der A-Kohle, weil diese Poren sehr unterschiedlichen Durchmessers besitzen und im einzelnen durch Benetzung mit Wasser nicht zu bestimmen sind. Demzufolge können die optimale Durchflußleistung und Flächenbelastung gerade dieser Materialien, die für die hier erprobte Art der Filterung geeignet scheinen, nicht aus der Strömungsgeschwindigkeit abgeleitet werden, die in Materialien einfacherer Struktur gemessen wurden, sondern müssen empirisch ermittelt werden. Das gilt um so mehr, als während der Filterlaufzeit sich abscheidende Schwebstoffe und ansiedelnde Organismen

den freien Querschnitt verändern können. Aus diesem Grunde können die optimalen Bedingungen für die Filterung des Rheinuferfiltrats nach mechanischen, biologischen und filtertechnischen Gesichtspunkten nur in Versuchen erprobt werden. Versuche in diesen Richtungen werden weitergeführt.

Zusammenfassung

In den vorstehend beschriebenen Versuchen wurde die Möglichkeit der Verbesserung des Rheinuferfiltrats untersucht. Hierbei wurde versucht, die Mängel dieses Uferfiltrats, seinen erhöhten Gehalt an Ammoniumverbindungen, Nitriten, Manganverbindungen, insbesondere seinen Geruch und Geschmack, sowie den Mangel an Sauerstoff in erster Linie durch Zuführung ausreichenden Sauerstoffs zu beheben.

Durch Intensiventgasung läßt sich der Geruch auf dem Wege des physikalischen Gasaustauschs entfernen; jedoch bleibt ein unangenehmer Geschmack zurück.

In Stand-, Scheibentropfkörper- und Filterversuchen werden sämtliche, dem Rheinuferfiltrat anhaftende Mängel — auch sein Geruch und Geschmack — bei Anwendung ausreichenden Sauerstoffs und unter Mitwirkung von Organismen beseitigt.

Jeder Grad der Qualitätsverbesserung des Rheinuferfiltrats — als Vorbehandlung für eine nachfolgende Aufbereitung oder bis zur Vollaufbereitung — ist bei der Wahl entsprechender Versuchsbedingungen einstellbar.

Die bisher ermittelten optimalen mechanischen und filtertechnischen Bedingungen werden angegeben.

Versuche, insbesondere den Umsatz zu beschleunigen, werden fortgesetzt.

Schlußfolgerungen

Die vorstehenden Versuchsergebnisse, die zum ersten Male die Möglichkeit feststellen, mit einfachen natürlichen Aufbereitungsmaßnahmen, durch biologisch verwerteten Sauerstoff, die Geruchs- und Geschmacksstoffe des Rheinuferfiltrats zu eliminieren, geben die Voraussetzung für eine Verbesserung des Rheinuferfiltrats außerhalb und innerhalb der Uferfilterstrecke, im letzteren Falle für eine Sanierung der Uferfiltration als der ersten Aufbereitungsstufe.

Für bereits bestehende Wasseraufbereitungen wird zu prüfen sein, in welchem Maße eine Verbesserung der Uferfiltratbeschaffenheit zweckmäßig ist.

Die Verbesserung des Rheinuferfiltrats wird nicht allein die Geruchs- und Geschmacksstoffe betreffen, sondern sich gleichermaßen auf andere, nicht durch die Sinnesorgane wahrnehmbare, aber gegebenenfalls physiologisch bedenkliche Stoffe auswirken.

Auch wenn die im wesentlichen durch biologische Faktoren bewirkte Verbesserung des Rheinuferfiltrats nur mit einer im Verhältnis zu anderen technologischen Prozessen niedrigen Flächenbelastung zu erreichen sein sollte, so müßte sie bei der Bedeutung, die eine Verbesserung der Güte des Wassers hat, und im Hinblick auf die Zukunft, in der gutes Rohwasser für die Trinkwasserversorgung immer knapper wird, auf jeden Fall in Angriff genommen werden. — Diese Forderung kann nicht eindringlich genug erhoben werden, so lange am Rhein stellenweise noch Gelände für flächenbeanspruchende Aufbereitungsmaßnahmen verfügbar ist. — Dabei ist eine weiträumigere Wasseraufbereitung dank ihrer

größeren Pufferkapazität in der Lage, Verschmutzungsstöße, z. B. durch Mineralöle, industrielle Abgänge und auch durch radioaktive Stoffe, besser und sicherer abfangen zu können.

Außer der dringend erforderlichen Verbesserung des Rheinuferfiltrats muß das Übel an der Wurzel gepackt und die Ursache der schlechten Uferfiltratbeschaffenheit behoben werden; sie liegt im Rhein! — Es müssen endlich wirksame und energisch durchzusetzende Maßnahmen zur Verbesserung der Flußwasserbeschaffenheit getroffen werden. Diese ist — neben der intensiven Reinigung der Abwässer —, wie die hier mit Erfolg durchgeführten Belüftungsversuche des Rheinwassers gezeigt haben, durch Belüftung möglich; sie ist für die Vielzahl der am Rhein gelegenen zentralen Trinkwasserversorgungen und für die Gesundheit der Bevölkerung unumgänglich notwendig.

Den Stadtwerken Düsseldorf danke ich für die großzügige Unterstützung dieser Arbeiten durch Gestellung von Geräten und Behältern.

Meinen beiden Assistentinnen, Frau BLANKENSTEIN und Frau PITTAG, danke ich für ihre unermüdliche Mitarbeit.

Dir. und Prof. Dr. GIEBLER
Außenstelle Düsseldorf
des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
4 Düsseldorf
Auf'm Hennekamp 70

Maßnahmen zur Beseitigung von durch Kakao- werke bedingten Geruchsbelästigungen

VON ARNOLD HELLER

Kakaowerke, Schokoladenfabriken, Kaffeeröstereien und ähnliche Werke der Nahrungs- und Genußmittelindustrie befinden sich oftmals in Stadt- und Wohngebieten, d. h. in Gegenden, in denen nach dem geltenden Recht nur nicht „störende“ gewerbliche Betriebe zulässig sind. Dieser Umstand führte nicht selten zu Klagen von Anwohnern solcher Betriebe über Geruchsbelästigungen; denn bei der Verarbeitung der Rohstoffe, insbesondere der Röstung der Kakao- oder Kaffeebohnen, gelangen zum Teil stark riechende organische Verbindungen ins Freie, die sich auf die Dauer unangenehm bemerkbar machen und die bei entsprechender Konzentration auch die Schleimhäute reizen können.

Auf Antrag der zuständigen Aufsichtsbehörde hatte das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Gelegenheit, sich zusammen mit der Werksleitung, dem Gewerbeaufsichtsamt und den örtlichen Bauaufsichtsämtern um die Abstellung der Klagen der Anwohner über die Geruchsbelästigungen in der Umgebung eines Kakao- und Schokoladenwerkes zu bemühen. In jahrelanger Arbeit ist es gelungen, das Problem durch zweckmäßige technische Maßnahmen in befriedigender Weise zu lösen. Da die in einem Gutachten niedergelegten Ausführungen über die Beseitigung der Gerüche meines Erachtens für die Luftreinhaltung von allgemeinerem Interesse sind, soll mit Genehmigung der Antragstellerin des Gutachtens, einer obersten Landesbehörde, im folgenden auf die in diesem Falle getroffenen Maßnahmen eingegangen werden.

Über den Ursprung der Gerüche kurz folgendes:

Beim Entleeren des Rösters, in welchem die Kakao-Bohnen etwa 45 Minuten lang einer Temperatur von 130 °C ausgesetzt werden, machte sich ein stechend-süßlicher charakteristischer Geruch bemerkbar, der in Fachkreisen als „Röstgeruch“ bezeichnet wird und der früher über kurze Dachreiter ins Freie gelangte. Diese Abluft war — insbesondere auch ihrer Art nach — die hauptsächlichste Quelle der Luftverunreinigung des gesamten Werkes. — Bei der Verarbeitung der gerösteten, gebrochenen und von Schalen befreiten Bohnen in den Kakaowalzenwerken wird Gerbsäure frei, die einen schwachen Geruch aufweist, der sich auch bei den Rührwerken bemerkbar macht, in denen aus der flüssigen Kakaomasse weitere Feuchtigkeit und möglichst viele Gerbstoffe entfernt werden sollen. — Schließlich muß noch der zunächst nicht unangenehme, auf die Dauer aber doch lästige Geruch nach Kakaobutter erwähnt werden, der sich im Preßraum bemerkbar macht.

Die Röstgase wurden durch Verbrennen geruchlos gemacht. Die Verbrennung erfolgt in einem „Rauchverbrenner“ der Firma Probat (Abb. 1), Brennstoff ist Stadtgas. Die von den Röstern kommenden Abgase werden über eine Rohrleitung in die eigentliche Verbrennungskammer geführt. Nach Angabe der Her-

stellerfirma soll die Temperatur bei Eintritt in diese Spiralkammer, nahe der Brennerflamme, etwa 1000°C betragen. Die Abgase werden größtenteils direkt durch die Flamme geführt. Durch den Querschnitt — die Rauchverbrenner werden in verschiedenen Größen, die sich nach der Rösterleistung richten, hergestellt — ist die Gasgeschwindigkeit in der Verbrennungskammer verhältnismäßig gering. Die Abgasgeschwindigkeit soll niedriger sein als die Zündgeschwindigkeit der verschiedenen brennbaren Abgasbestandteile, so daß sämtliche Moleküle der Geruchsstoffe möglichst quantitativ oxydiert werden. Um diese Forderung auch an der relativ kühlen Auskleidung der Brennkammer zu erfüllen, hat man für die Auskleidung eine hoch hitzebeständige Chromnickelstahl-Legierung verwendet. Nach Angabe der Firma Probat sollen diejenigen Abgasbestandteile, die nicht direkt durch die Flamme gehen, an der Oberfläche der Auskleidung katalytisch

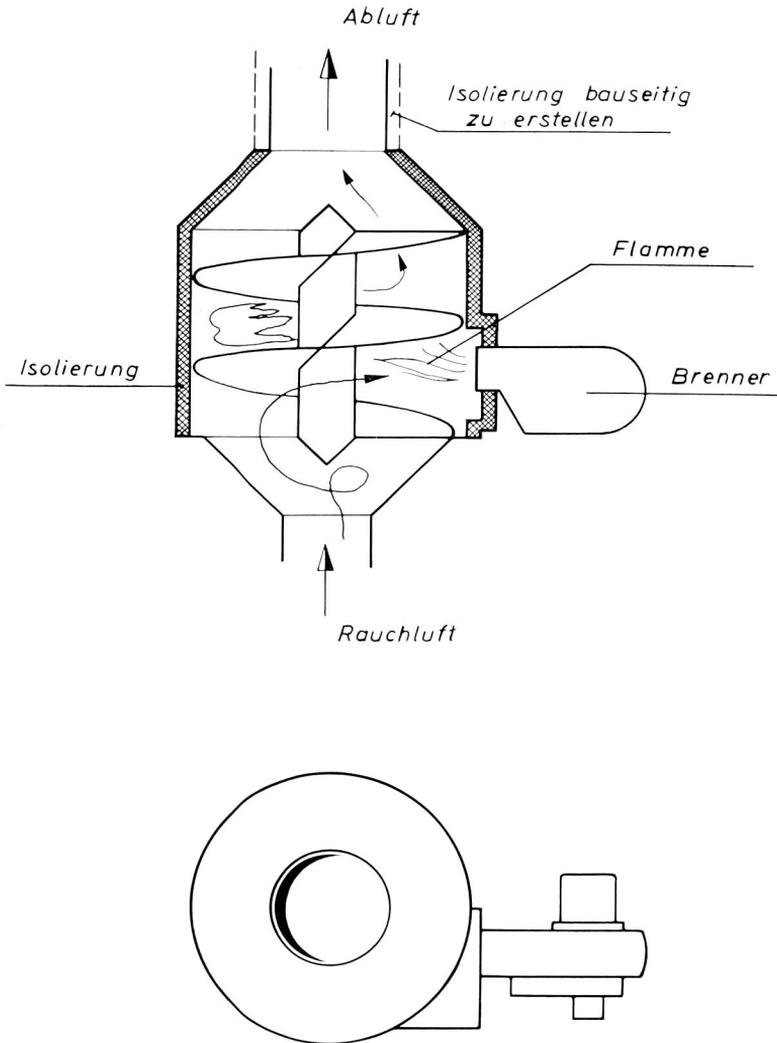


Abb. 1. Rauchverbrenner der Probat-Werke, Emmerich.

verbrannt werden. Über die Temperaturen macht die Herstellerfirma folgende Angaben: Flammentemperatur etwa 1400°C , mittlere Temperatur im Verbrennungsraum 800 bis 900°C , Austrittstemperatur der „Rein“-Gase etwa 450°C .

Während durch den Einsatz des Rauchverbrenners der Geruch nach Röstgas aus den Dachreitern praktisch völlig verschwunden war, machte sich noch immer ein unangenehmer Platzgeruch bemerkbar, der an etwa 6 Stellen aus den ventilierten Arbeitsräumen des Kakaowerkes austrat. Zur Beseitigung dieser Luftverunreinigung wurde der Unternehmerin vorgeschlagen, die gesamte Raumluft zu sammeln und sie dann durch einen weiteren Rauchverbrenner zu leiten. — Das erwies sich allerdings zunächst als nicht ganz einfach, weil wegen der Lage der Ventilatoren und der Abzugsöffnungen auf der gleichen Seite — Ostseite — der Abluftstrom, der durch den Verbrenner gehen sollte, durch die entgegenströmende Frischluft erheblich gestört wurde. Nach Überwindung dieser Schwierigkeiten ist es der Firma Berk und Nowka, Berlin 42, gelungen, in der in Abbildung 2 dargestellten Weise die sachgemäße Funktion der Ventilatoren zur Frischluftversorgung sowie eine ordnungsgemäße „Bewetterung“ der Fabrikationsräume sicherzustellen.

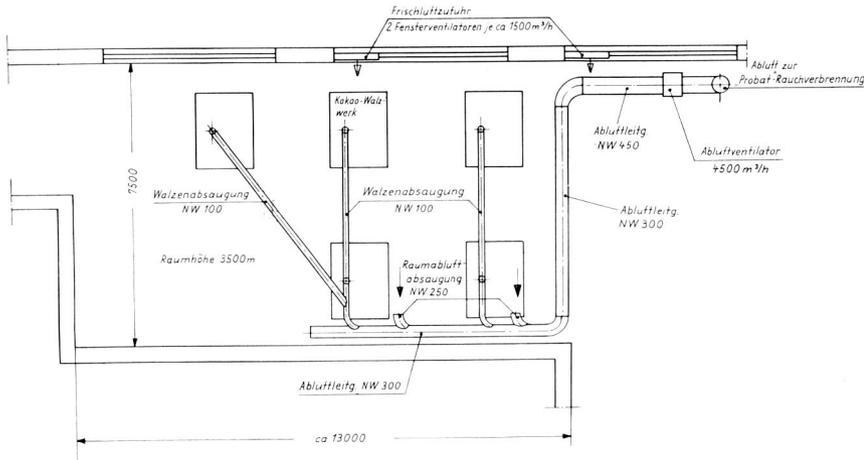


Abb. 2. Entlüftung des Fabrikraumes.

Durch Verlegung der Absaugung auf die Westseite des Fabrikraumes wurde eine den ganzen Raum durchziehende Querströmung der Frischluft erreicht. Die Ventilatorleistung in der Absaugleitung ist auf etwa 4500 m^3 je Stunde erhöht worden, um den durch die Verlängerung der Rohrleitung entstandenen Leistungsverlust auszugleichen sowie eine gegenüber früher erhöhte Absaugleistung zu erzielen. — Nach Angabe der Firma Berk und Nowka benötigt die Absaugung an den Kakaowalzen (100er Rohrleitungen) querschnittsbedingt 15 % der Saugleistung, 20 % werden durch Reibungsverluste verbraucht. Die restlichen 65 % der Saugleistung stehen für die Raumabsaugung zur Verfügung und bewirken einen achtfachen Luftwechsel je Stunde. In der 300er Saugleistung münden nämlich zwei Anschlüsse, die 100er Rohrleitungen von der Walzenabsaugung und zwei Saugöffnungen von je 250 mm Weite zum Ansaugen der Raumluft. Der Leitungsquerschnitt vergrößert sich zum Ventilator hin von 300 auf 450 mm. Der Ventilator drückt dann die in der 450 mm-Leitung befindliche Abluft in den eigens für sie bestimmten Probat-Rauchverbrenner.

Mit der Erweiterung des Fabrikationsbetriebes ergab sich die Möglichkeit, für die einschlägige Fabrikation neuartige Geräte einzusetzen, deren Betrieb sich in anderen Werken auch hinsichtlich der Geruchsbekämpfung günstig ausgewirkt haben sollte. Es handelte sich um Vakuumrührwerksbehälter der Firma Friedrich Gerds, Ingenieurbüro, Hamburg. Der Behälter (Abb. 3) hat einen Inhalt von 12 m^3 und besteht aus einem zylindrischen Mantel und zwei Klöpperböden. Sie sind im unteren Bereich mit einem Heizmantel für etwa 1 atü Sattdampf ausgerüstet. Der Entleerungsstutzen befindet sich im tiefsten Punkt des Behälters, die Anschlußstutzen für die Befüllung und die Materialumwälzung sind im Behälterdeckel untergebracht. Weitere Anschlußstutzen sind im zylindrischen Teil, und zwar die für Thermometer, Wasserezuführung und Füllstandsüberwachung. Ein langsam laufendes Gitterrührwerk in dem Behälter wird durch einen Aufsatz-Getriebemotor angetrieben. Ebenfalls im Behälterdeckel befindet sich der Anschlußstutzen zur Absaugung durch die Vakuumpumpe.

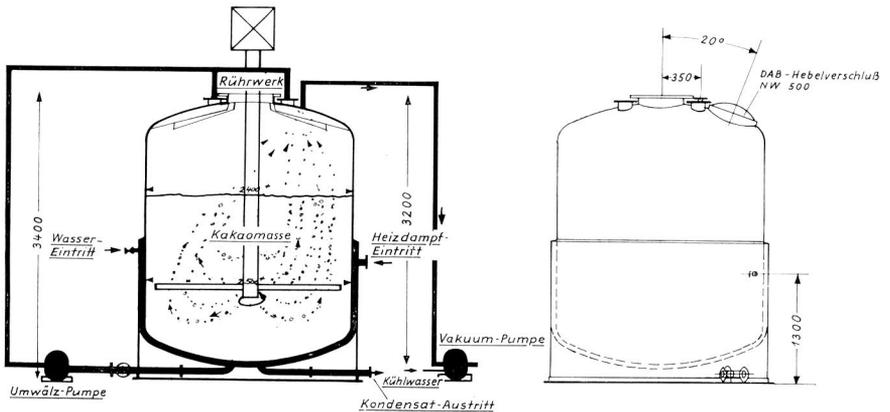


Abb. 3. Vakuum-Rührwerksbehälter mit Beheizung.

Nach Angabe der Herstellerfirma wird die nach Vermahlung der Kakaobohnen entstandene Kakaomasse in den Vakuumbehälter gepumpt, bis dieser zwei Drittel voll ist. Durch Einschalten der Vakuumpumpe wird ein Unterdruck im Behälter (50 bis 80 Torr) hergestellt, das Rührwerk in Betrieb gesetzt und Wasser zur Kakaomasse gegeben. Unter den angegebenen Druckverhältnissen siedet dieses zwischen 38° und 48°C . Durch den Heizmantel des Behälters wird sein Inhalt auf etwa 90°C erwärmt.

Durch das Umpumpen der Kakaomasse über eine Umwälzpumpe (Kreislauf) bei ständig laufendem Rührwerk sowie durch das kontinuierlich zugegebene Wasser, das unter den im Behälter herrschenden Temperatur- und Druckverhältnissen verdampft, werden die unangenehmen Geruchsstoffe aus der Kakaomasse ausgewaschen, durch die Vakuumpumpe abgesaugt und zusammen mit deren Kühlwasser in den Abwasserkanal geleitet. Das Abwasser soll hinsichtlich der Geruchsstoffe keine nachteiligen Wirkungen haben, da es sich offenbar um solche Stoffe handelt, die im Abwasser verbleiben. Klagen über Gerüche aus diesen Abwässern sind nicht bekannt geworden.

Vergleichende Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau von Alkanen, Alkenen, Cycloalkanen und Cycloalkenen im Scheibentauchkörper-Verfahren

VON G. BRINGMANN und R. KÜHN

Problemstellung

Untersuchungen über die Eliminierung technischer Mineralölprodukte aus synthetischen Modell-Abwässern im Scheibentauchkörper (STK)-Verfahren haben gezeigt — wie wir an anderer Stelle berichteten¹⁾ —, welcher Zusammenhang zwischen der chemischen Beschaffenheit technischer Mineralölprodukte und dem Grad ihrer Eliminierbarkeit besteht (s. Tab. 2 b).

Aufgabe der vorliegenden Arbeit sollte sein, diese Zusammenhänge an chemisch definierten Kohlenwasserstoffen (KW) eingehender zu untersuchen. Dementsprechend sind in einer Betriebszeit von 18 Monaten vergleichende Analysen zum mikrobiellen Abbau von Alkanen (C₆, C₈, C₁₀, C₁₂, C₁₄), Alkenen (C₆, C₈, C₁₀, C₁₂, C₁₄), Cycloalkanen (C₆, C₈), Cycloalkenen (C₆, C₈) bzw. Cycloalkadien (C₈) durchgeführt worden. Es sollte der Einfluß der C-Zahl, der aliphatischen oder hydroaromatischen Struktur, der gesättigten oder ungesättigten C-Bindung in Beziehung gesetzt werden zur mikrobiellen Abbaubarkeit der chemisch definierten KW, sowie zur Gattungszugehörigkeit der jeweils in Aktion tretenden Kohlenwasserstoff-Oxydanten (KWO).

Methodisches

Wie für die vorstehend genannten Untersuchungen, verwendeten wir für die vorliegenden Versuchsreihen ein halbtechnisches Versuchsgerät²⁾ mit einer nutzbaren Scheibenoberfläche von 18,9 m² und einem Nutzinhalt des Bodenbeckens von etwa 70 l. Die Drehzahl des STK lag bei 6 U/Min. Dem STK wurde laufend ein automatisch konstant dosierter Leitungswasserstrom (65 l/h) zugeführt. Unmittelbar vor der Beschickung des STK mit KW wurde einmalig mittels des Wasserstromes ein wäßriges Eluat aus Gartenerde (Composana) in das Aggregat eingebracht und auf diese Weise die Scheiben des STK mit potentiellen KWO angeimpft. Die dem STK jeweils zugeführten KW³⁾ wurden unter volumetrischer Kontrolle mittels einer Feindosiermaschine (CONTINUMETRIC)⁴⁾ in einem konstanten Fließstrom dem Leitungswasser in einem Mischgefäß zugespeist und in demselben durch ein Rührwerk eingerührt. Als N- und P-Quelle für die KWO wurde ein Konzentrat von Ammoniumphosphat [(NH₄)₂HPO₄], in destilliertem Wasser gelöst, dem KW-haltigen Leitungswasserstrom mittels einer Dosierpumpe

1) G. BRINGMANN und R. KÜHN: Biologischer Abbau von Mineralölprodukten im Scheibentauchkörper-Verfahren. Ges.-Ing. **89** (1968), 179—186.

2) Hersteller: J. C. Stengelin.

3) Provenienz: Schuchardt, München.

4) Hersteller: Bran und Lübbe, Hamburg.

kontinuierlich in einer Menge zugespeist, welche so bemessen war, daß weder N noch P als Begrenzungsfaktor für die KWO des STK wirksam werden konnte. Die Temperatur des Leitungswasserstromes wurde thermostatisch bei 20 °C gehalten. Die Verweilzeit des KW-haltigen Wassers im STK betrug etwa 1 Stunde.

In einem, dem STK nachgeschalteten 100-l-Absetzgefäß wurde der im Ablauf der Anlage enthaltene absetzbare Belebtschlamm aufgefangen. Der schlammfreie Überlauf des Absetzgefäßes floß in der Weise über zwei hintereinander geschaltete Scheidetrichter (je 5 l), daß gegebenenfalls Spuren von ungelöstem KW von der Oberfläche des ersten Scheidetrichters zum Eingang der STK-Anlage laufend zurückgeführt werden konnten, während das Wasser über den zweiten Scheidetrichter (Nachklärtrichter) die Anlage verließ.

Zur laufenden Kontrolle des Rest-KW-Gehaltes im Ablauf der Anlage wurden arbeitstäglich, in stündlichen Abständen, 8 Abwasserproben (je 1 l) aus dem Ablauf der Anlage entnommen. In geeichten 1-l-Mischzyklindern wurden die Abwasserproben mit 5 Plätzchen NaOH, 80 g NaCl p.a. sowie 25 ml CCl₄ (Uvasol) versetzt und anschließend mit 270 Drehschwingungen/Min. jeweils eine Stunde geschüttelt. Nach dem Schütteln trat die physikalische Trennung der Schichten innerhalb 15 Minuten ein. Die untere Schicht wurde in Zentrifugenbecher pipettiert, mit 25 ml 17%iger Schwefelsäure versetzt und 15 Minuten bei 6000 U/Min. zentrifugiert. Danach wurde aus der unteren Schicht des Zentrifugenbeckers eine möglichst große Menge CCl₄-Extrakt in ein 100-ml-Meßkölbchen pipettiert. Durch anschließendes Überpipettieren in ein zweites bzw. drittes 100-ml-Meßkölbchen und anschließender Filtration über Glaskugeln wurde der CCl₄-Extrakt praktisch vollständig vom Wasser befreit. Der im CCl₄-Extrakt enthaltene Rest-KW-Gehalt des Ablaufs der Anlage wurde im BECKMAN-IR-Spektrographen IR 4 aus der Extinktion der entsprechenden Wellenlänge errechnet, mittels einer jeweils gleichzeitig erstellten Eichkurve des Gerätes, welche aus der volumetrisch angelegten Verdünnungsreihe des quantitativ zu bestimmenden KW in CCl₄ (Uvasol) erhalten wurde.

Arbeitsergebnisse

Ausgehend von der Zielsetzung einer Eliminierung der getesteten KW bis unter den Grenzwert von 1 mg/l KW-Restgehalt in der gewählten konstanten Verweilzeit (etwa 1 Stunde) wurden in der STK-Modellanlage die in der Tabelle 1 näher aufgeführten Eliminierungsleistungen an KW für einen laufenden Wasserdurchsatz von 65 l/h erzielt.

In der Reihe der untersuchten Alkane lag die Eliminierungsleistung je Flächen- und Zeiteinheit (EFZ) für n-Hexan (17,7 g/m²/24 h), n-Octan (17,7 g/m²/24 h) und Decan (16,8 g/m²/24 h) annähernd gleich, mit einer leichten Abschwächung für Decan. Unvermittelt weitaus ungünstiger war die erreichbare EFZ für n-Dodecan (2,8 g/m²/24 h) und n-Tetradecan (2,4 g/m²/24 h).

In der Reihe der untersuchten Alkene lag die erzielte EFZ für 1-Hexen (15,6 g/m²/24 h) und 1-Decen (16,7 g/m²/24 h) im Bereich entsprechender C-Zahlen der Alkane, hingegen wurde 1- bzw. 2-Octen (5,1 bzw. 5,4 g/m²/24 h) mit wesentlich geringerer Leistung eliminiert als n-Octan (17,7 g/m²/24 h). Bemerkenswert ist demnach in der Reihe der Alkene, im Vergleich zu den Alkanen, der Abfall der EFZ für 1- bzw. 2-Octen und der Wiederanstieg für 1-Decen. Wie in der Reihe der Alkane sank auch in der Reihe der Alkene für 1-Dodecen (2,9 g/m²/24 h) und 1-Tetradecen (2,4 g/m²/24 h) die EFZ unvermittelt weitgehend ab, wobei für die C-Zahlen 12 bzw. 14 der Alkane bzw. Alkene praktisch gleiche EFZ erzielt wurden.

Tabelle 1
Bilanz der Eliminierung von Kohlenwasserstoffen im STK.

Kohlenwasserstoff	Ausgangs- KW-Gehalt mg/l	Rest- KW-Gehalt mg/l	KW-Eliminierung		
			%	mg/m ² /24 h	g/m ³ /24 h
<u>Alkane</u>					
n-Hexan	214,8	0,3	>99	17 708	4 782
n-Octan	214,6	0,3	>99	17 687	4 776
Decan	203,7	0,7	>99	16 757	4 525
n-Dodecan	34,8	1,1	97	2 783	752
n-Tetradecan	29,8	1,1	96	2 369	640
<u>Alkene</u>					
1-Hexen	189,3	0,4	>99	15 585	4 208
1-Octen	61,7	0,5	>99	5 056	1 365
2-Octen	65,6	0,7	99	5 363	1 448
1-Decen	203,3	0,8	>99	16 721	4 515
1-Dodecen	36,5	0,9	98	2 939	794
1-Tetradecen	29,6	0,8	97	2 371	640
<u>Cycloalkane</u>					
Cyclohexan	231,4	0,2	>99	19 077	5 151
Cyclooctan	241,2	0,5	>99	19 866	5 364
<u>Cycloalkene</u>					
Cyclohexen	123,3	0,4	>99	10 139	2 737
Cycloocten	61,2	0,6	99	5 054	1 365
1,3-Cyclooctadien	60,1	0,7	99	4 906	1 325

Für Cycloalkane, Cyclohexan (19,1 g/m²/24 h) und Cyclooctan (19,9 g/m²/24 h), war die EFZ vergleichsweise noch günstiger als für die Alkane vergleichbarer C-Zahlen, n-Hexan und n-Octan.

Ähnlich wie in der Reihe der Alkene bei 1-Hexen und 1- bzw. 2-Octen lag für die Cycloalkene vergleichbarer C-Zahlen die EFZ bei Cyclohexen (10,1 g/m²/24 h) höher als bei Cycloocten (5,1 g/m²/24 h) bzw. Cyclooctadien (4,9 g/m²/24 h). Die EFZ von Cyclohexen (10,1 g/m²/24 h) war jedoch im Vergleich zur EFZ von Cyclohexan (19,1 g/m²/24 h) wesentlich ungünstiger als die EFZ von 1-Hexen (15,6 g/m²/24 h) im Vergleich zur EFZ von n-Hexan (17,7 g/m²/24 h). Die EFZ von Cyclooctenen (5,1 bzw. 4,9 g/m²/24 h) und Octenen (5,1 bzw. 5,4 g/m²/24 h) erreichten praktisch gleiche Werte.

Insgesamt gesehen ergaben die vergleichenden Untersuchungen der Eliminierung definierter KW im STK-Verfahren eine relativ hohe EFZ (20 bis 15 g/m²/24 h) für Cycloalkane C₆ und C₈, für Alkane C₆, C₈ und C₁₀ sowie Alkene C₆ und C₁₀, eine mittlere EFZ für Cycloalkene C₆ (10 g/m²/24 h), eine relativ niedrige EFZ für Alkene C₈ und Cycloalkene C₈ (5 g/m²/24 h) und die geringste EFZ (2 bis 3 g/m²/24 h) für Alkane C₁₂ und C₁₄ sowie für Alkene C₁₂ und C₁₄ (Tab. 2 a).

Einen Vergleich der EFZ chemisch definierter Kohlenwasserstoffe einerseits und technischer Mineralölprodukte andererseits zeigen die Tabellen 2 a und 2 b.

Die EFZ von Normalbenzin und Flugkraftstoff war zahlenmäßig vergleichbar mit der EFZ von Cyclooctan, Cyclohexan, n-Hexan, n-Octan, Decan, 1-Decen und 1-Hexen, die EFZ von Superbenzin und Petroleum mit der EFZ von Cyclohexen. Die EFZ von Diesel näherte sich zahlenmäßig der EFZ von 2-Octen, 1-Octen, Cycloocten und 1,3-Cyclooctadien. Die EFZ von Heizöl lag bereits unter der EFZ von n-Dodecan, 1-Dodecen, n-Tetradecan und 1-Tetradecen. Insbesondere waren jedoch die EFZ von Rohöl, leichtem bzw. mittlerem Maschinenöl und Bohröl wesentlich geringer als die EFZ der letztgenannten Gruppe der Paraffine C₁₂ und C₁₄.

Während der eineinhalbjährigen Betriebszeit wurden, allfällig am Ende der Beschickungsperiode mit dem jeweiligen KW von dem biologischen Rasen der Scheiben des STK mehrere Abimpfungen der KWO in sterilisierte, mineralische Nährlösung¹⁾ mit dem entsprechenden KW als einziger C-Quelle in 100-ml-Erlenmeyer-Kölbchen (10 ml-Nutzinhalt) eingebracht. Die so angeimpften Rohkulturen der KWO kultivierten wir bei 25 °C über mehrere Passagen in der gleichen Nährlösung. Aus den Rohkulturen wurden Reinkulturen durch Verdünnungsausstriche auf Fleischextrakt-Pepton-Agar-Platten erhalten. Die Weiterzucht der Reinkulturen erfolgte in der oben genannten mineralischen Nährlösung mit dem jeweiligen KW als einziger C-Quelle. Nach einigen Kulturpassagen wurden die erhaltenen Stämme in Plattenkulturen auf ihre Reinheit geprüft. War die Reinheit des Stammes gewährleistet, so erfolgte die Differenzierung der KWO

Tabelle 2a

Flächenleistung der Eliminierung
von definierten Kohlenwasserstoffen
im Scheibentauchkörper.

Kohlenwasserstoff	Eliminierung g/m ² /24 h
Cyclooctan	19,9
Cyclohexan	19,1
n-Hexan	17,7
n-Octan	17,7
Decan	16,8
1-Decen	16,7
1-Hexen	15,6
Cyclohexen	10,1
2-Octen	5,3
1-Octen	5,1
Cycloocten	5,1
1,3-Cyclooctadien	4,9
1-Dodecen	2,9
n-Dodecan	2,8
n-Tetradecan	2,4
1-Tetradecen	2,4

Tabelle 2b

Flächenleistung der Eliminierung
von Mineralölprodukten
im Scheibentauchkörper.

Mineralölprodukt	Eliminierung g/m ² /24 h
Normalbenzin	20,8
Flugkraftstoff	17,8
Superbenzin	11,5
Petroleum	11,0
Diesel	4,4
Heizöl	1,9
Rohöl „Es Sider“	1,2
leichtes Maschinenöl	1,0
Rohöl „Kirkuk“	0,9
Rohöl „Kuwait“	0,9
Bohröl	0,6
mittleres Maschinenöl	0,5

¹⁾ Nach VOROSILOVA, A. A. und E. V. DIANOVA: 1,0 g NH₄NO₃; 0,3 g KH₂PO₄; 0,6 g K₂HPO₄; 0,2 g MgSO₄·7 H₂O; 0,02 g CaCl₂·2 H₂O, zwei Tropfen einer ges. FeCl₃-Lösung; 1,5 ml Spurenelementlösung nach HOAGLAND; 1000 ml Aqua dest. bzw. Leitungswasser; pH 6,9.

nach mikroskopischen Befunden (Form, Geißelfärbung¹⁾²⁾, Gramfärbung, Ziehl-Neelsen-Färbung) sowie nach den Kulturbefunden auf Gelatine, Fleischextrakt-Pepton-Agar, in Peptonwasser, Lackmusmilch, ferner nach der Fähigkeit zur Indolbildung, Stärkehydrolyse, Nitritbildung aus Nitrat, Säurebildung aus Glukose, Gasbildung aus Glukose, Saccharose, Lactose, Glycerin, Mannit, zur Zersetzung von Zellulose bzw. zur Säurebildung auf diesem Substrat. Für die, nach den vorstehenden Methoden differenzierten, KWO wurde die Gattungszugehörigkeit nach dem Bestimmungsschlüssel von BERGEY³⁾ ermittelt (Tab. 4 a, 4 b, 5, 6, 7, 8). (Die Tabellen 4 a und 4 b befinden sich am Schluß des Heftes.)

Der polar begeißelten, gramnegativen Gattung *Pseudomonas* (Tab. 4 a und 4 b) gehörten 40 der isolierten KWO-Stämme an. 17 dieser *Pseudomonas*-Stämme waren Farbstoffbildner, 23 bildeten keine Farbstoffe. KWO-Stämme der Gattung *Pseudomonas* konnten während der Beschickung des STK mit jedem der jeweils als einzige C-Quelle verwendeten KW isoliert werden. Eine größere Anzahl von *Pseudomonas*-Stämmen wurde jedoch insbesondere in der

Tabelle 3
Gattungszugehörigkeit und Anzahl der isolierten KWO-Stämme
in Beziehung zur jeweiligen KW-Beschickung des STK.

Kohlenwasserstoff- beschickung des Tauchkörpers	Gattung und Anzahl der isolierten Bakterienstämme					Gesamt- zahl der Stämme
	<i>Pseudo- monas</i>	<i>Achromo- bacter</i>	<i>Flavo- bacterium</i>	<i>Brevi- bacterium</i>	<i>Bacillus</i>	
<u>Alkane</u>						
n-Hexan	3		1		1	5
n-Octan	2				1	3
Decan	10		1	1	2	14
n-Dodecan	2				1	3
n-Tetradecan	2				1	3
<u>Alkene</u>						
1-Hexen	2				2	4
1-Octen	1		1		1	3
2-Octen	1					1
1-Decen	7		1		1	9
1-Dodecen	4		2		1	7
1-Tetradecen	2				2	4
<u>Cycloalkane</u>						
Cyclohexan	1					1
Cyclooctan	6				1	7
<u>Cycloalkene</u>						
Cyclohexen	5	1			1	7
Cycloocten	1	1			1	3
1,3-Cyclooctadien	1					1

1) WOLFF, R.: Über Erfahrungen mit der Geißelfärbung nach LEIFSON. Zentralblatt f. Bakteriologie. 166 (1956), S. 393.

2) ZETTNOW: Über Geißelfärbung bei Bakterien. Zeitschrift f. Hygiene 30 (1899), S. 95.

3) Bergeys Manual of Determinative Bacteriology. The Williams and Wilkins Company, Baltimore. 7. Aufl., 1957.

Oberfläche	feucht- glänzend schleimig cremefarben rund, konvex	rauh	feucht- glänzend schleimig cremefarben rund, konvex	rauh	rauh	feucht- glänzend schleimig cremefarben rund, konvex	rauh	rauh	feucht- glänzend schleimig cremefarben rund, konvex	rauh	feucht- glänzend schleimig cremefarben rund, konvex
Verfärbung des Kulturmediums	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Peptonwasser											
Trübung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hautbildung	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Sedimentbildung	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Verfärbung des Kultur- mediums	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
NH ₄ -Bildung	—	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—
H ₂ S-Bildung	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Lackmusmilch											
Koagulation	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Peptonisierung	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Ansäuerung	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Alkalisierung	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Lackmus-Reduktion	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Indolbildung											
	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Tabelle 6
KWO der Gattung *Flavobacterium*.

	Stamm	
	HA/5	DDE/2
	Isoliert während der Beschickung des Tauchkörpers mit den Kohlenwasserstoffen n-Hexan, Decan, 1-Octen, 1-Decen, 1-Dodecen	
		1-Dodecen

Mikroskopischer Befund

Form	Kurzstäbchen	Kurzstäbchen
Begeißelung	—	—
Sporenbildung	—	—
Gramfärbung	—	—
Säurefestigkeit	—	—

Kulturbefund

Gelatine (Plattenkultur)

Wachstum	+	+
Verflüssigung	—	+
Verfärbung des Kulturmediums	—	—

Gelatine (Stichkultur)

Verflüssigung	—	+
Verfärbung des Kulturmediums	—	—
Form der Kultur	—	schalenförmig

Fleischextrakt-Pepton-Agar

Wachstum	25 °C	+++	+++
	37 °C	—	++
	42 °C	—	—
Oberfläche		feucht-glänzend schleimig	feucht-glänzend
Farbe		zitronengelb	orange
Form		rund, konvex	rund
Verfärbung des Kulturmediums		—	—

Peptonwasser

Trübung	25 °C	+	+
	37 °C	+	+
Hautbildung	25 °C	+	—
	37 °C	—	—
Sedimentbildung	25 °C	+	+
	37 °C	+	+
Verfärbung des Kulturmediums	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
NH ₄ -Bildung	25 °C	+	+
	37 °C	—	+
H ₂ S-Bildung	25 °C	—	+
	37 °C	—	+

Tabelle 6 (Fortsetzung)

		Stamm	
		HA/5	DDE/2
		Isoliert während der Beschickung des Tauchkörpers mit den Kohlenwasserstoffen n-Hexan, Decan, 1-Octen, 1-Decen, 1-Dodecen	
			1-Dodecen
Lackmusmilch			
Koagulation	25 °C	—	—
	37 °C	—	+
Peptonisierung	25 °C	—	+
	37 °C	—	+
Ansäuerung	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Alkalisierung	25 °C	+	—
	37 °C	+	—
Lackmus-Reduktion	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Indolbildung			
	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Stärkehydrolyse			
	25 °C	—	+
	37 °C	—	+
Nitritbildung aus Nitrat			
	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Säurebildung aus Glukose			
	25 °C	+	+
	37 °C	+	--
Gasbildung aus			
Glukose	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Saccharose	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Lactose	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Glycerin	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Mannit	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Zellulose			
Zersetzung	25 °C	—	—
Säurebildung	25 °C	—	—

Zeit der Beschickung des STK mit folgenden KW als einziger C-Quelle herausgezüchtet: Decan: 10 Stämme, 1-Decen: 7 Stämme, Cyclooctan: 6 Stämme, Cyclohexen: 5 Stämme und 1-Dodecen: 4 Stämme (Tabelle 3). 3 *Pseudomonas*-Stämme konnten mehrmals während der Beschickung des STK mit unterschiedlichen KW isoliert werden, so der Stamm DA/14 jeweils während der Beschickung des STK mit Decan, 1-Decen, Cyclohexan, Cyclooctan, Cyclohexen, Cycloocten, der Stamm DA/7 jeweils während der Beschickung des STK mit Decan, 2-Octen und 1,3-Cyclooctadien und der Stamm DA/11 während der Zeit der jeweiligen Beschickung des STK mit Decan und 1-Decen. Dagegen wurden 37 der in Kultur genommenen *Pseudomonas*-Stämme jeweils nur einmal während der Beschickung des STK mit unterschiedlichen KW gefunden (Tab. 4 a und 4 b).

An zweiter Stelle der Häufigkeit standen KWO-Stämme der sporenbildenden, grampositiven, unbegeißelten Gattung *Bacillus* (Tab. 5); sie konnten in der Zeit der Beschickung des STK mit 13 der insgesamt 16 jeweils als einzige C-Quelle verwendeten KW herausgezüchtet werden (Tab. 3). Von den 8 in Kultur genommenen KWO-Stämmen der Gattung *Bacillus* wurden 4 Stämme mehrfach, und zwar der Stamm DA/4 während der Beschickung des STK mit den KW Decan, 1-Tetradecen, Cyclooctan, der Stamm HA/3 jeweils während der Beschickung des STK mit den KW n-Hexan, n-Octan, 1-Hexen, 1-Octen, der Stamm DDA/3 jeweils während der Beschickung mit den KW n-Dodecan, 1-Hexen, 1-Dodecen und der Stamm DE/5 jeweils während der Beschickung mit den KW 1-Decen und Cycloocten isoliert. Vier der herausgezüchteten KWO-Stämme der Gattung *Bacillus* konnten nur einmal während der Beschickung mit einem der jeweils als einzige C-Quelle verwendeten KW gefunden werden (Tab. 5).

In der Reihe der Häufigkeit des Vorkommens folgten an dritter Stelle KWO-Stämme der unbegeißelten, gramnegativen, farbstoffbildenden Gattung *Flavobacterium* (Tab. 6). Der KWO-Stamm HA/5 dieser Gattung wurde mehrfach jeweils während der Beschickung des STK mit den als einziger C-Quelle verwendeten KW n-Hexan, Decan, 1-Octen, 1-Decen und 1-Dodecen vom STK isoliert, der Stamm DDE/2 nur einmal während der Zeit der Beschickung des STK mit 1-Dodecen.

Von der unbegeißelten, gramnegativen, farbstofffreien Gattung *Achromobacter* (Tab. 7) konnten nur 2 KWO-Stämme herausgezüchtet werden, jeweils einmal während der Beschickung des STK mit den KW Cyclohexen und Cycloocten. Der unbegeißelten, grampositiven, farblosen Gattung *Brevibacterium* (Tab. 8) erwies sich nur ein KWO-Stamm, während der Beschickung des STK mit dem KW Decan, zugehörig.

Abgesehen von der Gattungszugehörigkeit wurde die größte Anzahl an KWO-Stämmen insgesamt während der Beschickung des STK mit Decan (14 KWO-Stämme), 1-Decen (9 KWO-Stämme), 1-Dodecen, Cyclooctan, Cyclohexen (jeweils 7 KWO-Stämme) und n-Hexan (5 KWO-Stämme) isoliert (Tab. 3).

Ein Vergleich der vorliegenden mikrobiologischen Befunde an der, mit chemisch definierten KW beschickten, STK-Anlage mit den Ergebnissen früherer entsprechender Untersuchungen an dem gleichen, jedoch mit technischen Mineralölprodukten beschickten, Gerät gab als Gemeinsamkeit beider Versuchsreihen das bevorzugte Auftreten von KWO-Stämmen der Gattung *Pseudomonas*. Unterschiedlich waren die Befunde hinsichtlich der zweiten Stelle der Häufigkeit des Auftretens. Während im Falle der Beschickung des STK mit technischen Mineralölprodukten KWO-Stämme der Gattung *Achromobacter* nach den KWO-Stäm-

Tabelle 7
KWO der Gattung *Achromobacter*.

	Stamm	
	CHE/4	COE/1
	Isoliert während der Beschickung des Tauchkörpers mit den Kohlenwasserstoffen	
	Cyclohexen	Cycloocten

Mikroskopischer Befund

Form	Langstäbchen	Kurzstäbchen
Begeißelung	—	—
Sporenbildung	—	—
Gramfärbung	—	—
Säurefestigkeit	—	—

Kulturbefund

Gelatine (Plattenkultur)

Wachstum	+	+
Verflüssigung	+	+
Verfärbung des Kulturmediums	—	—

Gelatine (Stichkultur)

Verflüssigung	+	+
Verfärbung des Kulturmediums	—	—
Form der Kultur	napfförmig	napfförmig

Fleischextrakt-Pepton-Agar

Wachstum	25 °C	+++	+++
	37 °C	—	+++
	42 °C	—	—
Oberfläche		feucht-glänzend schleimig	feucht-glänzend
Farbe		gelblichgrau	weißgrau
Form		rund, klein, konvex	rund, klein, konvex
Verfärbung des Kulturmediums		—	—

Peptonwasser

Trübung	25 °C	+	+
	37 °C	—	+
Hautbildung	25 °C	—	—
	37 °C	—	+
Sedimentbildung	25 °C	+	+
	37 °C	+	+
Verfärbung des Kulturmediums	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
NH ₄ -Bildung	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
H ₂ S-Bildung	25 °C	—	—
	37 °C	—	—

Tabelle 7 (Fortsetzung)

		Stamm	
		CHE/4	COE/1
		Isoliert während der Beschickung des Tauchkörpers mit den Kohlenwasserstoffen	
		Cyclohexen	Cycloocten
Lackmusmilch			
Koagulation	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Peptonisierung	25 °C	—	+
	37 °C	—	—
Ansäuerung	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Alkalisierung	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Lackmus-Reduktion	25 °C	—	+
	37 °C	—	+
Indolbildung			
	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Stärkehydrolyse			
	25 °C	+	+
	37 °C	—	—
Nitritbildung aus Nitrat			
	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Säurebildung aus Glukose			
	25 °C	+	+
	37 °C	—	+
Gasbildung aus			
Glukose	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Saccharose	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Lactose	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Glycerin	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Mannit	25 °C	—	—
	37 °C	—	—
Zellulose			
Zersetzung	25 °C	—	—
Säurebildung	25 °C	—	—

Tabelle 8
KWO der Gattung *Brevibacterium*.

	Stamm DA/13
	Isoliert während der Besichtigung des Tauchkörpers mit dem Kohlenwasserstoff
	Decan

Mikroskopischer Befund

Form	Kurzstäbchen
Begeißelung	—
Sporenbildung	—
Gramfärbung	+
Säurefestigkeit	—

Kulturbefund

Gelatine (Plattenkultur)

Wachstum	+
Verflüssigung	+
Verfärbung des Kulturmediums	—

Gelatine (Stichkultur)

Verflüssigung	+
Verfärbung des Kulturmediums	—
Form der Kultur	schalenförmig

Fleischextrakt-Pepton-Agar

Wachstum	25 °C	++
	37 °C	—
	42 °C	—
Oberfläche		feucht-glänzend
Farbe		grau
Form		rund, konvex, klein
Verfärbung des Kulturmediums		—

Peptonwasser

Trübung	25 °C	+
	37 °C	—
Hautbildung	25 °C	—
	37 °C	—
Sedimentbildung	25 °C	+
	37 °C	+
Verfärbung des Kulturmediums	25 °C	—
	37 °C	—
NH ₄ -Bildung	25 °C	—
	37 °C	—
H ₂ S-Bildung	25 °C	—
	37 °C	—

Tabelle 8 (Fortsetzung)

		Stamm DA/13
		Isoliert während der Beschickung des Tauchkörpers mit dem Kohlenwasserstoff Decan
Lackmusmilch		
Koagulation	25 °C	—
	37 °C	—
Peptonisierung	25 °C	+
	37 °C	—
Ansäuerung	25 °C	—
	37 °C	—
Alkalisierung	25 °C	—
	37 °C	—
Lackmus-Reduktion	25 °C	+
	37 °C	—
Indolbildung	25 °C	—
	37 °C	—
Stärkehydrolyse	25 °C	+
	37 °C	—
Nitritbildung aus Nitrat	25 °C	+
	37 °C	+
Säurebildung aus Glukose	25 °C	—
	37 °C	—
Gasbildung aus		
	Glukose	25 °C
	37 °C	—
Saccharose	25 °C	—
	37 °C	—
Lactose	25 °C	—
	37 °C	—
Glycerin	25 °C	—
	37 °C	—
Mannit	25 °C	—
	37 °C	—
Zellulose		
Zersetzung	25 °C	—
Säurebildung	25 °C	—

men der Gattung *Pseudomonas* an zweiter Stelle der Häufigkeit standen, waren es im vorliegenden Falle, in der Zeit der Beschickung des STK mit chemisch definierten KW, KWO-Stämme der Gattung *Bacillus*; wogegen KWO-Stämme der Gattung *Achromobacter* nur in geringer Zahl isoliert werden konnten. Auch konnten, im Gegensatz zu mikrobiologischen Befunden in der Zeit der Beschick-

kung des STK mit technischen Mineralölprodukten, in der vorliegenden Versuchsserie der Beschickung des STK mit chemisch definierten KW, KWO-Stämme der Gattung *Chromobacterium* und der Gattung *Mycobacterium* nicht gefunden werden, jedoch eine geringe Anzahl von KWO-Stämmen der Gattung *Flavobacterium*. Die Gattung *Brevibacterium* schließlich ist in beiden Versuchsreihen nur sehr selten vertreten gewesen.

Möglicherweise sind die Unterschiede der KWO-Flora der beiden Versuchsreihen auf die unterschiedliche Animpfung des STK zurückzuführen. Für die Versuchsreihe der Eliminierung technischer Mineralölprodukte war die Animpfung des STK mit Flußwasser und kommunalem Abwasser ausreichend gewesen. In der vorliegenden Versuchsreihe der Eliminierung chemisch definierter KW hatte sich dagegen die Animpfung des STK mit Erd-Eluat als besonders wirksam erwiesen.

Zusammenfassung

Ausgehend von früheren Untersuchungen über den mikrobiellen Abbau technischer Mineralölprodukte im Scheibentauchkörper (STK)-Verfahren wurden vergleichende quantitative Untersuchungen über den mikrobiellen Abbau chemisch definierter Kohlenwasserstoffe (KW) (Alkane C_6 , C_8 , C_{10} , C_{12} , C_{14} ; Alkene C_6 , C_8 , C_{10} , C_{12} , C_{14} ; Cycloalkane C_6 , C_8 ; Cycloalkene C_6 , C_8 bzw. Cycloalkadien C_8) durchgeführt. Das Verfahren ergab eine relativ hohe Eliminierungsleistung je Flächen- und Zeiteinheit (EFZ) (20 bis 15 $g/m^2/24\ h$) für Cycloalkane C_6 und C_8 , für Alkane C_6 , C_8 und C_{10} sowie Alkene C_6 und C_{10} , eine mittlere EFZ für Cycloalkene C_6 (10 $g/m^2/24\ h$), eine relativ niedrige EFZ für Alkene C_8 und Cycloalkene C_8 (5 $g/m^2/24\ h$) und die geringste EFZ (2 bis 3 $g/m^2/24\ h$) für Alkane C_{12} und C_{14} sowie für Alkene C_{12} und C_{14} .

Während der einhalbjährigen Betriebszeit wurden von den Scheiben des STK Abimpfungen der Kohlenwasserstoff-Oxydanten (KWO) als primäre Rohkulturen in mineralischer Nährlösung mit dem jeweiligen KW als einziger C-Quelle angelegt und, nach mehreren Passagen, Reinkulturen der KWO aus Verdünnungsausstrichen auf Fleischextrakt-Pepton-Agarplatten, in gleichem mineralischem Nährmedium, mit dem jeweiligen KW als einziger C-Quelle, angezchtet. Die Reinkulturen wurden nach mikroskopischen Befunden und Kulturbefunden differenziert und die Gattungszugehörigkeit gemäß dem Bestimmungsschlüssel von BERGEY ermittelt. Es wurden 40 KWO-Stämme der Gattung *Pseudomonas*, 8 KWO-Stämme der Gattung *Bacillus*, 2 KWO-Stämme der Gattung *Flavobacterium*, 2 KWO-Stämme der Gattung *Achromobacter* und 1 KWO-Stamm der Gattung *Brevibacterium* isoliert. Eine begrenzte Anzahl (8 von 53) KWO-Stämme konnte mehrfach während der Beschickung des STK mit unterschiedlichen KW herausgezchtet werden. Die meisten KWO-Stämme jedoch wurden jeweils nur einmal während der Beschickung des STK mit einem der jeweils als einziger C-Quelle verwendeten unterschiedlichen KW gefunden. Die größte Anzahl an unterschiedlichen KWO-Stämmen konnte während der Beschickung des STK mit Decan (14 KWO-Stämme), 1-Decen (9 KWO-Stämme), 1-Dodecen, Cyclooctan, Cyclohexen (jeweils 7 KWO-Stämme) und n-Hexan (5 KWO-Stämme) isoliert werden.

Dir. u. Prof. Priv.-Doz. Dr. G. BRINGMANN
Wiss. Rätin Dr. R. KÜHN

1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Meßstand für die Prüfung und Kalibrierung von registrierenden Staub- und Gasmessgeräten in einem steinkohlengefeuerten Kraftwerk

Von HERMANN SCHNITZLER, OTTO MAIER und KLAUS JANDER, Berlin

1. Einleitung

Die zunehmende Gefährdung von Mensch, Tier und Pflanze durch die Verschmutzung der Luft wäre grundsätzlich nur durch die Vermeidung von Emissionen zu bannen. Dort aber, wo Materie in großem Umfang zerkleinert, bewegt oder chemischen Prozessen unterworfen wird, entstehen oft partikel- oder gasförmige Emissionen. Diese können durch noch so umfangreiche Vorkehrungen nicht daran gehindert werden, zum Teil in die nähere oder weitere Umgebung des Entstehungsortes — der Emissionsquelle — zu gelangen und dort als Immissionen schädigend oder belästigend zu wirken. Um diese Immissionen so gering wie möglich zu halten, bleibt nur der Weg, durch technische Mittel die entstehenden Emissionen möglichst vollständig zurückzuhalten und nur zu einem geringen Teil in die Luft entweichen zu lassen.

Hierzu dienen technische Einrichtungen wie Elektrofilter, mechanische Filter, Textilfilter, Waschtürme und dergleichen, deren Wirksamkeit durch Emissionsmeßgeräte laufend überwacht und aufgezeichnet werden soll. Es besteht die Vorschrift, daß große Feuerungsanlagen mit Meß- bzw. Registriergeräten zur Erfassung der Staub- und Schwefeldioxidkonzentration im Abgas auszurüsten sind, sobald geeignete Geräte zur Verfügung stehen (1). Darüber hinaus gibt das VDI-Handbuch „Reinhaltung der Luft“ (2) mit seinen Richtlinien den Herstellern und Betreibern von Gasreinigungsanlagen sowie den Gewerbeaufsichtsämtern Anhaltspunkte und allgemeingültige Grundsätze für Planung, Abnahmemessungen, Betrieb und Beurteilung solcher Anlagen im Hinblick auf die örtlichen Umweltverhältnisse.

Zur Durchführung von Prüfungen der handelsüblichen Emissionsmeßgeräte sind folgende Institute zugelassen:

- a) Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungs-Verein
43 Essen, Steubenstraße 53
- b) Technischer Überwachungs-Verein Rheinland
5 Köln, Lukasstraße 90
- c) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,
1 Berlin 33, Corrensplatz 1, nur im Rahmen seines Forschungs- und Entwicklungsprogrammes (3).

In diesem Zusammenhang hat das Laboratorium für Emissionsmeßtechnik des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene in einem Großkraftwerk einen Meßstand errichtet, der nachfolgend geschildert wird und dessen Möglichkeiten erläutert werden. Er wurde so gestaltet, daß die verschiedenen Meßgeräte für staub- und gasförmige Emissionen geprüft werden können, und er erlaubt die gleichzeitige Untersuchung von je 4 Staub- und Gasmessgeräten.

2. Meßstand

Unter bewußter Beschränkung auf Untersuchungen im Abgas eines steinkohlengefeuerten Kessels wurde als Standort der Reingaskanal eines Grundlastkessels in einem Großkraftwerk gewählt. Wegen des relativ langen Reingaskanals

Tabelle 1

1968	Last MW	% Asche	% Flüchtige	% Wasser	H _u
1. März	95	5,24	24,94	7,80	7240
4. März	100	5,81	22,89	7,92	7069
6. März	95	7,14	24,24	8,51	7002
7. März	95	6,74	24,15	7,31	7153
8. März	95	5,19	21,33	11,26	6961
12. März	95	5,99	22,73	8,62	7142
13. März	95	6,35	21,90	11,67	6830
14. März	95	4,94	27,15	8,50	7157
11. Juni	93	4,83	24,23	9,14	7128
12. Juni	90	4,83	24,23	9,14	7128
13. Juni	92	7,50	23,30	8,85	6914
14. Juni	92	4,60	29,33	5,82	7383
19. Juni	92	5,44	22,80	8,79	7128
20. Juni	92	5,08	24,68	10,38	7016
21. Juni	92	7,14	22,30	12,61	6636
25. Juni	95	6,05	23,52	8,76	7086
9. Juli	92	4,76	23,76	9,33	7149
5./6. Juli		5,69	22,83	9,24	7072
9. 10. Juli		5,98	23,79	8,48	7159
13./14. Juli		5,84	23,76	8,92	7062
14./15. Juli		5,84	23,76	8,92	7062

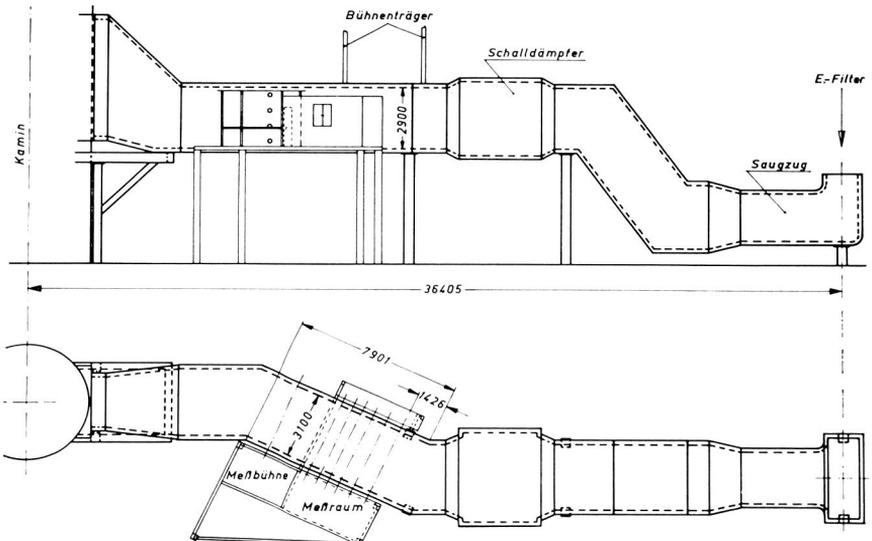


Abb. 1. Reingaskanal zwischen Elektrofilter und Kamin mit Meßbühne und Meßraum

zwischen Elektrofilter und Kamin sowie wegen des konstanten Betriebszustandes des Blocks eignet sich diese Anlage gut für Kalibrierungen an Staubregistriergeräten. Es handelt sich um einen Vierzug-Bensonkessel mit Wirbelschmelzfeuerung und Zwischenüberhitzer. Die Dampfdauerleistung beträgt 310 t/h, zur Feuerung dient Steinkohle mit relativ geringem Aschengehalt. Die Maschine leistete, wie Tabelle 1 zeigt, während der Mehrzahl der Messungen zwischen 90 und 100 MW, nachts wurde der Kessel ungefähr mit halber Last betrieben. Die

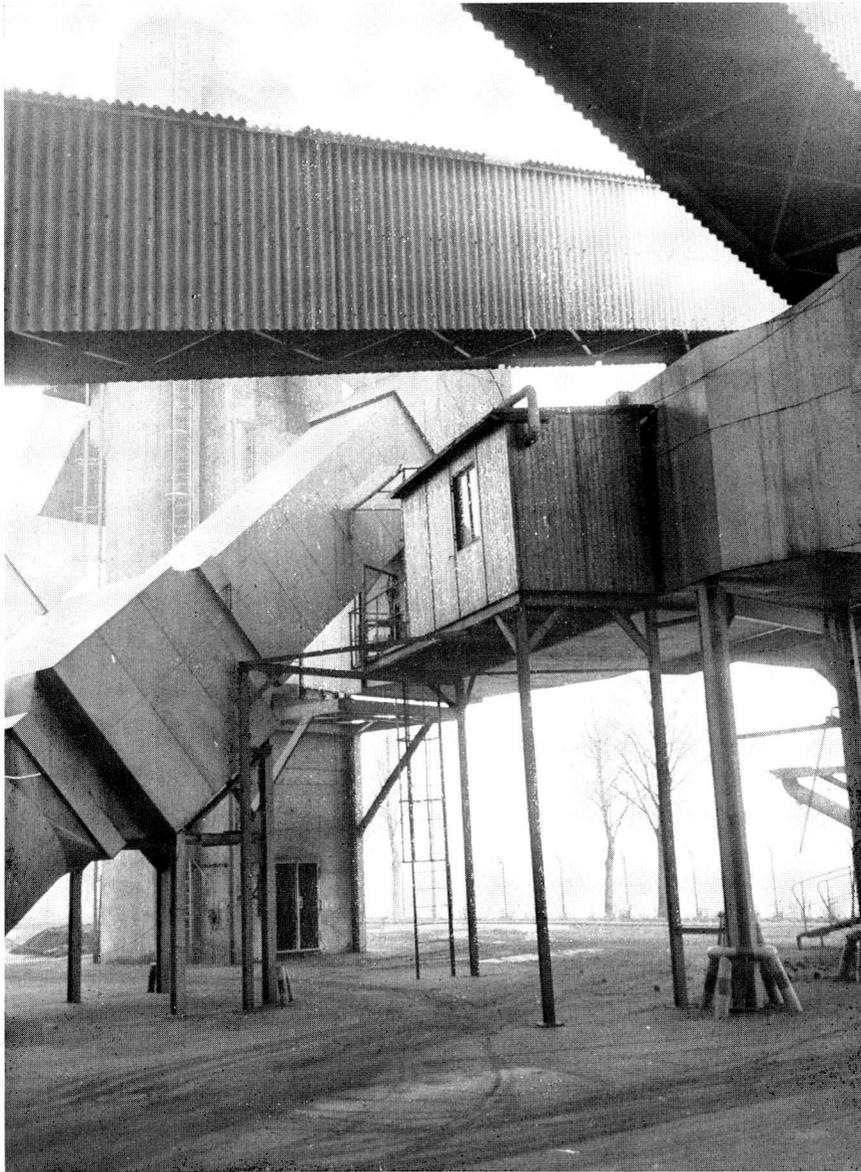


Abb. 2. Meßbühne

Ascherückführung war immer in Betrieb. Aus der Tabelle ist ferner der Gehalt der verfeuerten Kohle an Asche, flüchtigen Bestandteilen und Wasser sowie der Heizwert H_u ersichtlich.

Es handelt sich um ein modernes Kraftwerk, das — dem Stand der Technik entsprechend — über sehr gute Elektrofilter verfügt. Der durchschnittliche Staubgehalt im Reingas liegt während des normalen Betriebes etwa zwischen 100 bis 150 mg/Nm³.

Bedingt durch den Verlauf des Rauchgaskanals (Abb. 1) steht für die Anordnung der Meßstellen nur ein beschränkter Platz an einem horizontalen Teilstück des Rauchgaskanals hinter den Elektrofiltern zwischen Saugzug und Schornstein zur Verfügung. Wegen der Höhenlage des betreffenden Teilstückes von 7 m über Grund konnte der Zugang zu den Meßstellen nur durch Errichtung von je einer Bühne auf beiden Seiten des Kanals ermöglicht werden. Die zweite Bühne wird wegen der auf der Rückseite des Kanals anzubringenden Reflektoren der optischen Staubmeßgeräte benötigt, worüber noch berichtet wird.

Die größere der beiden Bühnen (Abb. 2) ist auf der rechten Hälfte mit einem isolierten Geräteraum aus Fertigbauteilen belegt, welcher die kontinuierlichen Meß- und Registriergeräte und deren Zubehör aufnimmt und den Witterungseinflüssen entzieht. Der verbleibende Platz, von welchem aus die gravimetrische Staubmessung zur Kalibrierung vorgenommen wird (Abb. 3), ist durch einfache Überdachung gegen grobe Witterungseinflüsse geschützt, ebenso die gegenüberliegende Bühne.



Abb. 3. Gravimetrische Vergleichsmessungen

Wie aus Abbildung 4 hervorgeht, ragen in den Meßraum 10 Rohrstützen von 500 mm Länge und 100 mm Durchmesser hinein, die am Abgaskanal angeschweißt und isoliert in den Meßraum hineingeführt sind. An diesen Stützen können die Geräte oder Gasentnahmesonden wahlweise angeflanscht werden.

3. Staubbmessungen

Für die erste Erprobung wurden folgende Staubbmeßgeräte ausgewählt:

Durag Rauchdichtemeßgerät D-R 110 ohne Spülluftgebläse

(Meßprinzip: optisch) (4),

Sick Rauchdichtemeßgerät RM 3 g mit Spülluftgebläse

(Meßprinzip: optisch) (5),

Konitest Staubgehaltsmeßanlage mit Metallwirbelkammer und Erregerrohr aus Kohle

(Meßprinzip: kontaktelektrisch) (6), (7),

Beta-Staubmeter

(Meßprinzip: Absorption von Beta-Strahlen durch die auf einem Filterband abgeschiedene Staubschicht) (8), (9).

Von diesem Gerät wurden zwei Bauformen erprobt.

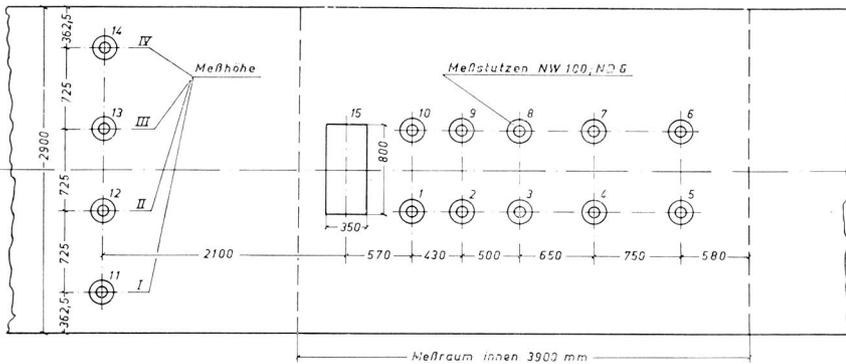


Abb. 4. Meßöffnungen am Kanal

Nr. 3 Durag-Gerät, Nr. 4 Sick-Gerät, Nr. 5 Konitest, Nr. 6 Gasanalyse, Nr. 11, 12, 13 und 14 Gravimetrische Vergleichsmessungen, Nr. 15 Beta-Staubmeter

Vom physikalischen Meßprinzip her zeigt nur das Beta-Staubmeter etwa massenproportional an. Bei den optischen Geräten wirken außer der Staubkonzentration noch Korngröße, Ausbrand, Farbe und Brechungsindex des Staubes auf den Meßwert ein, während beim kontaktelektrischen Gerät außer der Korngröße die Dielektrizitätskonstante der Partikeloberfläche in den Meßwert eingeht.

Die Verteilung der Geräte an dem zur Verfügung stehenden Kanalstück geht aus Abbildung 4 und 5 hervor; die Reflektoren zu den optischen Geräten befinden sich jeweils an den zugeordneten Stutzen der Kanalrückseite. Das Beta-Staubmeter in einer neueren Ausführungsform zeigt Abbildung 6.

3.1 Durag-Gerät

Als Meßprinzip wird die Durchlicht-Methode in einer Kompensationsschaltung angewendet. Die Schwächung eines Lichtstrahles innerhalb eines Rauchgas-bzw. Staubkanales stellt nach Kalibrierung ein Maß dar für die Rauch- bzw. Staubbichte im Kanal.

Das Licht einer Sendelampe wird nach Passieren eines Farbfilters durch eine rotierende Modulatorscheibe abwechselnd in einen Meß- und Vergleichslichtstrahl geteilt und unterbrochen. Der Meßlichtstrahl durchquert den Rauchgaskanal und wird vom Meß-Tripelspiegel des Reflektors in sich selbst zum Gerät zurück-

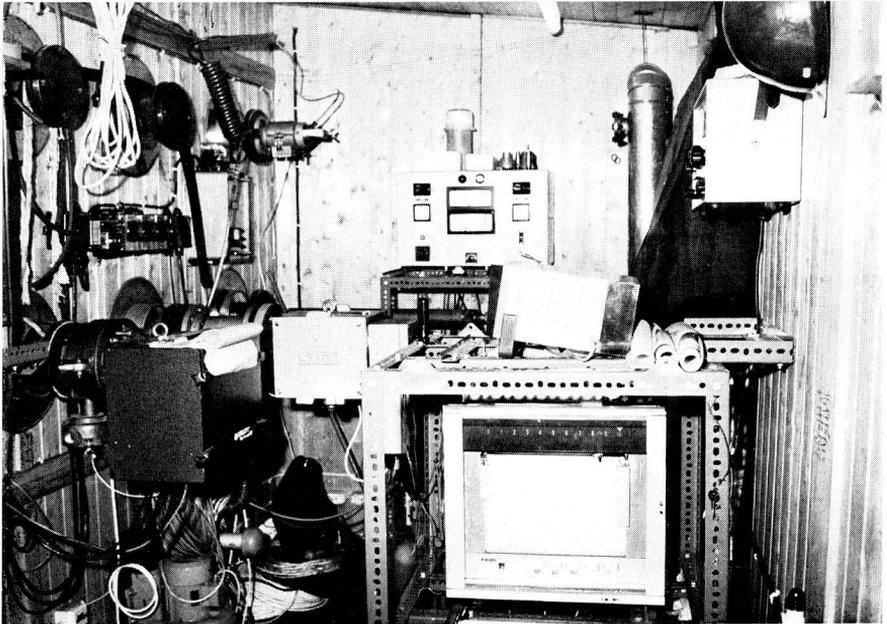


Abb. 5. Innenansicht des Meßraumes
links vorn Durag-Gerät, links hinten Sick-Gerät, Mitte hinten Konitest, rechts vorn
24-Kanal-Punktdrucker

geworfen. Der Vergleichslichtstrahl durchläuft nur eine Strecke innerhalb des Meßgerätes bis zum Vergleichslicht-Tripelspiegel und wird in sich selbst zurückgeworfen. Beide zurückgeworfenen Lichtstrahlen werden durch teildurchlässige Spiegel auf einem Fotoelement vereinigt. An dessen Ausgangsklemmen entsteht ein Impulszug, wobei aufeinanderfolgende Impulse den beiden Lichtwegen zugeordnet sind. Nach entsprechender Verstärkung werden die Impulse phasenabhängig getrennt. Die dazu notwendige Phasenweiche wird von einer durch die Modulatorscheibe beeinflussten Licht-Schalteneinrichtung gesteuert. Am Ausgang der Phasenweiche stehen die dem Meß- und Vergleichslichtstrahl zugeordneten Signale zur Verfügung. Nach deren Gleichrichtung wird die Differenz dieser Spannungen einem Meßmotor zugeführt. Dieser dreht einen kreisringförmigen Graukeil in den Vergleichslichtstrahl, bis die Intensitäten beider Lichtstrahlen gleich sind; er ist außerdem mit einem Meßpotentiometer gekuppelt. Dessen Stellung bildet den Meßwert und ist ein Maß der Lichtschwächung in der Meßstrecke.

Durch die Verwendung von Wechsellicht stört möglicher Fremdlichteinfall nicht. Die niedrige Frequenz des Wechsellichtes bewirkt indirekt eine Dämpfung der Anzeige schneller Konzentrationsänderungen im Rauchgaskanal.

3.2 Sick-Gerät

Als Meßprinzip wird die Durchlicht-Methode in einer Kompensationsschaltung angewendet. Die Schwächung eines Lichtstrahles innerhalb eines Rauchgaskanales stellt nach Kalibrierung ein Maß für die Rauch- bzw. Staubbichte im Kanal dar.

Das Licht einer Sendelampe wird in einen Meß- und Vergleichslichtstrahl geteilt und nach Passieren von Farbfiltern durch 2 Teilkreise einer von einem

Synchronmotor angetriebenen Modulatorscheibe geworfen. Diese moduliert den Meßlichtstrahl mit 1500 Hz, den Vergleichslichtstrahl mit 2400 Hz. Der modulierte Meßlichtstrahl durchdringt den Rauchgaskanal und wird vom Meßlichtreflektor (Tripelspiegel) in sich selbst zurückgeworfen. Der modulierte Vergleichslichtstrahl durchläuft eine rauchfreie Luftstrecke im Meßkopf und wird vom Vergleichslichtreflektor (Tripelspiegel) in sich selbst zurückgeworfen. Beide zurückgeworfenen Teillichtströme werden über teildurchlässige Spiegel auf ein Photo-

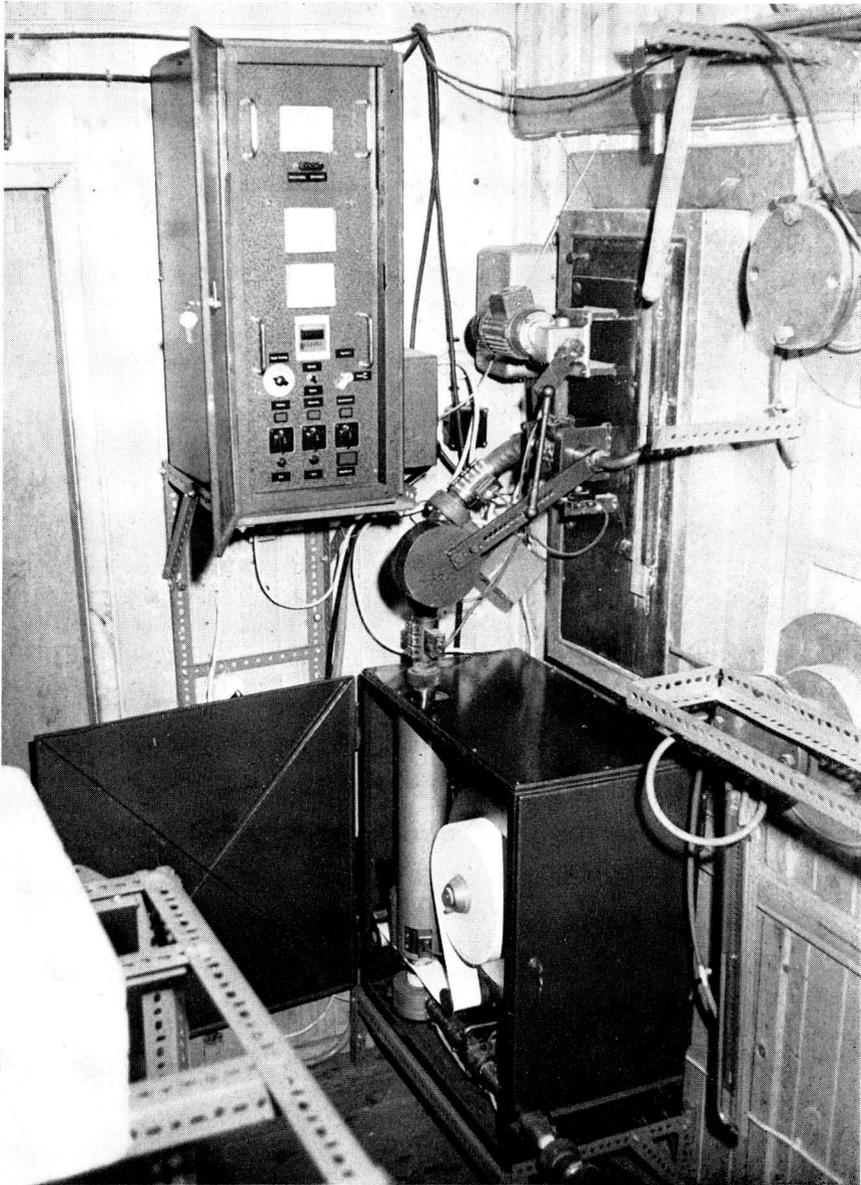


Abb. 6. Beta-Staubmeter

element geworfen und beide entstehenden Signale in einem gemeinsamen Vorverstärker verstärkt. Sie gehen gemeinsam weiter über einen Regelverstärker und werden anschließend in Frequenzweichen, die aus Bandfiltern bestehen, getrennt. Das Meßlichtsignal wird weiter über einen Endverstärker mit nachfolgender Gleichrichtung — einem Delogarithmier-Netzwerk zur Linearisierung — dem Anzeige-Instrument zugeführt. Das Vergleichslichtsignal wird über einen gleichen Endverstärker, wie er für das Meßlichtsignal verwendet wird, mit nachfolgender Gleichrichtung dem Regelnetzwerk (Soll-Istwert-Vergleich) zugeführt. Über eine Leitung steuert das Regelnetzwerk den zu beiden Signalspannungen gehörigen Regelverstärker. Der gemeinsame Regelverstärker hält das Vergleichslichtsignal konstant. Der Betrag des Meßlichtsignals stellt somit den Quotienten beider Signale dar.

Durch die Verwendung von Wechsellicht stört Fremdlichteinfall nicht. Mit den relativ hohen Frequenzen von Vergleichs- und Meßlichtstrahl folgt das Gerät gut den möglichen schnellen Änderungen im Rauchgaskanal. Unter Umständen ist eine Dämpfung des Anzeigeinstrumentes durch Kondensatoren notwendig.

3.3 Konitest

An einer repräsentativen Stelle im Rauchgaskanal wird ein Teilgasstrom geschwindigkeitsgleich entnommen und der Staubmeßkammer im Konitest zugeführt. Im Gerät wird mittels eines Leitapparates (Wirbelkammer) der staubhaltige Gasstrom in schraubenlinienförmigen Bahnen durch das Erregerrohr gezwungen. Dieses ist gegen Masse hochisoliert, temperiert und besteht aus einem Stoff hoher kontaktelektrischer Ergiebigkeit, in unserem Falle aus Spezialkohle. Durch die kontaktelektrische Wechselwirkung zwischen Staubteilchen und Erregerrohr läßt sich ein Strom über den Eingangswiderstand eines hochohmigen Meßverstärkers gegen Masse abnehmen, welcher von der Ladung getragen wird. Der verstärkte Ableitstrom stellt nach Kalibrierung ein Maß für den Staubgehalt des zu untersuchenden Gases dar. Das Konitest spricht sehr schnell und empfindlich auf Staubgehaltsänderungen an, so daß zur Beruhigung der Anzeige meistens eine Dämpfung (Gegenkopplung des Meßverstärkers) notwendig wird.

3.4 Beta-Staubmeter

Im Rauchkanal wird an repräsentativer Stelle ein Teilstrom isokinetisch abgesaugt und der darin enthaltene Staub auf einem Glasfilterpapier niedergeschlagen. Dieses wird in entsprechenden Zeitintervallen von einer Vorratsrolle über eine Beaufschlagungsstelle und dann über eine radioaktive Quelle zu einer Aufwickelvorrichtung transportiert. Über der Strahlungsquelle ist ein Geiger-Müller-Zählrohr als Empfänger angeordnet; die Aktivität des strahlenden Präparats liegt unterhalb der zulässigen Freigrenze. Die Schwächung der durch ein und dieselbe Teilfläche tretenden Beta-Strahlung wird vor und nach der Staubbeaufschlagung jeweils als Meßwert zwischengespeichert. Durch Quotientenbildung aus beiden Werten wird ein analoges Ausgangssignal gewonnen, das ein Maß für die abgeschiedene Staubmasse ist. Diese Massenbestimmung ist der gravimetrischen Messung prinzipiell gleichzusetzen; unvermeidliche Unterschiede im Filterpapier werden durch die Differenzmessung eliminiert.

Entsprechend der isokinetischen Absaugung wird der benötigte Volumendurchfluß des Gases während der Bestäubung durch einen Regler über die Absaugezeit konstant gehalten. Dieser Regler gleicht den sich erhöhenden Strömungswiderstand des Filterpapiers während der Bestäubung aus.

Es wird also aus bekannter Staubmasse und Gasmenge sofort ein Maß für die Staubkonzentration im Gas zur Anzeige gebracht. Es sei jedoch darauf hingewiesen, daß Beaufschlagungs-, Transport- und Meßzeiten nur ein quasikontinuierliches Meßverfahren bedingen.

3.5 Schaltschema und weitere Meßgrößen

Außer den Meßwerten für die Staubkonzentration werden folgende Meßgrößen erfaßt und durch einen 24-Punkt-Drucker registriert:

- Rauchgastemperatur im Kanal
- Zwei Temperaturen innerhalb des Sick-Gerätes
- Eine Temperatur im Punktdrucker
- Elektrofilterstrom Vorreinigung
- Elektrofilterstrom Nachreinigung
- Hochstabile Vergleichsspannung zu Kalibrier- und Kontrollzwecken
- Null-, Eich- bzw. Kontrollwerte des Sick- und Durag-Gerätes.

Diese Meßwerte werden mit unterschiedlicher Häufigkeit in Anpassung an die Schnelligkeit und Größe ihrer jeweiligen Schwankungen gedruckt. Außerdem wird unabhängig davon mittels einer Randmarkierung auf dem Registrierstreifen der zeitliche Verlauf der gravimetrischen Staubmessung erfaßt. Über Zeitrelais, welche mit der gravimetrischen Staubmessung gekoppelt sind, wird sichergestellt, daß während einer Staubmessung keine Einblendung von Null- und Eich- bzw. Kontrollpunkten der lichtelektrischen Staubmeßgeräte Sick und Durag erfolgen kann, sondern erst nach jeder Messung.

Zur Sicherstellung des ordnungsmäßigen Arbeitens der Elektronik in den Meßgeräten bei den herrschenden großen Netzspannungsschwankungen zwischen 180 und 240 V dient ein Wechselspannungsstabilisator. Damit wird eine Versorgung der elektronischen Teile mit einer Netzspannung von $220 \text{ V} \pm 1 \text{ V}$ gewährleistet. Größere Leistungsverbraucher wie Saugzüge, Pumpen, Heizungen etc. werden aus dem unstabilisierten Netz gespeist.

Bedingt durch die große Entfernung zwischen Elektrofiltern und Registriergerät ist eine direkte Messung der Filterströme nicht ohne weiteres möglich. Die Erfassung erfolgt über Meßverstärker, mit welchen gleichzeitig die erwünschte Trennung von Filterstrom- und Meßkreis erreicht wird. Als Meßverstärker werden volltransistorisierte Kompensations-Zerhacker-Verstärker in Lindeck-Rothe-Schaltung benutzt, welche für die Verstärkung von Gleichspannungen und Wechselspannungen niedriger Frequenz geeignet sind. Diese Schaltung in Verbindung mit sonstigen Maßnahmen und dem hohen Gegenkopplungsgrad ergeben einen hohen Eingangswiderstand und zum anderen einen eingepprägten Strom im Ausgang. Durch das Zerhackerprinzip ist nur eine sehr kleine Drift vorhanden.

Die Erfassung der Meßwerte, soweit sie als elektrische Signale vorliegen, erfolgt auf einem 24-Kanal-Kompensationspunktdrucker. Eine gute Anpassung an die für jede Meßstelle gegebenen Bedingungen ist durch folgende Möglichkeiten und apparative Eigenschaften gegeben:

- Freizügigkeit der Kanalbelegung.
- Wählbare Punktfolge von 2, 5, 10 oder 20 Sekunden.
- Wählbarer Papiervorschub von 20, 60, 100, 120, 240, 300, 600 oder 1200 mm/h.
- Automatische Meßbereichsumschaltung auf maximal 3 verschiedene Meßbereiche.
- Eingebaute Vergleichsstellenkompensation für Thermolemente.

Kurze Einstellzeit von etwa 0,8 Sekunden für die volle Skalenlänge mit kritisch einstellbarer Dämpfung des Meßwagens gegen Überspringen. Hoher Eingangswiderstand (größer als $2\text{ M}\Omega$) im abgeglichenen Zustand. Kleiner Meßfehler von 0,25 % der jeweiligen Meßbereichsspanne. Zeitgleiche unabhängige Randmarkierungen.

Der 24-Kanal-Kompensationspunktdrucker wird mit einer Punktfolge von 2 Sekunden und einem Papiervorschub von 1200 mm/h betrieben.

Der Einsatz von zwei gleichen 24-Kanal-Kompensationspunktdruckern war nicht möglich, da durch Störanfälligkeit ein Gerät fast immer ausfiel und der Herstellerfirma zur Überholung gegeben werden mußte. Die Schaltung der Gesamtanlage geht aus Abbildung 7 hervor.

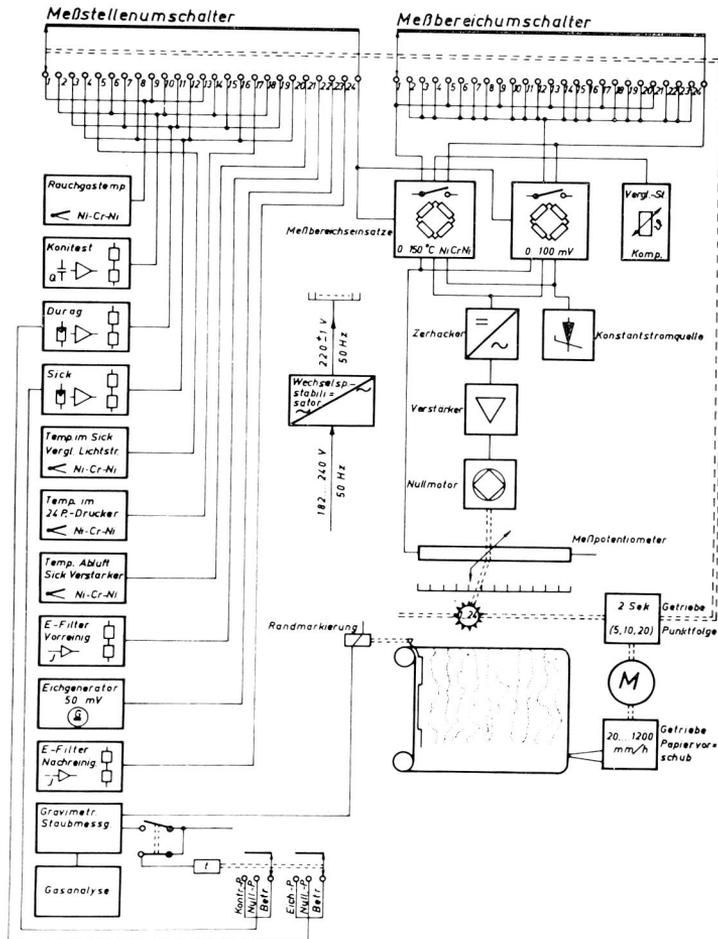


Abb. 7. Schaltschema

3.6 Diskontinuierliche gravimetrische Staubgehaltsmessung nach VDI-Richtlinie 2066 (10)

Im Teilgasstrom-Entnahmeverfahren wird an repräsentativer Stelle im Rauchgaskanal unter Berücksichtigung geschwindigkeitsgleicher Absaugung eine

mit der Gasuhr erfaßte Menge durch die im Entnahmesondenkopf auswechselbar eingebaute Extraktionshülse gesaugt. Unter Berücksichtigung der Betriebsverhältnisse im Kanal, in der Gasuhr und der Sondenöffnung wird durch Trocknung und Wägung der Extraktionshülsen vor und nach dem Versuch die aufgefangene Staubmenge auf den Staubgehalt in g/Nm^3 umgerechnet. Die repräsentative Stelle im Rauchgas- bzw. Staubkanal muß vorher durch Netzmessungen der Geschwindigkeits- und Staubverteilung ermittelt werden. Zur Bestimmung der Betriebsverhältnisse im Kanal ist das Erfassen von Temperatur, Gasdichte (Gasanalyse), Gasfeuchtigkeit, Druck- und Geschwindigkeitsverhältnissen notwendig. Ebenso müssen die Betriebsverhältnisse in der Gasuhr (Druck, Temperatur, Gasdichte und -feuchtigkeit) erfaßt werden. Vor- und Nachtrocknung sowie Wägung der Extraktionshülsen lassen die Ergebnisbildung erst nach entsprechender Zeit zu. Das Verfahren liefert den mittleren Staubgehalt während der Meßdauer. Eine Auflösung in die im Rauchgaskanal herrschenden schnellen Schwankungen ist nicht möglich.

3.7 Probemessungen

3.7.1 Auswertung

Um einen möglichst weiten Bereich der Staubkonzentration zu erfassen, wurden Kalibriermessungen bei 3 verschiedenen Betriebszuständen des Kessels durchgeführt:

- | | |
|--|-----------------------------------|
| a) Voll-Last mit Rußblasen | } Maschinenleistung 90 bis 100 MW |
| b) Voll-Last ohne Rußblasen | |
| c) minimale Bensonlast, Maschinenleistung etwa 40 bis 45 MW (Nachtbetrieb) | |

Mit dem gravimetrischen Staubmeßgerät wird jeweils in Kanalmitte der Meßhöhe II 5 Minuten lang Gas abgesaugt und die in der Extraktionshülse gesammelte Staubmenge in bekannter Weise auf die Staubkonzentration an der Absaugestelle umgerechnet. Der Wert wird zu den 5-Minuten-Mittelwerten der Geräteanzeigen in Beziehung gesetzt; diese werden für jedes Gerät aus über 30 Einzelmeßwerten gewonnen.

Die Kalibrierkennlinien wurden aus den Meßwerten durch Regressionsanalyse berechnet. Als Toleranzgrenzen gelten die Grenzen des Bereiches, in dem mit der statistischen Sicherheit 0,95 der Anteil von 95 % aller Einzelwerte liegt.

3.7.2 Ergebnisse

Abbildung 8 zeigt die Regressionsgeraden für zwei optische (Gerät Nr. 1 und 2) und ein kontaktelctrisches Meßgerät (Gerät Nr. 3). Die Kalibrierkennlinien wurden für die oben besprochenen drei verschiedenen Kesselbetriebszustände getrennt bestimmt, außerdem wurde (dick ausgezogen) eine Regressionsgerade unter Verwendung aller Meßwerte berechnet. Es fällt auf, daß bei den optischen Geräten die Regressionsgeraden für die verschiedenen Betriebszustände stark voneinander und von der Gesamtkennlinie abweichen. Bei dem kontaktelctrischen Gerät ist dagegen eine recht gute Übereinstimmung der Kennlinien festzustellen.

Nach unserer Meinung sollte ein Gerät für die Registrierung staubförmiger Emissionen im Sinne der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft nur von der Staubkonzentration und nicht vom Betriebszustand des Kessels abhängen. Wollte man z. B. die Zeiten, in denen Ruß geblasen wird, bei der Beurteilung der Emission eines Kraftwerks außer Betracht lassen, so wäre dies bei der oft recht langen Blasdauer zum Nachteil der Umgebung des betreffenden Werkes. Es muß

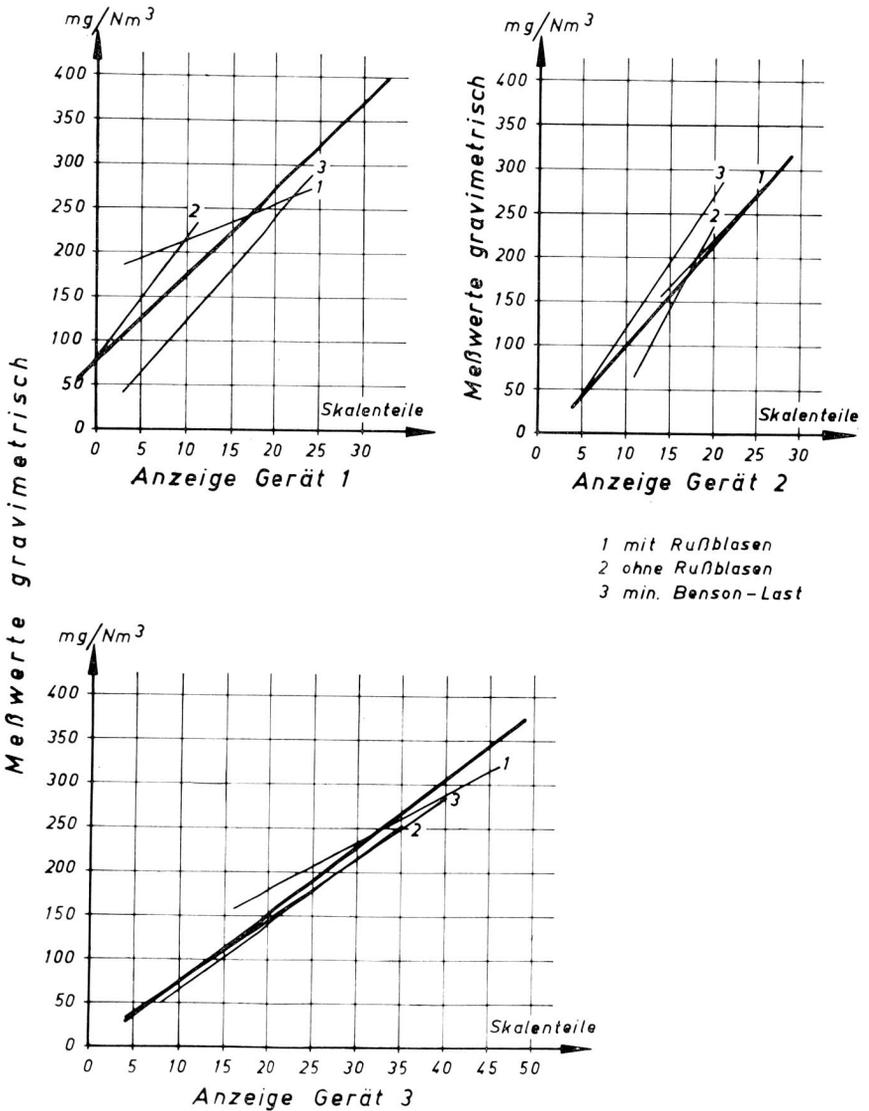


Abb. 8. Kalibrierkennlinien
Gerät 1 Durag-Gerät, Gerät 2 Sick-Gerät, Gerät 3 Konitest.
Dick ausgezogene Gerade = gemeinsame Auswertung aller Betriebszustände

daher hier die Folgerung gezogen werden, daß von den untersuchten Geräten das kontaktelektrische für den vorliegenden Anwendungsfall am besten geeignet ist. Das gleiche Urteil ergibt sich auch bei Berücksichtigung der einfachen Wartung und des störungsfreien Betriebes.

Einen Überblick über die Breite der Toleranzzonen bei den unter Verwendung aller Meßwerte berechneten Kalibrierkennlinien gibt Abbildung 9. Hier sind auch zwei Probemessungen mit dem Beta-Staubmeter enthalten (Gerät 4 und 4 a). Trotz der sehr begrenzten Anzahl von Testmessungen ist aber bereits zu erkennen,

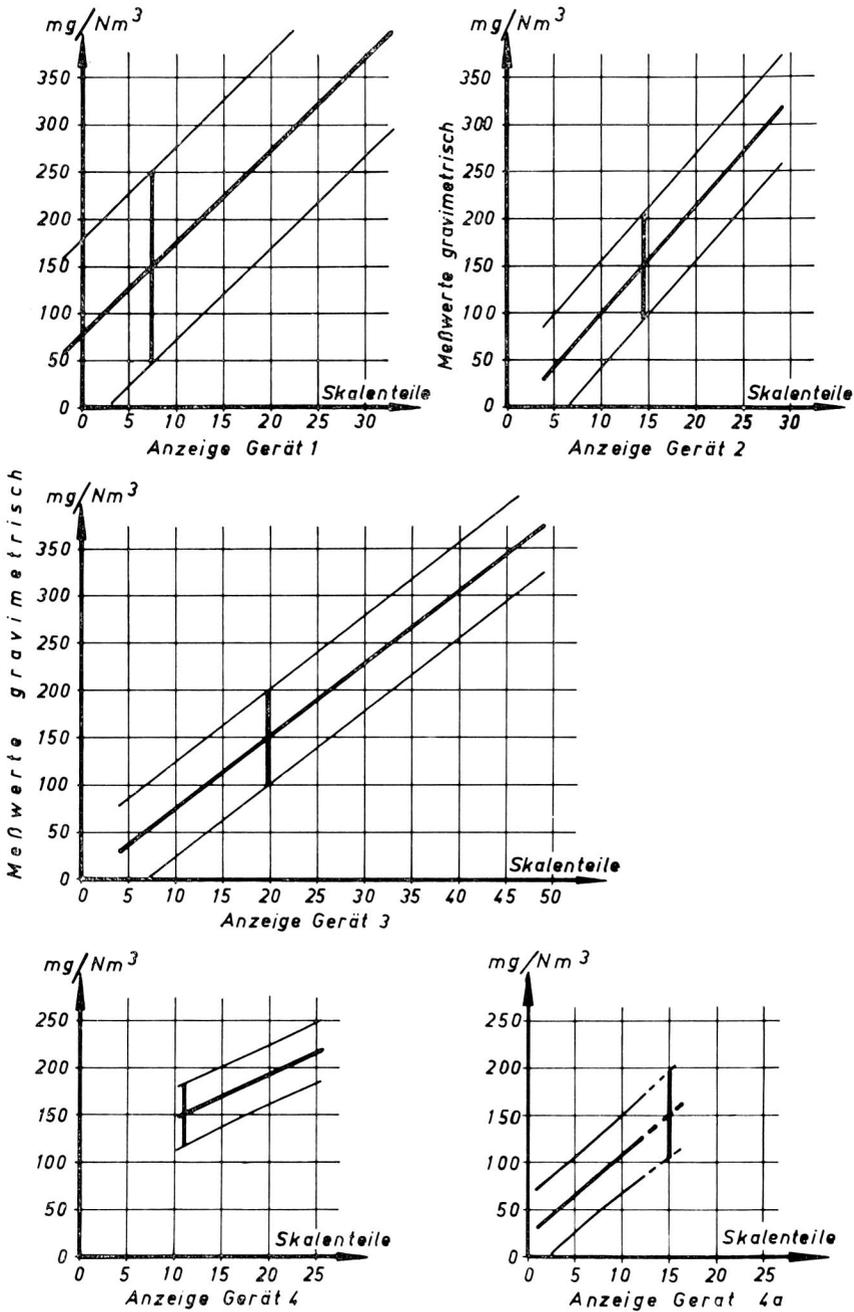


Abb. 9. Kalibrierkennlinien, gemeinsam für alle Betriebszustände berechnet, mit Toleranzbereichen
 Geräte 1 bis 3 siehe Abbildung 8; Gerät 4 = Beta-Staubmeter, erste Bauform,
 Gerät 4a = Beta-Staubmeter, zweite Bauform



Abb. 10. Messung der Zusammensetzung des Rauchgases mit dem ORSAT-Apparat

daß das Gerät nach Beseitigung der bis jetzt noch zahlreichen Störquellen optimistisch beurteilt werden darf. Die Breite des Toleranzbereichs von Gerät 2 (optisch mit Spülluftgebläse) und Gerät 3 (Konitest) ist ungefähr gleich groß. Der Toleranzbereich beim Gerät 1 (optisch ohne Spülluftgebläse) ist deutlich größer, was auf die durch das Fehlen der Spülluft verursachte Verschmutzung der optischen Flächen zurückgeführt wird.

In Tabelle 2 wird eine Übersicht über die bei den einzelnen Geräten durchgeführte Anzahl der Messungen, den berechneten Korrelationskoeffizienten und die Breite des Toleranzbereichs bei einer mittleren Emissionskonzentration von 150 mg/Nm^3 gegeben.

Tabelle 2

	Gerät				
	optisch		Kontakt- elektrisch	Beta-Staubmeter	
	Durag 1	Sick 2		4	4a
Anzahl der Messungen	312	292	312	29	43
Korrelationskoeffizient	0,63	0,87	0,92	0,94	0,81
Toleranz bei $y = 150 \text{ mg/Nm}^3$	$\pm 68 \%$	$\pm 39 \%$	$\pm 33 \%$	$\pm 22 \%$	$\pm 31 \%$

4. Gasmessungen

4.1 Messung der Zusammensetzung des Abgases

Zur Bestimmung der Staubkonzentration aus den gravimetrischen Vergleichsmessungen (Kap. 3.6) ist es nötig, die Dichte des Rauchgases zu kennen; diese ist aus seiner chemischen Zusammensetzung berechenbar. Das Gas wird über die Vorrichtung, wie sie in Abbildung 11 dargestellt ist, dem Rauchkanal entnommen, der prozentuale Anteil der Komponenten (CO_2 , O_2 , Restgas) wird durch selektive Absorption mit dem ORSAT-Apparat gemessen (Abb. 10).

Je nach Betriebszustand schwankte der CO_2 -Anteil zwischen 12,9 und 14,5 %, der O_2 -Anteil zwischen 4,1 und 6,8 %, der CO-Gehalt lag stets unter 1 %.

4.2 SO_2 -Messungen

4.2.1 Allgemeines

Alle natürlichen flüssigen und festen Brennstoffe enthalten Schwefel. Der Anteil beträgt bei Heizölen 0,5 bis 5 %, bei Kohlen 0,2 bis 1,5 % (bei einigen sogar bis 5 %); bei der Verbrennung wird dieser Schwefel weitgehend zu SO_2 oxydiert. In der Bundesrepublik werden jährlich über 4 Mio. Tonnen Schwefeldioxid emittiert. Dadurch entstehen Immissionen, die Pflanzen und Materialien schädigen können.

Die Entschwefelung von Rauchgasen ist letztlich ein wirtschaftliches Problem. Es sind zahlreiche Verfahren entwickelt worden, die aber bisher alle finanziell noch so aufwendig sind, daß sie den Betreibern nicht generell zugemutet werden können; das gleiche gilt für die Entschwefelung der Brennstoffe.

Im Falle überhöhter SO_2 -Immissionen können die emittierenden Betriebe verpflichtet werden, durch Einschränkung der Produktion oder Verwendung schwefelärmerer Brennstoffe den SO_2 -Auswurf herabzusetzen.

Wie in der Einleitung erwähnt, soll die SO_2 -Konzentration des Abgases bei großen Feuerungsanlagen durch kontinuierlich messende und registrierende Geräte überwacht werden. In dem in Kapitel 2 beschriebenen Meßstand werden auch die auf dem deutschen Markt befindlichen Geräte dieser Art auf ihre Betriebstüchtigkeit hin untersucht.

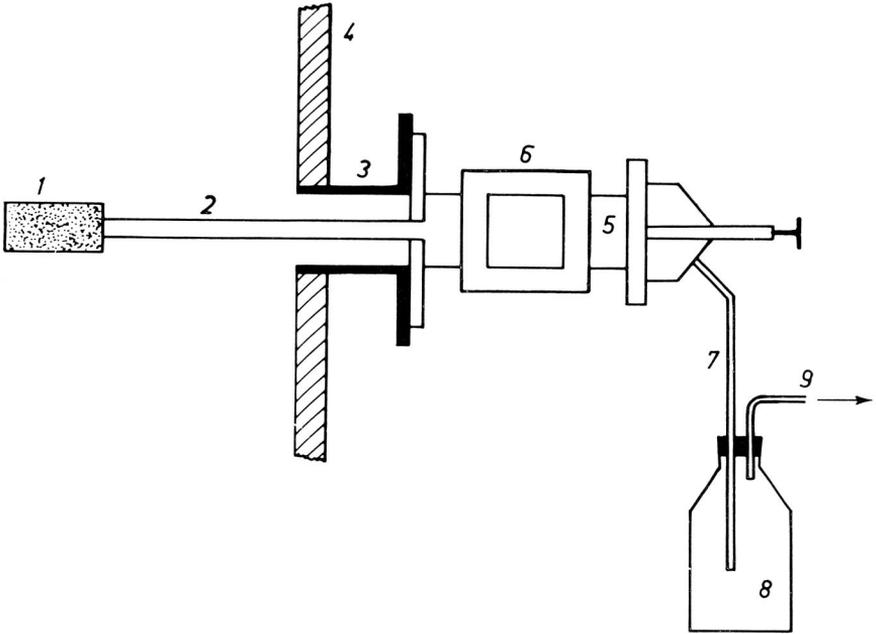


Abb. 11. Schema der Gasentnahme
 1. Keramikfilter im Kanal, 2. Entnahmesondenrohr, 3. Durchführung mit Flansch, 4. Kanalwand, 5. Gasentnahmesonde mit Außenfilter, 6. Heizung für Sondengehäuse
 7. Gasleitung, 8. Flasche zur Abscheidung von Kondenswasser, 9. Gasaustritt

4.22 Chemische Handanalyse

Die Geräteanzeigen werden mit Werten verglichen, die durch chemische Handanalyse gewonnen werden; hierzu dient die Jod-Thiosulfat-Methode. Sie wurde im Labor gründlich untersucht und lieferte sehr gute Ergebnisse. Das SO_2 wurde hier aus gewogenen Mengen Pyrosulfit mit Schwefelsäure in Freiheit gesetzt oder aus Druckgasflaschen mit N_2 - SO_2 -Gemischen abgezogen; im letzteren Fall wurde das Volumen mit einem Experimentiergaszähler (Fa. Elster) gemessen.

Im Meßstand des Kraftwerkes wird das Abgas mit einer Entnahmevorrichtung der Fa. Hartmann & Braun dem Kanal entnommen (Abb. 11). Der weitere

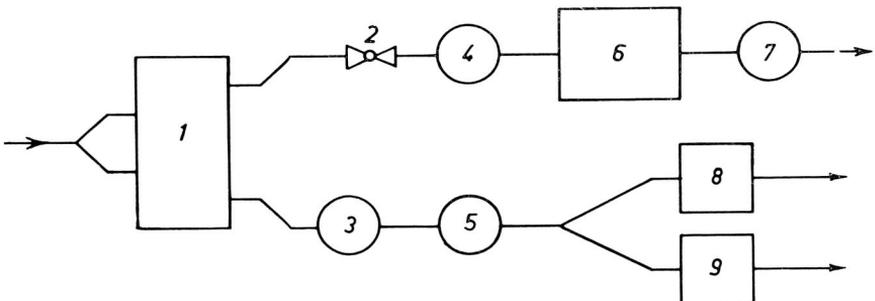


Abb. 12. Schema des Gasweges
 1. Meßgaskühler, 2. Absperrhahn, 3. Membranfilter, 4. und 5. Pumpen,
 6. Absorptionsapparatur, 7. Gasuhr, 8. URAS, 9. UNOR

Gasweg ist aus Abbildung 12 ersichtlich; nach Öffnen des Hahnes wird das Gas durch Anschalten der Pumpe in die Absorptionsapparatur gedrückt. Seit einiger Zeit wird hier mit Erfolg eine neu entwickelte Anordnung verwendet (11).

Eine Reihe von Messungen zeigte, daß der SO_2 -Gehalt des Abgases zwischen 500 und 700 ppm liegt, das sind etwa 1,5 bis 2 g/Nm³. Der Vergleich mit den registrierenden Geräten erfolgt so, daß der in einer bestimmten Meßzeit — in der Regel 10 Minuten — durch Handanalyse gewonnene SO_2 -Wert in Beziehung gesetzt wird zum Mittelwert der Geräteanzeige während dieses Zeitraumes; dieser Wert wird durch grafische Integration der Registrierkurve gewonnen.

4.23 Automatische SO_2 -Meßgeräte

Es sind bereits zwei Geräte im Meßstand montiert (URAS und UNOR), andere sind zur Prüfung vorgesehen; die Registrierung erfolgt mit dem in Kapitel 3.5 beschriebenen 24-Kanal-Kompensationspunktdrucker. Der Gasweg von der Entnahmesonde zu den automatischen Geräten ist aus Abbildung 12 ersichtlich. Er führt durch einen Kühler, ein Membranfilter und eine Pumpe, die das Gas in die Analysatoren drückt. Der Meßgaskühler dient dazu, das Gas mit nur geringem Wassergehalt in die Geräte eintreten zu lassen.

Beim URAS (Hartmann & Braun) wird eine ultrarote Strahlung entsprechend der Konzentration des SO_2 geschwächt und diese Schwächung in einen elektrischen Strom umgesetzt. Der UNOR (Maihak AG) arbeitet nach demselben Prinzip, unterscheidet sich jedoch in Strahler- und Empfängeranordnung vom vorgenannten.

Ebenfalls nach dem photometrischen Prinzip arbeiten das OKOMETER (Withof KG) und das UVAMETER (Bran & Lübbe); für die Analyse benutzt man hier jedoch die Schwächung von Licht im UV-Bereich.

Zwei weitere Geräte benutzen eine chemische Reaktion zur SO_2 -Bestimmung. Im MIKROGAS MSK-Analysator (Wösthoff oHG) wird das SO_2 mit H_2O_2 oxydiert; als Meßgröße dient die durch die Schwefelsäure bewirkte Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit. Der COLOR-ADOS-Gasanalysator (Ados GmbH) ist ein kontinuierlich arbeitendes Colorimeter. Das zu messende SO_2 reduziert einen Teil des gelösten $\text{Cr}_2\text{O}_7^{--}$ zu Cr^{+++} , was durch partielle Umfärbung der Lösung von orange nach grün eine Zunahme der Extinktion bewirkt.

Über die Ergebnisse der vergleichenden SO_2 -Messungen wird zu gegebener Zeit berichtet werden.

5. Zusammenfassung

Es wird über Aufbau und Einrichtung eines Meßstandes berichtet, der es gestattet, hinter einem steinkohlegefeuerten Dampfkessel Meß- und Registriergeräte für Staub- und Gasemissionen zu untersuchen.

Aus den Ergebnissen einiger Testmessungen geht hervor, daß einige der im Handel befindlichen Staubmeßgeräte — allerdings mit unterschiedlicher Genauigkeit und Betriebssicherheit — zur Überwachung großer Feuerungsanlagen herangezogen werden können.

6. Literatur

1. Bundesminister für Gesundheitswesen: Allgemeine Verwaltungsvorschriften über genehmigungsbedürftige Anlagen nach § 16 der Gewerbeordnung (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 8. September 1964. Gemeinsames Ministerial-BL 15 (1964), Nr. 26, 433—448.

2. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft: VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.
3. Der Bundesminister für Gesundheitswesen: Bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen aus Anlagen nach § 16 der Gewerbeordnung; Richtlinien für die Eignungsprüfung und den Einbau fortlaufend aufzeichnender Emissionsgeräte in Feuerungsanlagen mit einer Wärmeleistung von 100 Gcal/h und darüber. Gemeinsames Ministerial-BI. 19 (1968), Nr. 25, 365—366.
4. FRANZKY, U.: Photoelektrische Rauch- und Staubbichtemeßgeräte. Wasser, Luft und Betrieb (1966), Heft 1, 11—17.
5. MÜLLER, H.: Photoelektrische Rauch- und Staubbichtemessung nach einer Zweistrahl-Kompensationsmethode. Keramische Zeitschrift 12 (1963), 760—762.
6. PROCHAZKA, R.: Registrierende Staubbmessung mit dem Konitest. Staub 26 (1966), Nr. 5, 202—206.
7. SCHÜTZ, A.: Registrierendes kontaktelektrisches Staubbmeßgerät mit logarithmischer Anzeige. Staub 26 (1966), H. 5, 198—201.
8. DRESIA, H., P. FISCHÖTTER und G. FELDEN: Kontinuierliches Messen des Staubgehaltes in Luft und Abgasen mit Beta-Strahlen. VDI-Zeitschrift 106 (1964), Nr. 24, S. 1191.
9. BENARIE, M., und D. BODIN: Mise au point et essais d'utilisation d'un appareil continu pour la mesure de poussières par absorption de rayons beta. Pollution Atmosphérique, 1967, No. 35, 147—155.
10. VDI-Richtlinie 2066, Mai 1966; Leistungsmessungen an Entstaubern.
11. NAGEL, R., und K. JANDER: Eine Absorptionsapparatur zur Gasanalyse (in Vorbereitung).

Dr.-Ing. H. SCHNITZLER
Ing. O. MAIER
Dr.-Ing. K. JANDER
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Bestimmung von Spurenkonzentrationen Strontium-90 in natürlichen Wässern

Von R. WOLTER und U. BÄHN

Im Laboratorium für Radioaktivitätsuntersuchungen (Leiter: Direktor und Professor Dr. K. AURAND) bestand nach den Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre bis 1962 besonderes Interesse an der Wanderung des Sr-90 im Wasserkreislauf [1,2]. Bei diesen Untersuchungen zeigte sich, daß auch in Grund- und Quellwässern Sr-90 in Spurenkonzentrationen auftrat, obwohl zu erwarten war, daß diese Wasservorkommen durch ihre Deckschichten vor einer Beeinflussung durch Sr-90, das ausschließlich von der Oberfläche zugeführt wird, geschützt seien.

Bei der Untersuchung hydrologischer Fragen, wie z. B. Grundwasserneubildung, Anteil von uferfiltriertem Oberflächenwasser an einem Grundwasser oder Beeinflussung eines Grundwassers durch Verunreinigungen von der Oberfläche her, werden Radionuklide, die durch natürliche Vorgänge in der Atmosphäre gebildet und deshalb nur mit Niederschlägen der Erdoberfläche zugeführt werden, als Indikatoren benutzt. In erster Linie bedienen sich solche Untersuchungen der Nuklide H-3 und C-14.

Der Verwendung dieser Nuklide sind jedoch relativ enge Grenzen gesetzt. H-3 kann aus Wasser nur durch eine aufwendige Isotopentrennung angereichert werden, bei der im allgemeinen eine Anreicherung um den Faktor 10 bis 10^3 möglich ist. Die Anreicherung von C-14 aus natürlichen Wässern kann auf chemischem Wege vorgenommen werden, sie kann jedoch ebenfalls nicht beliebig weit getrieben werden, weil das C-14 hierbei immer durch eine relativ große Menge inaktiven Kohlenstoffs verdünnt anfällt und somit die spezifische C-14-Aktivität des Meßpräparats nicht über den in der Natur vorgegebenen Grad hinaus gesteigert werden kann.

Das bei den Kernwaffenversuchen bis 1962 in die Atmosphäre gelangte Sr-90 wird, ebenso wie H-3 und C-14, ausschließlich mit Niederschlägen der Erdoberfläche zugeführt und kann deshalb die gleichen Indikatoraufgaben wie diese Nuklide erfüllen. Da sich sein Folgeprodukt Y-90 jedoch leicht auf praktisch beliebig hohe spezifische Aktivitäten anreichern läßt, kann Sr-90 in sehr viel kleineren Konzentrationen im Wasser bestimmt werden. Es wurde deshalb vorgeschlagen, dieses Radionuklid für gewisse Untersuchungen zusätzlich als natürlichen Tracer zu benutzen (1).

In Grund- und Quellwässern beträgt die Sr-90-Konzentration etwa 1 fCi je l¹) (1). Mit einer guten Low-level-Apparatur können etwa 0,5 pCi Y-90 bei einer Meßzeit von 15 Stunden auf $\pm 10\%$ genau gemessen werden. Demnach ist es für die Untersuchung eines Grundwassers notwendig, das Sr-90 aus mindestens 500 l Wasser anzureichern.

Für diesen Zweck wurde in den letzten Jahren ein Eindampfsammler (2) benutzt. Diese Art der Anreicherung erfordert jedoch viel Zeit und bedingt einen

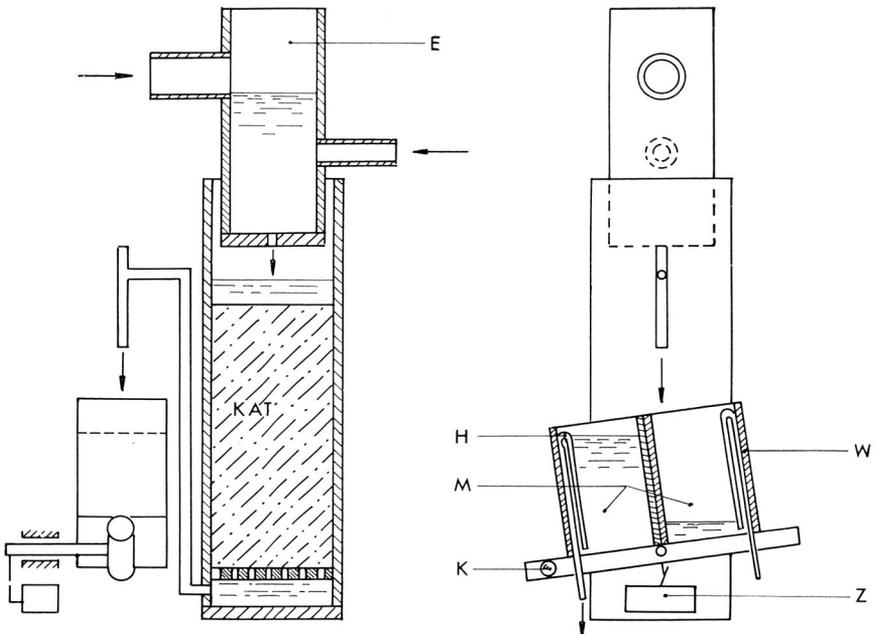
1) 1 fCi = 10^{-3} pCi = 10^{-15} Ci.

großen Aufwand an Chemikalien, die geringe Verunreinigungen von Sr-90 enthalten. Diese Verunreinigungen machten es unmöglich, eine Nachweisgrenze von weniger als 1 fCi/l zu erreichen.

Solche Schwierigkeiten lassen sich durch die hier beschriebene Bestimmungsmethode umgehen.

1. Methode

Das zu untersuchende Wasser wird über einen vorgereinigten, stark sauren Kationenaustauscher in der NH_4^+ -Form geleitet, wobei die zwei- oder mehrwertigen Kationen vom Austauscher sorbiert werden. Dazu dient das in Abbildung 1 gezeigte Gerät. Der KAT befindet sich in einer Hart-PVC-Säule mit unterem Auslauf, der seitlich bis über die Oberfläche des Austauschers hochgezogen ist. Die Dosierung des Wassers erfolgt mittels des Einlaufstückes E, das aus einem auf einer einfach durchbohrten Grundplatte aufgeschweißten Rohr mit Ein- und Auslaufstutzen besteht. In diesem Rohr bildet sich bei genügender Durchströmung eine Wassersäule konstanter Höhe aus, so daß durch die Strömungsblende in der Grundplatte ein konstanter Zulauf zu der IAT-Säule erfolgt.



Ionenaustauscher-Probenahmegerät

Zur genauen Bestimmung der durchgesetzten Wassermenge dient ein fest mit der IAT-Säule verschraubter Wasserzähler W. Wegen des geringen Durchsatzes wird ein nach dem Prinzip einer Waage arbeitender Zähler verwendet. Das abfließende Wasser läuft jeweils in eines der beiden Meßgefäße M, das durch eine im Waagebalken laufende Stahlkugel K in seiner Stellung gehalten wird. Ist eine genau bekannte Menge des einlaufenden Wassers erreicht, so wird das Gewicht der Kugel überwunden, der Waagebalken kippt, und das zweite Meßgefäß gelangt

unter den Auslauf der IAT-Säule. Die Bewegung des Waagebalkens betätigt das Zählwerk Z, das volle Meßgefäß wird durch den Heber H entleert.

Der beladene IAT wird mit AeDTE-Lösung eluiert. Dabei wird auf eine an sich mögliche Abtrennung des Strontiums von anderen Metallen verzichtet, da bei Elution bei hohen pH-Werten das Strontium konzentrierter anfällt. Aus dem Eluat wird das Strontium als SrSO_4 gefällt (3) und mit Na_2CO_3 zum Karbonat umgesetzt.

Das so abgetrennte Strontium wird durch eine BaCrO_4 -Fällung von Radium und durch eine $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -Fällung von höherwertigen Radionukliden, die als Folgeprodukte des Radiums noch anwesend sein können, gereinigt.

Die gereinigte Sr-Lösung wird mit Y-Träger versetzt und bis zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichts aufbewahrt. Dann wird das Y als Hydroxyd abgetrennt, zum Oxalat umgefällt und in dieser Form mit einer Low-level-Meßanordnung (z. B. Tracerlab CE 14) die Y-90-Aktivität, die gleich der des Sr-90 ist, bestimmt.

Die Sr-90-Ausbeute des gesamten Verfahrens wird bestimmt, indem vor der Beaufschlagung des KAT eine bekannte Aktivität Sr-85 auf den Säulenkopf gegeben und die Sr-85-Aktivität der zur Gleichgewichtseinstellung stehenden Sr-Lösung mit dieser verglichen wird. Die Bestimmung der Y-Ausbeute erfolgt komplexometrisch.

2. Arbeitsvorschrift

2.1 Chemikalien

Kationenaustauscher, z. B. Lewatit S 100, wird in die NH_4^+ -Form überführt durch Waschen mit einer Lösung von 100 g NH_4Cl und 50 ml konz. NH_4OH in 1 l Wasser bei einer spezifischen Belastung von 1 h^{-1} . Es wird gewaschen, bis im Ablauf $\text{pH} = 9$ erreicht ist. Anschließend Vorreinigung durch Waschen mit 2%iger AeDTE-Lösung (s. u.), bis im Ablauf AeDTE auftritt, anschließendes 24-stündiges Stehen unter AeDTE und Waschen, bis der Ablauf $\text{pH} = 7$ aufweist und frei von AeDTE ist.

A e D T E - L ö s u n g : Technisch reine Aethylendiamintetraessigsäure wird in konz. NH_4OH gelöst, mit 3 g Aktivkohle je kg verrührt und filtriert. Das Filtrat wird mit konz. HCl angesäuert, bis alle AeDTE ausgefallen ist, diese abfiltriert und bei 100°C getrocknet. Sie wird in konz. NH_4OH gelöst, auf 8 % (für Reinigung 2 %) AeDTE-Gehalt verdünnt und mit NH_4OH auf $\text{pH} = 10$ eingestellt.

S r - 8 5 - L ö s u n g , etwa 5 nCi/ml, 0,5 mg/ml Sr^{++} enthaltend.

S r - C l ₂ - L ö s u n g , 100 mg/ml Sr^{++} .

K o m p l e x o n - L ö s u n g , 0,02 m.

P u f f e r l ö s u n g $\text{pH} = 10$: 54 g NH_4Cl und 350 ml 25%iges NH_4OH werden auf 1 l aufgefüllt.

Y (N O ₃) ₃ - L ö s u n g , etwa 3 mg/ml Y^{+++} , gegen Komplexon-Lösung eingestellt.

M g C l ₂ - L ö s u n g , 0,02 m, gegen Komplexon-Lösung eingestellt.

2.2 Probenahme

Die IAT-Säule wird luftfrei mit 2 l Kationenaustauscher gefüllt und das zur Füllung verwendete Wasser soweit abgesaugt, daß die Oberfläche des KAT

trocken liegt. Dann werden 10 ml Sr-85-Lösung auf den KAT gegeben, das Einlaufstück aufgesetzt und mit der Beschickung begonnen. Der Durchsatz soll durch den Durchmesser der Strömungsblende auf etwa 25 l/h begrenzt sein. 2 l KAT besitzen eine Kapazität von etwa 1 500 l Wasser von 10 °d Gesamthärte. Die beladene IAT-Säule wird unter Einlegen eines Schaumstoffdeckels mit der Grundplatte des Einlaufstücks verschlossen und trockengesaugt.

2.3 Elution

Die IAT-Säule wird mit 8%iger AeDTE-Lösung bei einem Durchsatz von 1,5 l/h eluiert, wobei das Eluat in Fraktionen von 250 ml aufgefangen wird. Jede Fraktion muß durch γ -Aktivitätsmessung im Energiebereich des Sr-85 (0,51 MeV) auf ihren Sr-Gehalt untersucht werden, da das Erscheinen der Sr-Bande bei der Elution vom Beladungszustand des KAT abhängt und nicht vorausgesagt werden kann, wenn der Chemismus des zu untersuchenden Wassers nicht genau bekannt ist.

Die zusammen mindestens 85 % der Sr-85-Aktivität enthaltenden (im allgemeinen sechs) Fraktionen werden vereinigt und für die Sr-90-Bestimmung verwendet.

3. Sr-90-Bestimmung

Je 1 l Volumen werden dem Eluat 8 g Ca^{++} , 10 ml SrCl_2 -Lösung und 10 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ zugesetzt. Das pH der Lösung wird in der Siedehitze auf 4,5 mit H_2SO_4 eingestellt und die Lösung 6 Stunden bei 90 °C gehalten. Das ausgefallene SrSO_4 wird abfiltriert und AeDTE-frei gewaschen.

Das SrSO_4 wird sofort nach der Filtration mit 100 ml Wasser und 15 g Na_2CO_3 unter Rühren 30 Minuten am Sieden gehalten, das entstandene SrCO_3 wird abfiltriert, SO_4^{2-} -frei gewaschen und in HCl gelöst.

Diese Lösung wird mit 1,5 ml 1 m- $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Lösung versetzt, mit NaOH und NaCH_3COO pH 4,5 eingestellt und mit 1 ml 1 m- BaCl_2 -Lösung in der Siedehitze gefällt. Nach langsamem Abkühlen wird filtriert und dieser Schritt mit 1 ml 1 m- $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Lösung und 1 ml 1 m- BaCl_2 -Lösung wiederholt.

Das Filtrat wird in der Siedehitze mit kalt gesättigter $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ -Lösung bis zur vollständigen Fällung des SrCO_3 versetzt, filtriert, gut gewaschen und in verdünnter HCl gelöst.

Diese Lösung wird mit einigen Tropfen 30%iger H_2O_2 aufgeköcht, 10 mg Fe^{+++} als FeCl_3 -Lösung zugesetzt und mit NH_4OH in der Siedehitze $\text{Fe}(\text{OH})_3$ vollständig gefällt.

Das Filtrat dieser Fällung wird mit HCl angesäuert, mit genau 10 ml $\text{Y}(\text{NO}_3)_3$ -Lösung versetzt, auf das für die Ausbeutebestimmung vorgesehene Volumen in einem Meßgefäß aufgefüllt und 14 Tage aufbewahrt. Während dieser Zeit wird die Sr-Ausbeute der Probe bestimmt, indem die γ -Aktivität der Probelösung mit der am gleichen Tag gemessenen Aktivität von 10 ml Sr-85-Lösung — in einem gleichartigen Meßgefäß auf gleiches Volumen verdünnt — verglichen wird.

Nach Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes wird aus der Probelösung $\text{Y}(\text{OH})_3$ in der Siedehitze mit NH_4OH vollständig gefällt, abfiltriert und gut ausgewaschen. Die Zeit dieser Trennung wird notiert. Nach Umfällen wird das $\text{Y}(\text{OH})_3$ in HCl gelöst, mit NH_4OH pH = 2 bis 3 eingestellt und in der Siedehitze 4 ml kalt gesättigte Oxalsäure zugesetzt.

Das ausgefallene Y-Oxalat wird auf einem Blauband-Filter von 30 mm Durchmesser abgesaugt, mit wenig Wasser und Aceton gewaschen, das Präparat in eine Meßschale überführt und bei 60 °C getrocknet.

Die β -Aktivität dieses Präparates wird an drei aufeinanderfolgenden Tagen mittels einer Low-level-Apparatur gemessen. Nach der letzten Messung wird das Präparat (mit Filter) in einen Titrierkolben gebracht und in genau 30 ml Komplexon-Lösung und 10 ml Pufferlösung unter schwachem Erwärmen gelöst. Dann wird auf etwa 200 ml aufgefüllt und mit der $MgCl_2$ -Lösung auf bleibende Rotstichigkeit gegen Eriochromschwarz T titriert. (Der Y-Gehalt der $Y(NO_3)_3$ -Lösung wird nach dem gleichen Verfahren bestimmt.) Sind n ml $MgCl_2$ -Lösung einem ml Komplexonlösung äquivalent, so beträgt der Y-Gehalt p des Präparates bei Verbrauch von m ml $MgCl_2$ -Lösung:

$$p = (30 - n \cdot m) 1,778 \text{ mg.}$$

4. Berechnung der Sr-90-Konzentration

4.1 Bekannte Größen

Die zwischen Abtrennung der $Y(OH)_3$ und Messungen vergangenen Zeiten: T_1, T_2, T_3 [h] (Mittel der Zeiten zwischen Trennung und Beginn bzw. Ende der Messung).

Gesamt-Impulszahlen der Messungen:	i_1, i_2, i_3
Meßzeiten:	t_1, t_2, t_3 [min]
Sr-Ausbeute:	η_{Sr}
Y-Ausbeute:	η_Y
Durch den KAT durchgesetztes Volumen:	V
Nulleffekt der Meßanordnung:	J_0 [Jpm]
Varianz des Nulleffektes:	$(\Delta J_0)^2$ [Jpm ²]
Kalibrierungsfaktor der Meßanordnung:	$F \left[\frac{fCi}{Jpm} \right]$
Blindwert, d. h. Sr-90-Gehalt des gereinigten KAT und der Chemikalien:	B [fCi]
(B wird bestimmt, indem 10 ml $SrCl_2$ -Lösung mit 1 l dest. Wasser in den KAT eingewaschen werden und eine Sr-90-Bestimmung wie beschrieben durchgeführt wird.)	
Varianz des Blindwertes:	$(\Delta B)^2$ [fCi ²]
Zerfallskonstante des Y-90:	$\lambda = 0,01083 \text{ h}^{-1}$

4.2 Gang der Rechnung

Es wird zunächst die Netto-Impulsrate J_{T_0} zur Zeit der $Y(OH)_3$ -Abtrennung als Mittelwert der mit der Meßzeit gewichteten und für den radioaktiven Zerfall korrigierten Netto-Impulsraten der drei β -Messungen berechnet:

$$J_{T_0} = \frac{\sum_{i=1}^3 i_i - J_0 t_i}{\sum_{i=1}^3 t_i e^{-\lambda T_i}}$$

Aus dieser Impulsrate ergibt sich unter Berücksichtigung der Sr- und Y-Ausbeute sowie des Eichfaktors und des Blindwertes für die Aktivität A der Wasserprobe:

$$A = A' - B = \frac{J_{T_0} F}{\eta_{Sr} \eta_Y} - B \quad (A' = \text{Aktivität der Probe} + \text{Blindwert})$$

Die Sr-90-Konzentration ist dann:

$$A = \frac{A}{V}$$

4.3 Fehlerrechnung

Die Varianz der Netto-Impulsrate zur Zeit der Trennung ist bei obigem Ansatz für J_{T_0} :

$$(\Delta J_{T_0})^2 = \frac{\sum_{i=1}^3 t_i^2 (\Delta J_0)^2 + i_i}{\sum_{i=1}^3 t_i^2 e^{-\lambda T_i}}$$

Der relative Fehler der Impulsrate J_{T_0} ist $\sigma_{J_{T_0}} = \frac{\Delta J_{T_0}}{J_{T_0}}$

Der Kalibrierungsfaktor F kann auf $\pm 3\%$, die Sr- und Y-Ausbeute auf $\pm 1\%$ genau bestimmt werden. Somit beträgt der relative Fehler von A'

$$\sigma_{A'} = \pm \sqrt{(\sigma_{J_{T_0}})^2 + 0,0011}$$

und die Varianz von A

$$(\Delta A)^2 = [(\sigma_{A'} \cdot A')^2 + (\Delta B)^2]$$

Das durchgesetzte Volumen läßt sich mit dem Wasserzähler auf $\pm 2\%$ genau bestimmen. Der relative Fehler der Sr-90-Konzentration ist somit:

$$\sigma_a = \pm \sqrt{\left(\frac{\Delta A}{A}\right)^2 + 0,0004}$$

4.4 Rechenprogramm für OLIVETTI Programma P 101

4.4.1 Ablaufbeschreibung

Stellung des Dezimalstellenrades: 4

1. Programmkarte Teil I durchlaufen lassen,
2. Taste V drücken,
3. T_1 eintasten, Taste S drücken,
4. i_1 eintasten, Taste S drücken,
5. t_1 eintasten, Taste S drücken,
6. Schritte 3 bis 5 für T_2, i_2 usw. wiederholen,
7. Programmkarte Teil II durchlaufen lassen,
8. Taste V drücken,
9. η_{Sr} eintasten (als Dezimalbruch), Taste S drücken,
10. η_Y eintasten (als Dezimalbruch), Taste S drücken,
11. V eintasten, Taste S drücken,
12. Druck: a fCi/l mit A \diamond
 Δ a fCi/l mit B \diamond
 σ a fCi/l mit C \diamond

Bei Fehleingaben bei Schritt 1 neu beginnen.

4.4.2 Programmbeefehle

Teil I:

A V	a ↑
b ✱	d ↓
B ✱	+
c ✱	e ↔
C ✱	e ÷
A W	D ↑
S	D +
↓	D ↔
a ↑	/ V
R ◇	S
R S	e ↑
R ↓	S
R S	d ↑
d S	d ↓
x	D ÷
d ↔	B +
a ↑	B ↔
d ↓	d ↓
↓	d x
D ↑	D ÷
e ✱	C +
a V	C ↔
d x	f ↓
e ↑	d x

Teil II:

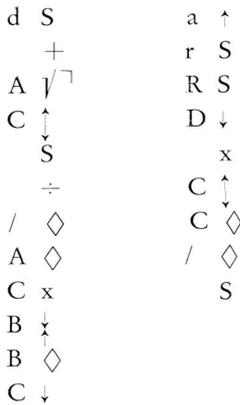
A V	c ↔	d S
c ↓	c ↓	+
C ÷	d —	c x
b ↑	C ↑	c x
B ÷	b √ [□]	D +
B ↑	B ÷	C ÷
e ↓	A x	C ÷
B x	a ↑	a ↑
S	R ↓	R +
÷	R ↓	R S
S	R S	R S
÷	R S	R S

Auf Programmkarte gespeichert:

In Register E = J_0 [Jpm]
 In Register f = $(\Delta J_0)^2$ [Jpm²]

Auf Programmkarte gespeichert:

In Register d = B [fCi]
 In Register D = $(\Delta B)^2$ [fCi²]
 In Register e = F [fCi/Jpm]



5. Ergebnisse

5.1 Sr-90-Lösungen

In 100 l dest. Wasser wurden 1 000 g $\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ und 400 mg Sr^{++} gelöst und diese Lösung mit 17,9 pCi Sr-90 (Standardpräparat SIZ des Radiochemical Center Amersham) vermischt.

Der Ca^{++} -Gehalt dieser Lösung stellte eine Härte von $381,2^\circ\text{d}$ dar. Fünf der oben beschriebenen IAT-Säulen wurden mit je etwa 20 l dieser Lösung (entsprechend etwa 1 100 l eines Wassers von 5°d Härte, 0,07 mg/l Sr^{++} und 3 fCi/l Sr-90) beschickt und der Sr-90-Gehalt des Wassers wie oben angegeben bestimmt.

Es ergaben sich folgende Sr-90-Konzentrationen:

Säule	durchgesetzte Wassermenge (Liter)	Sr-90-Aktivität [fCi]		Sr-90-Konzentration [fCi/l]	
		theoretisch	gefunden	theoretisch	gefunden
A	20,45	3660	3780 ± 270	179	185 ± 13
B	20,24	3620	3700 ± 290	179	183 ± 15
C	20,09	3600	3600 ± 240	179	179 ± 11
D	20,10	3600	3880 ± 260	179	193 ± 13
E	19,52	3490	3550 ± 230	179	182 ± 12

5.2 Leitungswasser

Zwei Säulen wurden mit je 610 l Berliner Leitungswasser beaufschlagt und die Sr-90-Konzentration bestimmt. Es ergaben sich Werte von

$$(245 \pm 14) \text{ bzw. } (239 \pm 13) \text{ fCi/l.}$$

Eine zu gleicher Zeit mit dem Eindampfersammler gewonnene Zweimonats-Mittelwertsprobe wies eine Sr-90-Konzentration von (270 ± 15) fCi/l auf.

Ein weitere, später gewonnene IAT-Probe zeigt eine Sr-90-Konzentration von (380 ± 20) fCi/l gegenüber einem Zweimonats-Mittelwert von (340 ± 17) fCi/l.

Literatur

1. WOLTER, R., und K. AURAND: Memoires IAH-Kongreß, Bd. 7, 172—175 (1967).
2. AURAND, K., und H. BEHRENS: Atomkernenergie **10**, 304 (1965).
3. MONTAG, A.: Z. Lebensmitt.-Untersuch. **127**, 121 (1965).

Wiss. Angest. Dipl.-Chem. R. WOLTER
Techn. Angest. Chem.-Ing. U. BÄHN
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Die Bedeutung der Bestimmung organischer Stoffe im Wasser

VON THEO KEMPF

Durch die ständig steigende Verwendung von Oberflächenwasser zu Trink- und Brauchzwecken ist die Rohwasserqualität von besonderer Bedeutung geworden. Vor allem handelt es sich um die Belastung der Vorfluter durch organische Stoffe, die in starkem Maße und als schwer abbaubare Substanzen die Gewässer verunreinigen. Die Erfassung dieser Stoffe, von denen einige als Geruchs- und Geschmackskomponenten bereits in geringer Konzentration die einwandfreie Aufbereitung eines Wassers erschweren und die meist unbekannter Art sind, ist daher eine wichtige analytische Aufgabe.

Wie das umfangreiche Schrifttum zu dieser Frage erkennen läßt, ist man seit längerem um eine Verbesserung und Erweiterung der Methodik zur qualitativen und quantitativen Ermittlung der zahllosen organischen Stoffe, die im Wasser gelöst oder kolloidal verteilt vorkommen können, bemüht. Diese Entwicklung muß nicht nur vom technologischen Standpunkt einer perfekten Wasseraufbereitung, sondern auch unter wasserhygienischen und toxikologischen Aspekten gesehen werden. Wird doch vermutet, daß solche Substanzen gegebenenfalls zur Wiederverkeimung im Rohrnetz beitragen. Durch die Weiterentwicklung der chemischen Bestimmung organischer Inhaltsstoffe können ergänzend zu den biologischen Untersuchungsverfahren exaktere Gütekriterien von Gewässern als bisher ermittelt werden. Daraus werden sich Folgerungen für die Verwendung des Wassers zu Trinkzwecken bzw. die Notwendigkeit seiner Aufbereitung ergeben.

In der Wasserwerkspraxis wird im allgemeinen die chemische Oxydierbarkeit (KMnO_4 -Verbrauch) als Maßzahl für die Konzentration an gelösten organischen Stoffen bestimmt. Demnach wird als Richtwert, der auf mögliche gesundheitsschädliche Verunreinigungen durch organische Stoffe im Trinkwasser hinweist, zur Zeit nach allgemeiner Auffassung $12 \text{ mg/l KMnO}_4 \pm 1 \text{ mg}$ angesehen. Für die Schweiz allerdings wird ein Wert von 6 mg/l KMnO_4 genannt. Nach der vom DVGW herausgegebenen „Chemischen Wasserstatistik“ haben die Rohwässer deutscher Wasserwerke teils wesentlich höhere Permanganatzahlen (Höchstwert 86 mg/l). Auch bei den Reinwässern finden sich gelegentlich stark erhöhte Werte (max. 52 mg/l). Diese Fälle sind meistens örtlich bedingt.

Wie aus den Untersuchungen von TÜRKELMÖZ (Tabelle 1) zu entnehmen ist, werden je nach Behandlungsart und -dauer sowie Oxydationsmittel für eine bestimmte organische Verbindung ganz verschiedene Abbauraten im Vergleich zum theoretischen Wert gefunden. Ferner wird auch deutlich, daß viele Substanzen, wie z. B. Acetamid, Harnstoff, Essigsäure selbst durch längeres Einwirken von $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ in der Siedehitze praktisch nicht oder nur zu einem geringen Teil oxydiert werden.

Tabelle 1
Chemische Oxydierbarkeit.
Aliphatische und aromatische Säuren und Säureamide.

Substanz	KMnO ₄ -Verbrauch												K ₂ Cr ₂ O ₇ -Verbrauch als			
	mg KMnO ₄ -Verbrauch/g Substanz												COD mg O ₂ /g Substanz			
	nach Kochdauer in Minuten				Abbau in Prozent der Theorie nach Kochdauer von Minuten								Theorie er- rechnet	ge- fun- den	er- rechnet	Abbau in Pro- zent der Theorie
	10	30	60	120	10	30	60	120	10	30	60	120				
Acetamid	kein	kein	kein	kein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	68	2167	3,1	
Aminoessigsäure	6	10	42	209	0,2	0,4	1,7	8,3	—	—	—	—	505	2025	24,9	
Benzoesäure	17	—	—	56	0,2	—	—	0,7	—	—	—	—	1847	1385	36,5	
Buttersäure	15	—	—	32	0,2	—	—	0,4	—	—	—	—	1398	1965	94,0	
Essigsäure	kein	kein	kein	kein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	74	1066	7,0	
Formamid	132,5	—	—	—	0,4	—	—	—	—	—	—	—	364,9	1776	16,3	
Harnstoff	kein	kein	kein	kein	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10	888	41,1	
Ölsäure	1050	1091	1207	1396	9,2	9,6	10,6	12,2	—	—	—	—	2323	799	1,3	
Phthalsäure	51	789	1327	2600	0,9	13,8	23,3	45,6	—	—	—	—	1444	2889	80,4	
Propionsäure	9	—	—	27	0,1	—	—	0,4	—	—	—	—	1098	1445	100,0	
Stearinsäure	4	—	—	67,5	0,0	—	—	0,6	—	—	—	—	2429	1512	73,0	
Zitronensäure	1865	1955	2195	2195	63,0	66,0	74,1	74,1	—	—	—	—	652	2925	83,1	
														750	87,0	

Diese Überlegungen hinsichtlich der sehr beschränkten Aussagekraft des KMnO_4 -Verbrauches führten zu den folgenden Untersuchungen an Oberflächenwässern, die eine Lösung zahlreicher organischer Stoffe, insbesondere Säuren, meist unbekannter Art, darstellen.

Durchführung der Untersuchungen

An Hand der „Chemischen Wasserstatistik“ wurden 10 größere Wasserwerke mit Oberflächenwasserversorgung ausgewählt. Für die chemisch-biologischen Untersuchungen wurden Roh- und Reinwasserproben in vierteljährlichem Turnus von der gleichen Entnahmestelle in Glas- oder Aluminiumgefäßen per Express zugesandt. In den meisten Fällen waren die Roh- und Reinwasserproben praktisch korrespondierend. Während der warmen Jahreszeit wurden die Wasserproben zur Stabilisierung der organischen Substanzen mit geringen Mengen Sublimat versetzt. Alle Bestimmungen wurden in filtrierten Proben durchgeführt, um die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu verbessern. Da die Vollständigkeit der chemischen Oxydation organischer Substanzen von der Methode und den jeweiligen Versuchsbedingungen abhängt, wurden der Kaliumpermanganat- und der Kaliumdichromatverbrauch sowohl nach den Vorschriften der „Deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung“ (abgekürzt DEV) als auch nach den modifizierten Methoden (nach HOCHMÜLLER und der Technischen Universität Karlsruhe, abgekürzt T. U. K.) bestimmt.

Als Vergleich hierzu wurden Kohlenstoffbestimmungen mit dem „Carbonaceous Analyser“ (Fa. Beckmann Instr.) durchgeführt. Der in der Probe gelöste organisch gebundene Kohlenstoff wird im Sauerstoffstrom bei 950°C katalytisch und quantitativ zu Kohlendioxid verbrannt, infrarotspektrometrisch gemessen, registriert und mittels Eichkurven ausgewertet. Bei einem Probenvolumen von $100\ \mu\text{l}$, das mit einer Spezial-Hamiltonspritze in das Verbrennungsrohr injiziert wird und bei ausreichender elektronischer Verstärkung, liegt die Nachweisbarkeit bei etwa $0,5\ \text{mg/l C}$. Zur Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs sowie des Kohlendioxids wurden die Proben vor der Messung angesäuert (pH 2) und 10 min mit gereinigtem Stickstoff ausgeblasen.

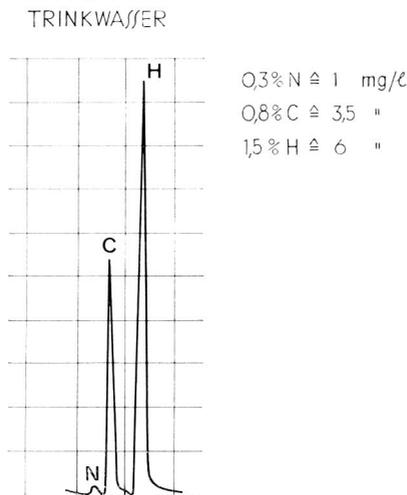


Abb. 1. Chromatogramm eines Abdampfrückstandes.

Die Methodik der Kohlenstoffbestimmung ist in der letzten Zeit apparativ wesentlich vervollkommen worden. Sofern keine flüchtigen organischen Stoffe im Wasser erfaßt werden sollen, kann man auch von einer eingewogenen Menge des Abdampfrückstandes ausgehend gleichzeitig Kohlenstoff, Wasserstoff und Stickstoff gaschromatographisch bestimmen, wie *Abbildung 1* am Beispiel eines Trinkwassers zeigt. Auch auf konduktometrischem Wege lassen sich C-Gehalte nach Verbrennung der organischen Substanz zu Kohlendioxid bestimmen. Durch mehrfaches Anreichern geringer Konzentrationen an organischen Stoffen mittels Ausfrieretechnik können die Verfahren in ihrem Anwendungsbereich noch weiter verbessert werden.

Untersuchungsergebnisse

In der *Abbildung 2* sind die Ergebnisse der C-Analyse, der je zwei KMnO_4 - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Bestimmungsverfahren, die in den Roh- und Reinwasserproben der einzelnen Wasserwerke gefunden wurden, jahreszeitlich angeordnet und graphisch aufgetragen.

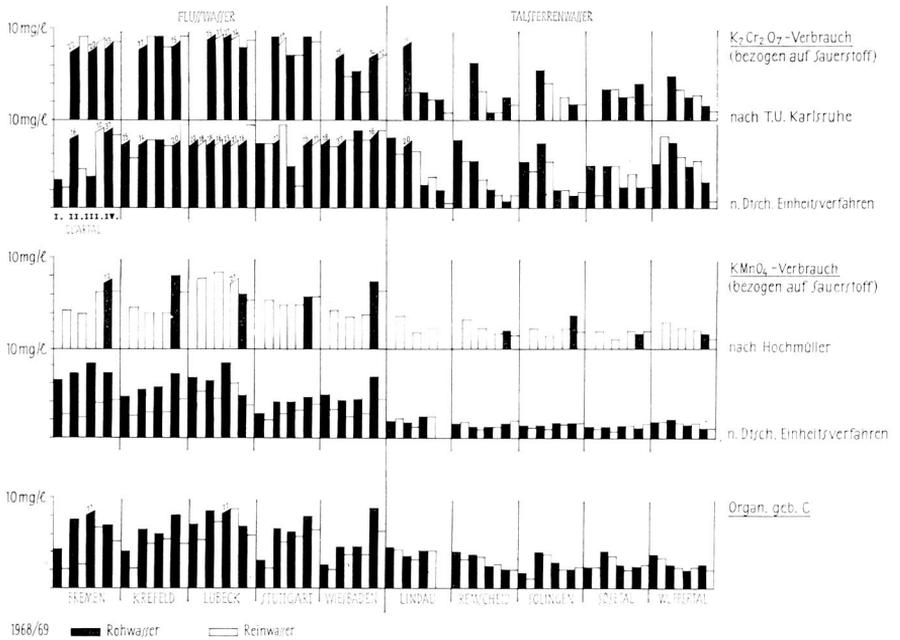


Abb. 2. $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch (bezogen auf Sauerstoff), 1968/69.

Zum leichteren Vergleich der KMnO_4 - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauchszahlen wurden die entsprechenden Sauerstoffäquivalente verwendet. Zwischen den einzelnen Gruppen der Oberflächenwassertypen sind deutliche Unterschiede bezüglich der Gehalte an gelösten organischen Stoffen erkennbar. Die untersuchten See- und Talsperrenwässer zeigen die niedrigsten Konzentrationen an solchen Substanzen, dagegen die Flußwässer höhere und jahreszeitlich bedingt auch stärker variierende Werte. Während bei der ersten Gruppe im Jahresmittel die Permanganatzahlen nach DEV der Rohwässer noch unterhalb $12 \text{ mg/l KMnO}_4 \triangleq 3 \text{ mg/l O}_2$ liegen,

ist dies bei der zweiten Gruppe meist erst bei den Reinwässern — nach intensiver Aufbereitung — der Fall.

1. Die KMnO_4 -Werte nach dem alkalisch-sauer kombinierten 30-min-Test (n. HOCHMÜLLER) und unter Berücksichtigung des Blindwertes liegen um 50 bis 100 % höher als die nach dem üblichen 10-min-Test in saurem Medium (DEV-Methode H 4) bestimmten. Bei niedrigeren Konzentrationen macht sich der Einfluß des Blindwertes erheblich bemerkbar. Infolge der stärkeren Oxydation beim ersteren Verfahren liegen jetzt auch manche Reinwässer über dem Richtwert von $12 \text{ mg/l KMnO}_4 \triangleq 3 \text{ mg/l O}_2$, entsprechend etwa

Tabelle 2
Erfassung organischer Stoffe.

Ort und Verfahren	Sommer		Winter	
	Rohwasser	Reinwasser	Rohwasser	Reinwasser
Bremen				
C-Gehalt, mg/l	7,5	2,6	7	5
KMnO_4 -Verbrauch, %				
DEV	40	39	43	32
Hochmüller	—	61	68	50
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch, %				
DEV	73	61	55	95
TUK	100	100	68	60
Krefeld				
C-Gehalt, mg/l	6,6	5,1	8	5
KMnO_4 -Verbrauch, %				
DEV	32	22	22	18
Hochmüller	—	31	42	50
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch, %				
DEV	78	59	90	72
TUK	63	70	68	72
Lübeck				
C-Gehalt, mg/l	8,5	7,2	6,9	5,9
KMnO_4 -Verbrauch, %				
DEV	29	24	28	20
Hochmüller	—	50	36	36
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch, %				
DEV	74	79	87	69
TUK	64	58	44	56
Wiesbaden				
C-Gehalt, mg/l	4,4	3,2	9	6
KMnO_4 -Verbrauch, %				
DEV	37	—	30	22
Hochmüller	—	4	30	42
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch, %				
DEV	—	94	66	55
TUK	100	56	56	45

30 % des Sauerstoffsättigungswertes. Dies zeigt die Problematik solcher Zahlenwerte und ihre enge Beziehung zu den verschiedenen Analyseverfahren. Bei Wasserproben mit Chloridgehalten über 300 mg/l (z.B. Weserwasser Bremen) wurde nach der Methode von HOCHMÜLLER das alkalische Kochen verlängert und die Behandlung im sauren Medium entsprechend verkürzt.

2. Entsprechend der andersartigen Oxydationswirkung, der längeren Behandlungsdauer von 2 Stunden und der stärkeren Konzentration bei den $K_2Cr_2O_7$ -Verfahren, liegen die Werte — bezogen auf Sauerstoff — im allgemeinen zwei- bis fünffach höher als die nach den $KMnO_4$ -Verfahren erhaltenen Ergebnisse.

Die streuenden Blindwerte verschlechtern gerade bei den verhältnismäßig niedrigen Gehalten an organischen Stoffen sehr die Reproduzierbarkeit. Die Ergebnisse wurden daher auch jeweils auf 5 mg/l (0,05 n $K_2Cr_2O_7$) abgerundet (DEV, H 4). Von einigen Ausnahmen abgesehen ist kein wesentlicher Unterschied zwischen beiden Verfahren bezüglich der Größenordnung der Werte festzustellen.

Prinzipiell unterscheiden sich die beiden Dichromat-Methoden darin, daß das modifizierte Verfahren konz. H_2SO_4 und Dichromatlösung im Gemisch verwendet, das vorher weitgehend ausreagiert war. Die Chloride werden mit $HgSO_4$ fixiert. Auf diese Weise kann der Blindwert auf max. 2 mg/l CSB vermindert werden. Wie die Untersuchungsergebnisse besagen, eignen sich die Dichromatverfahren nur für stärker belastete Oberflächen- und Abwässer.

3. Die Gehalte der Wasserwerksproben an organisch gebundenem Kohlenstoff weisen insofern eine Parallelität zu den chemisch oxydativ ermittelten Werten auf, da auch hier die Talsperrenwässer die geringsten C-Konzentrationen von 2 bis 4 mg/l, die Flußwässer die höchsten von 3 bis 11 mg/l besitzen.

Ein genauere Vergleich der jeweiligen Untersuchungsergebnisse (Tabelle 2) aber zeigt, daß die aus den $KMnO_4$ - und $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauchswerten nach unten stehenden Beziehungen und Annahmen errechneten Kohlenstoffgehalte meistens wesentlich niedriger liegen als die gemessenen, die als Bezugsgröße für den Gesamtkohlenstoffgehalt (= 100 %) gesetzt wurden. An Hand der gewählten Beispiele ergibt sich, daß je nach angewandtem Bestimmungsverfahren die Werte recht unterschiedlich hoch im Bezug auf den C-Gehalt sein können und auch je nach Wasservorkommen sowie Jahreszeit stärker differieren.

Ferner fällt beim Vergleich der jeweiligen Permanganat-Verbrauchszahlen mit den gemessenen C-Werten korrespondierender Roh- und Reinwässer einiger Wasserwerke auf, daß die Eliminierung organischer Inhaltsstoffe demnach nicht einheitlich zu beurteilen ist. Das ungünstigere Bild auf Grund der C-Analyse hängt zusammen mit der unvollständigen Erfäßbarkeit der Kohlenstoffverbindungen durch die chemischen Oxydationsverfahren wie $KMnO_4$ - und $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch, so daß die Relationen zwischen den Gehalten an organischen Stoffen in Roh- und Reinwässern nicht richtig wiedergegeben werden. Auf diese Diskrepanz bei der Bestimmung organischer Inhaltsstoffe wies auch vor kurzem VAN HAAREN hin, wonach in der Praxis bei einem Wasser stets gleiche Werte für den $KMnO_4$ -Verbrauch über einen längeren Zeitraum erhalten wurden, dagegen der Gesamtkohlenstoffgehalt inzwischen eine wesentliche Zunahme der organischen Substanzen anzeigte. Dies könnte z. B. der Fall sein, wenn eine Verunreinigung durch aliphatische Kohlenwasserstoffe (u. a. Mineralölprodukte) eintritt, die nach den hier besprochenen Verfahren nur wenig oxydierbar sind. Ferner berichten

ROZINOER und Mitarbeiter, daß bei langjährigen Flußwasseruntersuchungen in der USSR die Oxydierbarkeit der organischen Inhaltsstoffe durch Permanganat im Vergleich zum TOC (Gesamtkohlenstoffgehalt) beträchtlich schwankte und zwischen 30 bis 50 % lag. Hierbei wurden die niedrigsten Werte im Herbst und Winter erreicht, was auf die dann langsamere verlaufenden biochemischen Abbauvorgänge zurückgeführt werden dürfte.

Die Umrechnungsfaktoren ergeben sich aus folgenden Beziehungen:

1 Molekül KMnO_4 stellt bei der Oxydation in saurer Lösung $2\frac{1}{2}$ Atome Sauerstoff zur Verfügung (entsprechend 5 Elektronen), $\text{MnO}_4^- + 5 e^- + 8 \text{H}^+ \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 4 \text{H}_2\text{O}$.

1 g KMnO_4 \parallel_{Δ} 0,253 g Sauerstoff; 0,253 mg Sauerstoff $\underline{\Delta}$ 0,348 mg CO_2 .

1 Molekül $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ stellt bei der Oxydation in saurer Lösung 3 Atome Sauerstoff zur Verfügung (entsprechend 6 Elektronen), $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} + 6 e^- + 14 \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{Cr}^{3+} + 7 \text{H}_2\text{O}$.

1 g $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ $\underline{\Delta}$ 0,167 g Sauerstoff;

0,167 mg Sauerstoff $\underline{\Delta}$ 0,230 mg CO_2 $(\text{CH}_2\text{O})_n + n \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$.

Diese oben genannten Ergebnisse wurden noch durch folgende Untersuchungen ergänzt, die weitere Hinweise auf die Wasserqualität ergaben.

Da die Bestimmung der Sauerstoffzehrung in der Wasserwerkspraxis meistens nicht üblich ist, konnte sie erst nach Eintreffen der Proben im Laboratorium angesetzt werden. Die BSB_5 -Werte in den Filtraten spiegeln aber doch parallel zu den bisher besprochenen Befunden die Herkunft der Wässer wider. Die Fluß- und Seewässer zeigen durchschnittlich die höchsten, die Talsperrenwässer die niedrigsten Werte. Die Sauerstoffzehrung, als Maßzahl für die biochemisch oxydierbaren Stoffe, sollte als Gütekriterium zumindest für das Rohwasser bekannt sein; auch der Grad der Sauerstoffsättigung bereits könnte meistens Hinweise auf die Stärke der Verunreinigung eines Gewässers geben, insbesondere durch organische Stoffe.

Die Leitfähigkeitswerte liegen im allgemeinen bei den vier Versuchsserien der jeweiligen Wasserwerke etwa in der gleichen Größenordnung und deuten auf ähnliche Konzentrationsverhältnisse hin. Die Roh- und Reinwasserwerte der einzelnen Wasserwerke unterscheiden sich ebenfalls wenig voneinander und bewegen sich in der Größenordnung von 100 bis 2 750 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, entsprechend einem Salzgehalt von etwa 75 bis 2 000 mg/l. Die jeweilige Wasserführung spielt wie bekannt noch eine erhebliche Rolle.

Als Modifikation der in den USA üblichen CCE-Methode, d. h. Carbon-Chloroform-Extract, wurden 2 bis 5 Liter der praktisch neutralen Wässer fraktionsweise mit Chloroform extrahiert. Hierbei werden besonders die lipophilen Stoffe erfaßt, die infrarotspektrometrisch (3,7- 3,2 μ CH-Valenz-Schwingungen, Beckmann IR 4) gemessen wurden. Bezugssubstanz war Heizöl EL. Die Extraktionsgehalte (Tabelle 3) der Roh- und Reinwässer der einzelnen Versuchsserien liegen etwa bei 0,1 mg/l. Ein Wert von 0,2 mg/l gilt nach amerikanischer Auffassung als Grenzzahl, bei der Untersuchungen über die Eigenart der extrahierten Stoffe durchgeführt werden sollten. Unseres Erachtens muß über die Bestimmungsmethode der lipophilen Inhaltsstoffe, ihre Auftrennung und Beurteilung der Befunde weiter geforscht werden. Über das Festlegen von Grenzwerten sollte auf breiterer experimenteller Basis noch diskutiert werden.

Dünnschichtchromatographische Untersuchungen vorgenannter Extrakte ergab bei den stärker belasteten Oberflächenwasserproben eine weitgehende Auftrennung in eine Vielzahl organischer Inhaltsstoffe, die aber im Rahmen dieser Untersuchungen nicht weiter identifiziert wurden.

Vorstehende Untersuchungen wurden durch weitere Angaben der Wasserwerke über die äußere Beschaffenheit wie z. B. Platinwert, Trübungsgrad u. a.

Tabelle 3
Infrarotspektrometrische Bestimmung von Chloroformextrakten.

		II. Quartal mg/l	III. Quartal mg/l	IV. Quartal mg/l
Bremen	Rohwasser	0,2	n.n.	0,2
	Reinwasser	—	0,1	0,1
Krefeld	Rohwasser	0,2	—	—
	Reinwasser	0,1	0,05	—
Lindau	Rohwasser	0,1	—	0,3
	Reinwasser	0,1	0,1	0,1
Lübeck	Rohwasser	0,3	0,1	0,1
	Reinwasser	0,1	n.n.	—
Remscheid	Rohwasser	0,1	0,1	0,1
	Reinwasser	0,1	0,1	n.n.
Soesetal	Rohwasser	0,1	0,1	0,1
	Reinwasser	0,1	—	0,1
Solingen	Rohwasser	0,1	0,1	0,1
	Reinwasser	0,1	0,1	0,1
Stuttgart	Rohwasser	0,2	0,1	0,2
	Reinwasser	0,1	0,1	0,1
Wiesbaden	Rohwasser	0,2	n.n.	0,2
	Reinwasser	0,1	n.n.	0,1
Wuppertal	Rohwasser	0,1	0,1	n.n.
	Reinwasser	0,2	0,1	n.n.

wertvoll ergänzt. Im Laboratorium wurden außerdem noch der Schwebstoffgehalt und der Glühverlust als weiteres Kriterium für den Reinigungsgrad der Rohwässer bestimmt; auch der Geruchsschwellenwert, der aber wegen seiner Veränderlichkeit bereits an Ort und Stelle festgestellt werden sollte, war bei manchen Rohwasserproben eine brauchbare Richtzahl für die jeweilige Gewässerbelastung, insbesondere durch organische Stoffe. Auch wurden die Roh- und Reinwasserproben biologisch untersucht und ausgewertet. Es zeigte sich, daß die bisher in der Wasserwerkspraxis gebräuchlichen Methoden den Aufbereitungseffekt in ähnlicher Weise, aber nicht so exakt wiedergeben wie die Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs.

Zusammenfassung

Bei der Bestimmung organischer Wasserinhaltsstoffe mit den konventionell festgelegten Standardverfahren (KMnO_4 - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch) und ihren modifizierten Ausführungen wird je nach den gewählten Versuchsbedingungen und der Art der organischen Stoffe die chemische Oxydation mehr oder weniger umfassend sein. Die Kohlenstoffanalyse dagegen gestattet durch die vollständige katalytische Verbrennung der organischen Substanz den Gesamtgehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) quantitativ zu bestimmen. Diese in den

letzten Jahren apparativ wesentlich verbesserte Methodik ermöglicht in kurzer Zeit eine direkte Bestimmung sehr geringer Kohlenstoffkonzentrationen wie auch die Erfassung schwer abbaubarer Verbindungen.

Die Ergebnisse der Bestimmung der „Chemischen Oxydierbarkeit“ (KMnO_4 - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch) sind meistens mit größeren Fehlern behaftet, sowie nur als Näherungs- und Relativwerte für das gleiche Wasser (korrespondierende Roh- und Reinwässer) zu betrachten. Erst auf Grund der C-Analyse ist eine exakte Angabe der Konzentration des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs möglich. Trotz des begrenzten Aussagewertes wird der 10-min- KMnO_4 -Test in der Wasserwerkspraxis wegen der verhältnismäßig einfachen Durchführung vorerst gebräuchlich bleiben. Ein Vergleich beider Zahlenwerte wird in Verbindung mit anderen Gütekriterien und auch bei organisch stärker belasteten Rohwässern eine Abschätzung der Oxydier- bzw. Abbaubarkeit der jeweiligen organischen Inhaltsstoffe gestatten, insbesondere auch z. B. die Qualität einzelner Aufbereitungsstufen innerhalb eines Wasserwerks genauer charakterisieren zu können. Auch als Gütekriterium für Oberflächenwasser erscheint der TOC und sein Verhältnis zum KMnO_4 -Verbrauch geeignet.

Darüber hinaus werden aber Anreicherungs- und Auftrennverfahren notwendig sein, um Differenziertes über die Eigenschaften der organischen Stoffe aussagen zu können. Bei der Vielzahl dieser Substanzen in einem Oberflächenwasser sollten wenigstens einzelne Hauptstoffgruppen aufgetrennt und identifiziert werden, insbesondere die große Gruppe der organischen Säuren. Für einige Stoffklassen wie z. B. Phenole, Mineralöle, Pestizide und Detergentien sind gruppenspezifische Bestimmungen bekannt.

Literatur

1. BERKA, A., und S. HILGARD: Bestimmung organischer Verbindungen durch Oxidation mit Permanganat. 6. Mitt. Oxidation einiger aliphatischer Alkohole.
2. BEUTHE, C.-G.: Über die Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs von Abwässern nach der Bichromatmethode. Ges.-Ing. **83** (1962), 3, 70—72.
3. BOUVENG, H., und E. OLSSON: Modifizierte Methode zur Bestimmung des Permanganatwertes von Wässern. Svensk Papperstictn. **68**, 839—841.
4. BRAMER, H. C., M. J. WALSH und S. J. CARUSO: Meßgerät zum Nachweis von Spuren organischer Verbindungen im Wasser. Water Sewage Works **113** (1966), 245—278.
5. BREZONIK, P. L., und G. F. LEE: Haltbarmachung von Wasserproben mit Quecksilber (II)chlorid zur Analyse des anorganischen Stickstoffs. Air Water Poll. **10** (1966), 549—553.
6. CARUSO, S. C., u. a.: Spuren organischer Verbindungen in Oberflächenwässern. Air Water Poll. **10** (1966), 41—48.
7. CLEARY, J.: Ein Fluß-Roboter für die Kontrolle der Wassergüte (Orsanco-Robot-Monitor). Wasserwirtschaft — Wassertechnik **51** (1961), 4, 85.
8. CROPPER, F. R., u. a.: Bestimmung der gesamten organischen Materie (C-Gehalt) in wäßrigen Medien. 2. Mitt. Nichtflüchtige organische Stoffe. Analyst **92** (1967), 1096, 443—449.
9. DOBBS, R. A., u. a.: Messung von organischem Kohlenstoff durch Verwendung eines Flammenionisationsdetektors. Anal. Chem. **39** (1967), 1255—1258.
10. EGLI-SCHÄR, H.: Die Bestimmung des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs im Abwasser. Wasser- und Abwasser-Forschung Nr. 3/1968, 83—86.
11. ENGELHART, F.: Regelmäßige Güteüberwachung kleiner Gewässer. — Durchführung, Ergebnisse und Folgerungen. „Wasser Berlin 1968“, S. 143.
12. FARKAS, E. J.: Neue Methode für die Bestimmung der Löslichkeiten von Kohlenwasserstoffen im Wasser. Anal. Chem. **37** (1965), 1173—1175.

13. GAD, G., und W. HOPPE: Neue Verfahren zur Bestimmung des KMnO_4 -Verbrauchs im Wasser und Abwasser. *Gesundh.-Ing.* 77 (1956), 21/22, 343—346.
14. HALL, C. E. VAN, und V. A. STENGER: Apparative Methode zur Schnellbestimmung von Carbonat und Gesamtkohlenstoff in Lösung. *Anal. Chem.* 39 (1967), 4, 503—507.
15. HALL, C. E. VAN, u. a.: Eliminierung von Carbonaten in wässrigen Lösungen vor der Bestimmung des organischen Kohlenstoffs. *Anal. Chem.* 37 (1965), 6, 769 bis 771.
16. HESSELINK VAN SUCHTELEN, F. H.: Über den Zusammenhang zwischen den thermochemischen Eigenschaften der Verbindungen und der Angreifbarkeit dieser Substanzen für Mikroorganismen. *Ber. der Oberhess. Gesell. für Natur- und Heilkunde zu Gießen* Bd. 15 (1932).
17. HOLBERT, L.: Eine Laboratoriumsbewertung von Kaliumpermanganat. *Proc. Treas. Water Sew. Works Short School* 1966 (45), 156.
18. HOCHMÜLLER, K.: Untersuchungen über die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs von Wasser und Abwasser. *Diss. Febr. 1960, Techn. Hochschule Karlsruhe.*
19. HOLLUTA, J., und J. TALSKY: Die chromatographischen Bestimmungen von organischen Substanzen in natürlichen Gewässern. „Vom Wasser“ 1955, 212.
20. KAWAHARA, F. K., u. a.: Halbautomatische Extraktion von organischen Stoffen aus dem Wasser. *IWPCF* 39 (1967), 4, 572—578.
21. JANICKE, W.: Die indirekte Ermittlung des biologischen Abbaugrades nichtionogener Detergentien durch Bestimmungen des organisch gebundenen Kohlenstoffs. *GWf* 109 (1968), 10, 246—249.
22. LURJE, J. J.: Die Bestimmung organischer Stoffe in natürlichen Wässern und Abwässern. *Fortschritte der Wasserchemie, Akademie-Verlag Berlin* 1967, 81—93.
23. LYRYJ, J., K. H. NELSON und P. R. NEWTON: Bestimmung der organischen Stoffe in natürlichen Wässern durch eine Schnellmethode. *Water Res.* 2 (1968), 3, 233.
24. MALZ, F., und J. GORLAS: Der Geruchsschwellenwert, eine brauchbare Komponente in der Wasseranalytik. „Vom Wasser“ 1967, 209—223.
25. MONTGOMERY, H. A., und N. S. THOM: Die Bestimmung niedriger Konzentrationen organischen Kohlenstoffs im Wasser. *The Analyst* 87 (1962), 1038, 689—697.
26. NOVOTNY, V.: Korrelationsabhängigkeit der Wasserqualität in Gewässern vom Durchfluß. *Hospodárství* 16 (1966), 379—382.
27. OFFHAUS, K.: Die Bewertung der Wasserqualität. *Beiträge zur Abw., Fischerei- und Flußbiol.* Bd. 6, 1959, 30—43.
28. POPOVSKÝ, JIŘI: Eine neue Methode der Konzentrierung von Stoffen aus dem Wasser. *Vodni hospodárství* 7 (1968), 296.
29. PRASAD, R. R., und B. K. DUTTA: Schnellmethode zur Bestimmung des Permanganatwertes von Wasser und Abwasser. *Sindri, Bihar, Fertilizer Corp. of Ind. Ltd.* 1 (1964), 4, 58—61.
30. REMUND, H.: Überwachung der Qualität von Flußwasser. *Chem. Ind., Jahrb. (Solothurn)* 1966, 34—46.
31. RISTICH, R.: KMnO_4 - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Standard-Lösungen. *Z. anal. Ch.* 237 (1968), 5, 363.
32. ROSOCHOWICZ, J., und BOZENA PRAIS: Verunreinigungsgrad der Gewässer der Warta während der völligen Vereisung. *Gaz; Woda. Techn. sanit.* 41 (1967), 8, 272—275.
33. RUMMEL, W.: Zur Entwicklung der chemischen Grobreinigung. *Wasserwirtschaft — Wassertechnik* 11 (1966), 383.
34. RYCKMANN, D. W., u. a.: Spuren organischer Stoffe in Oberflächenwässern. *J. Water Poll. Control. Fed.* (1967), 3, 458—469.
35. SAMUEL, S., u. a.: Photosensibilisierende Verbindungen in Extrakten von Trinkwasser. *Science (Washington)* 154 (1966), 261—262.
36. SCHMIDT, R.: Über die Bestimmung der Oxydierbarkeit des Wasser mit Kaliumpermanganat. „Kleine Mitteilungen“ 1928, 4, 172.
37. SHAPIRO, J.: Ausfrieren, eine zuverlässige Technik für die Konzentrierung verdünnter Lösungen. *Science* 133 (1961), 2063—2064.
38. SUHR, H.-J.: Inhaltsstoffe des Wassers als Ursache von Gesundheitsschäden bei Tieren in toxikologischer Sicht. *Diss. Hann.* 1966.
39. THOMAS, A. C.: Eine einfache Anordnung einer Verbrennungsapparatur für die Mikrobestimmung von Kohlenstoff und Wasserstoff in organischen Verbindungen. *Mikrochimica Acta* 1966, 6, 1000—1012.

40. THOMASCHK, G.: Kritische Betrachtungen zur Bestimmung des Permanganatverbrauchs. Wasser — Luft und Betrieb 3 (1959), 4—5, 92/96 und 114/116.
41. TÜRKÖLMEZ, S.: Vergleichende Untersuchungen über das Ausmaß der Erfassung organischer Verbindungen in den Industrieabwässern durch oxydative Methoden und durch die Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffes. Jahrb. Vom Wasser 31 (1964), 153/180, bes. 170—179.
42. VENTZ, D.: Vergleichende Betrachtungen zwischen chemischen und biologischen Gewässeranalysen. Fortschritte der Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete. Akademie-Verlag Berlin 1965, 27—36.
43. VOGL, K., u. a.: Beziehungen des chemischen Sauerstoffbedarfs nach der Bichromatmethode zum BSB₅. Branntweinwirtschaft 106 (1966), 620—624.
44. WILLIAMS, R. T.: Der „Carbonaceous Analyzer“ als Untersuchungsgerät für die Wasserverunreinigung. Instr. Soc. of Am., Instr. Technol. 14 (1967), 2, 63—66.
45. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung. Verlag Chemie, dritte Auflage 1960.
46. Standard Methods for the Examination of Water und Waste-water. Am. Publ. Health Assoc., Inc. 1965/67.
47. SZEKIELDA, K. G. (Uni. Kiel): Vergleich zwischen dem Gesamtkohlenstoff von Seewasser und dem KMnO₄-Verbrauch. J. Cons. [Cons. Penna, Int. Explor. Mer.] 32 (1968), 1, 17—24 (Chem. Abstr. Vol. 70, 1969, 3157 Sp.).
48. ROZINOER, J. M., and S. M. PORDISKAYA: System of biogenic elements and organic matter in river waters of central chernozem regions. Hidrokhim. Mater. 1968, 47, 131—143. Chem. Abstr. Vol. 70 (1969), 222, 60 684 f.
49. HEIL, G., und G. SONTHEIMER: Erfassung und Charakterisierung organischer Substanzen durch adsorptionskinetische Messungen. „Vom Wasser“ XXXV (1968), 18—41.
50. HAZENBERG, J.: Oxidizable materials in water. J. Chem. Tech. (Amsterdam) 1968, 23 (18), 539—540 (Niederl.). KMnO₄, chemischer Sauerstoffbedarf und BOD-Methoden. Theorien auf die chemischen Prozesse und Beziehung zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Methoden.
51. VGB-Richtlinien für die Untersuchung von Wässern im Kraftwerk, Permanganatzahl (Oxidierbarkeit). VGB H 107 (1907), 138.
52. VAN HAAREN, F. W. J.: Verbesserte Methoden zur Untersuchung von organischen Spuren-Stoffen im aufbereiteten Wasser. 8. Internat. Wasserkongreß Wien 1969.

Wiss. Oberrat Dr. TH. KEMPF
 Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
 1 Berlin 33
 Corrensplatz 1

Zum Nachweis des Stadteinflusses auf den Ozongehalt der Luft mittels seiner Windrichtungsabhängigkeit

VON WALTER FETT

1. Fragestellung

In einer Untersuchung über das Ozon in städtischer Luft stellte LAHMANN (1) fest, daß die mittlere Ozon-Konzentration im Berliner Vorort Dahlem bei Nordostwind, der Luft aus der Innenstadt herantransportiert, wesentlich niedriger liegt als bei Nordwestwind, der die Luft vorwiegend über dünnbesiedelte Gebiete und weite Flächen des Grunewaldes heranführt (Abb. 1). Da andererseits LAHMANN u. a. (2, 3) durch Ozonmessungen in einer verkehrsreichen Straße Berlins zu dem Ergebnis kamen, daß der Ozongehalt um so niedriger lag, je größer der Verkehr an Kraftfahrzeugen war, stellt sich die Frage, ob die Windrichtungsabhängigkeit des Ozongehaltes an dem verkehrsabgelegenen Vorort auf eine generelle stadtbedingte Ozonreduktion hindeutet.

Zur Beantwortung dieser Frage muß geklärt werden, inwieweit die gefundene Richtungsabhängigkeit nicht nur Kennzeichen der natürlichen Ozonverteilung ist, die von den meteorologischen Faktoren des großräumigen Lufttransportes und -austausches bestimmt wird. Auch diese Faktoren weisen eine Abhängigkeit von der Windrichtung auf, die sich dann in der Richtungsabhängigkeit des Ozongehaltes der Luft niederschlagen wird.

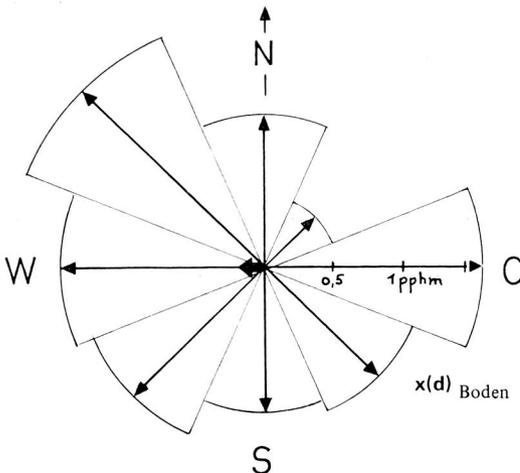


Abb. 1. Windrichtungsabhängige mittlere Ozongehaltsverteilung [pphm] der bodennahen Luft von Berlin-Dahlem, August bis Oktober 1966, Montag bis Freitag, 6 bis 22 Uhr, aus 759 Stundenmittelwerten.

Da keine Vergleichsmessungen von einer hinreichend benachbarten, jedoch anthropogen nicht möglicherweise derart beeinflussten Meßstation zur Verfügung stehen, wird die Möglichkeit genutzt, Ozonwerte aus der ungestörten freien Atmosphäre zum Vergleich heranzuziehen, die das Meteorologische Institut der Freien Universität Berlin mittels Radiosonden-Aufstiegen über Berlin-Tempelhof laufend gewinnt (4). Für eine Auswertung standen die fernübertragenen Angaben des Ozonpartialdruckes ($n_b = \text{Nanobar}$) in verschiedenen Luftdruckniveaus von 194 vormittäglichen Spezialaufstiegen aus dem Zeitraum November 1966 bis Juli 1969 zur Verfügung. Die 759 Stundenmittelwerte der bodennahen Ozonkonzentration ($n_{bhm} = 10^{-8}$) in Berlin-Dahlem (3) beziehen sich auf den Zeitraum August bis Oktober 1966, Montag bis Freitag und 6 bis 22 Uhr.

Die eigentliche Aufgabe besteht nun darin, aus der Richtungsabhängigkeit des Ozongehaltes in der Höhe, d. h. außerhalb des vom Staattaerosol beeinflussten Bereichs, auf diejenige in Bodennähe zu schließen, die ohne das eventuelle Wirken eines Stadteinflusses wahrscheinlich wäre. Unterscheidet sich diese Verteilung wesentlich von der an der Vorortstation gemessenen, so ist zu klären, inwieweit sich die Differenzen in der Richtungsabhängigkeit durch die Lageorientierung der Station relativ zum Stadtareal in plausible Beziehung setzen lassen.

2. Kenngrößen der Windrichtungsabhängigkeit der Ozonkonzentration

Um einen quantitativen Vergleich der polaren Verteilungen zu erleichtern, werden eine Reihe von Kenngrößen der Richtungsabhängigkeit definiert.

Es seien $x(d)$ die mittleren Ozonwerte bei Wind aus der Richtung d (unter Zugrundelegung einer achteiligen Richtungsskala) und s die mittlere quadratische Abweichung der $x(d)$ um das Gesamtmittel m . Faßt man die jeweiligen $x(d)$ einer Verteilung als Vektoren auf (siehe auch Abb. 1), so läßt sich aus ihnen ein Vektormittel mit φ bzw. r als vektorielles Mittel der Richtung bzw. der Ozonkonzentration berechnen. Dann kann man die relative Streuung s/m als vergleichbares Maß für die Abweichung der gegebenen Verteilung von einer Gleichverteilung ansehen, während φ die Richtungsorientierung der Abhängigkeit, r/m deren relatives Ausmaß und schließlich r/s das relative Gleichmaß (oder die Einheitlichkeit) der Orientierung kennzeichnet.

Beispielsweise ist $r/m = 100\%$, wenn der Ozongehalt nur bei einer einzigen Windrichtung ungleich Null ist. Und bei zwei Verteilungen mit gleichem Abhängigkeitsausmaß r/m hat die Verteilung, die zwei relative Richtungsmaxima hat, ein kleineres r/s als die Verteilung mit nur einem relativen Richtungsmaximum.

Derartige Kenngrößen erlauben einen objektiveren Vergleich von mehrdimensionalen Verteilungen als die bloße Anschauung, zumal dann, wenn auf Grund der nicht allzu großen Zahl von Werten und einer geringen Prägnanz der Verteilungen deren optischer Vergleich zu keinen augenfälligen Beziehungen zu führen vermag.

3. Vergleich der Ozonverhältnisse verschiedener atmosphärischer Niveaus

Die Windrichtungsabhängigkeit des bodennahen Ozons in Berlin-Dahlem ist in Abbildung 1 wiedergegeben. Die Verteilung ist in erster Linie durch den äußerst niedrigen Wert bei Nordostwind und dem demgegenüber viermal so großen Wert bei Nordwestwind geprägt.

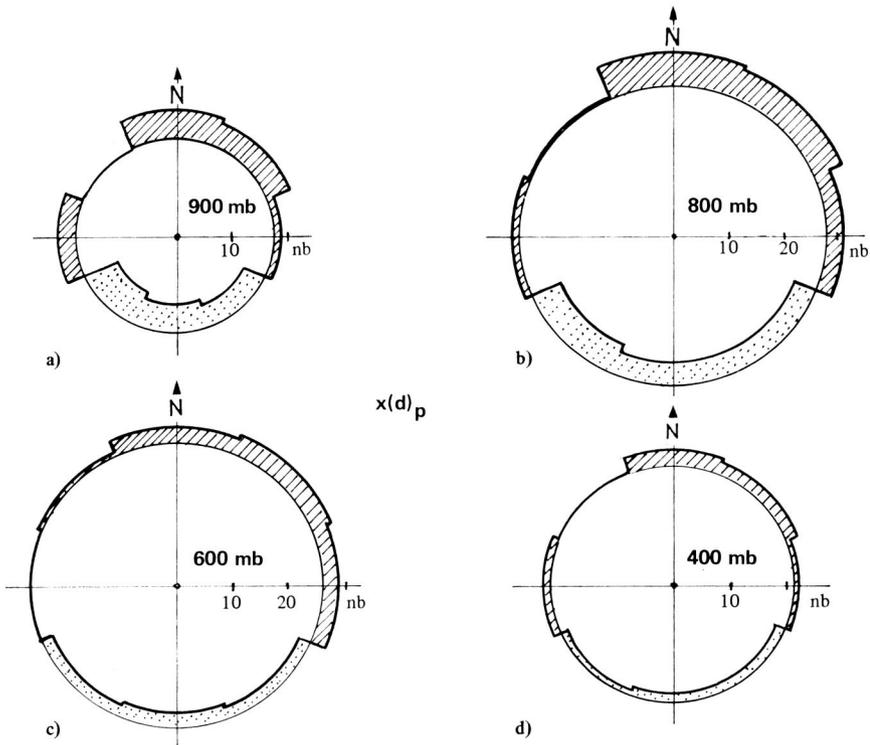


Abb. 2. Windrichtungsabhängige mittlere Ozongehaltsverteilung in verschiedenen Höhen über Berlin-Tempelhof, ermittelt aus 194 Ballonaufstiegen von November 1966 bis Juli 1969. Als Konzentrationsmaß ist der Partialdruck des Ozons in Nanobar [nb] angegeben.

Tabelle 1
Verteilung der untersuchten Ozonsondierungen in der freien Atmosphäre auf die einzelnen Monate.

Jahr	Monat												Summe
	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	
1966											5	4	9
1967	4	9	13	13	13	10	4	5	4	5	4	4	88
1968	5	4	4	4	5	4	5	4	13	6	5	6	64
1969	6	4	4	6	4	4	5						33
Summe	15	17	21	23	22	18	14	9	17	11	14	13	194
	45		66			42			41				
	Winter		Frühling			Herbst			Sommer				

Abbildung 2 demonstriert die Richtungsabhängigkeit des Ozongehalts in verschiedenen Druck-Niveaus über Berlin-Tempelhof, welche im Mittel die Höhen von etwa 1 km (900 mb), 2 km (800 mb), 4 km (600 mb) und 7 km ((400 mb) repräsentieren. Bei nördlichem Wind ist der Ozongehalt im Mittel überdurchschnittlich, bei südlichem unterdurchschnittlich.

Da die zu vergleichenden Ozonmessungen von Berlin-Dahlem am Boden und von Berlin-Tempelhof in der Höhe nicht simultan durchgeführt wurden und über das Jahr ungleich verteilt sind, ist zunächst zu betrachten, ob ein eventueller Jahresgang die Verwendung von Gesamtzeitraum-Kollektiven verbietet. Tabelle 1 zeigt die Verteilung der Meßzahl auf die einzelnen Monate und Jahreszeiten. Die mittlere Belegung der Monate (Jahreszeiten) streut mit 27 % (24 %). Die Verteilung der Werte im 800 mb-Niveau und deren Kenngrößen für die verschiedenen Zeitabschnitte geht aus Tabelle 2 hervor, der relative Intensitätsvektor $\left(\frac{r}{m}; \varphi\right)$ ist in Abbildung 3 dargestellt. Die Endpunkte streuen innerhalb eines weniger als 90° umfassenden Sektors um NNO. Das wahrscheinliche Verteilungsmuster ist demnach nicht grundlegend jahreszeitlich verschieden. Das Vektormittel

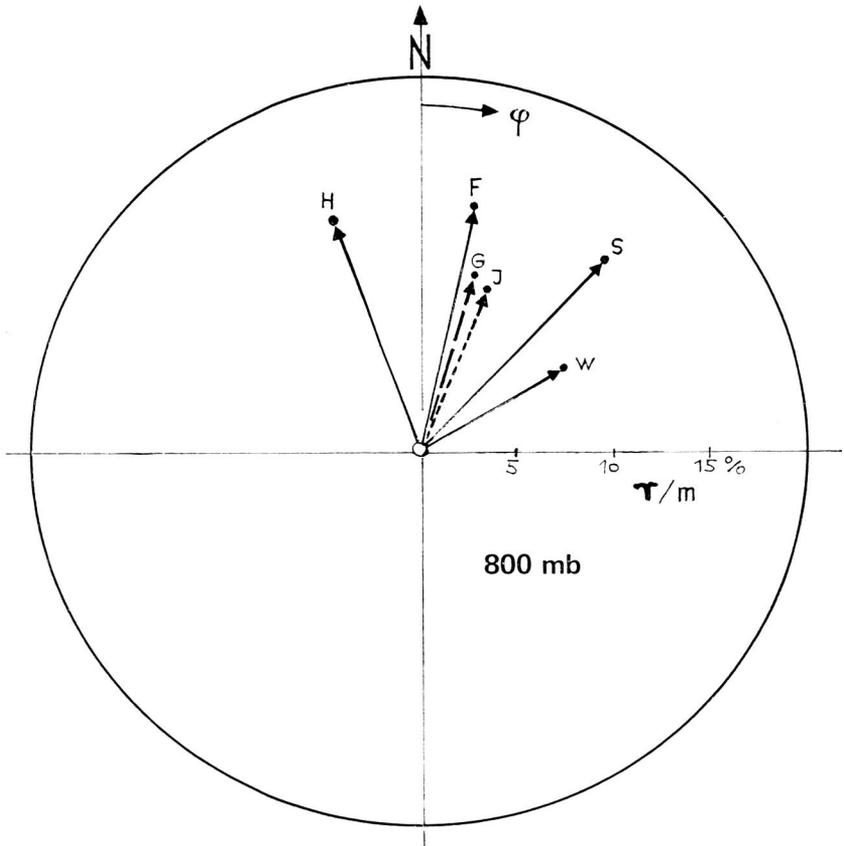


Abb. 3. Die Richtungsabhängigkeit des Ozongehalts in 800 mb, dargestellt durch den mittleren relativen Intensitätsvektor r/m , für die Gesamtheit der Werte (G), für die Jahreszeiten (F, S, H, W) und das aus ihnen abgeleitete Jahresmittel (J).

Tabelle 2

Ozonpartialdruck im 800 mb-Niveau in Abhängigkeit von der Bodenwindrichtung und der Jahreszeit.

Ozonpartialdruck [nb]	Frühling	Sommer	Herbst	Winter	Jahr	
Windrichtungssektor	NO 40,6 (5)	29,5 (4)	25,0 (4)	39,0 (1)	32,9 (14)	
(Anzahl in Klammern)	O 34,5 (12)	42,3 (4)	27,5 (4)	18,3 (6)	30,9 (26)	
	SO 33,5 (4)	36,1 (8)	18,1 (7)	12,7 (10)	23,3 (29)	
	S 27,7 (7)	10,0 (3)	31,3 (6)	17,3 (6)	23,5 (22)	
	SW 34,3 (11)	17,0 (5)	18,2 (10)	12,6 (7)	22,2 (33)	
	W 31,4 (17)	35,7 (6)	25,9 (8)	22,6 (9)	28,9 (40)	
	NW 33,4 (5)	27,4 (5)	42,5 (2)	18,2 (5)	28,2 (17)	
	N 42,6 (5)	30,8 (6)	37,0 (1)	1,0 (1)	33,5 (13)	
Anzahl der Messungen	(66)	(41)	(42)	(45)	(194)	
Mittel m	34,8 (8)	28,6 (8)	28,2 (8)	17,7 (8)	27,9 (8)	
relative Streuung s/m	13,8 %	37,0 %	30,3 %	60,7 %	16,0 %	
relatives	Richtung φ	22°	43°	339°	59°	16°
Vektormittel		Radius	7,4 %	14,0 %	13,2 %	8,6 %
r/s	0,54	0,38	0,44	0,14	0,61	

J aus den Jahreszeitenvektoren fällt mit dem der Gesamtverteilung G fast zusammen. Es können die Kenngrößen der gegebenen Meßreihe von Berlin-Tempelhof also offenbar als zeitlich hinreichend repräsentativ gelten.

Tabelle 3 enthält die Verteilung und Kenngrößen des Ozongehalts nach den Bodenmessungen aus Berlin-Dahlem und den Höhenmessungen im 900, 800, 600

Tabelle 3

Ozongehalt in verschiedenen Niveaus in Abhängigkeit von der Bodenwindrichtung.

	Boden	Niveau									
		900 mb		800 mb		600 mb		400 mb			
		Maßeinheit		Maßeinheit		Maßeinheit		Maßeinheit			
	pphm	%	nb	%	nb	%	nb	%	nb	%	
Windrichtungssektor	NO	0,50	39	23,1	130	32,9	118	30,3	112	24,4	111
	O	1,57	123	19,1	108	30,9	111	29,8	110	22,3	101
	SO	1,17	91	12,7	72	23,3	83	24,3	90	19,3	88
	S	1,09	85	12,0	68	23,5	84	23,4	87	19,5	89
	SW	1,35	105	11,7	66	22,2	79	23,6	87	20,1	91
	W	1,50	117	21,4	121	28,9	103	27,2	101	22,6	103
	NW	1,93	151	17,7	100	28,2	101	27,8	103	22,3	101
	N	1,14	89	24,2	136	33,5	120	29,8	110	25,5	116
Mittel m		1,28	100	17,7	100	27,9	100	27,0	100	22,0	100
relative Streuung	$\frac{s}{m}$	32,8 %		28,7 %		16,0 %		10,7 %		10,3 %	
relatives	Richtung φ	269°		5°		16°		20°		3°	
Vektormittel		Radius $\frac{r}{m}$	10,4 %		16,9 %		9,8 %		6,7 %		6,4 %
r/s		0,32		0,59		0,61		0,63		0,62	

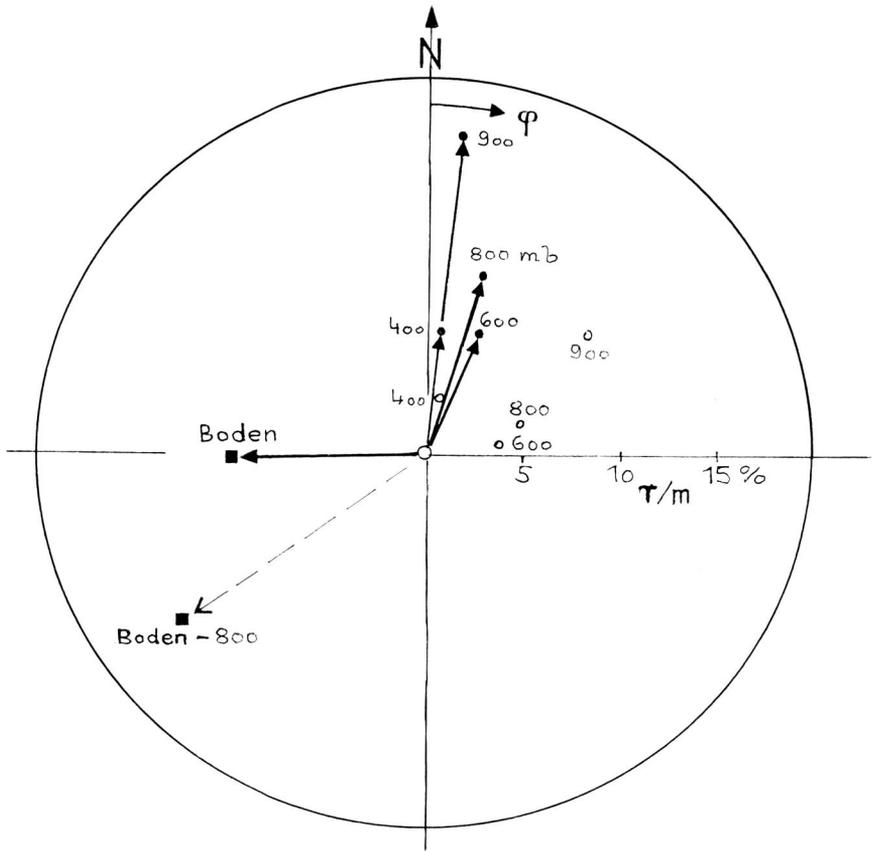


Abb. 4. Relatives Vektormittel aus der bodenwind- (Punkte) und niveaueindichtungsabhängigen (Kreise) Ozonverteilung in verschiedenen Niveaus, ferner der Differenzvektor „Boden — 800 mb“.

und 400 mb-Niveau in Berlin-Tempelhof. Abbildung 4 gibt die relativen Vektormittel wieder. Der Abbildung kann entnommen werden, daß in der gesamten freien Troposphäre die Richtungsabhängigkeit bezüglich des Bodenwindes sehr einheitlich nach Nord bis Nordnordost orientiert ist. In diesem Sektor etwa liegt der Schwerpunkt der Herkunftsrichtung des Ozontransportes. Das relative Ausmaß dieser Orientierung nimmt mit der Höhe ab. Für die Bodenwerte liegt der Herkunftsschwerpunkt dagegen in der Westrichtung.

Da sich die Abhängigkeiten alle auf die Bodenwindrichtung beziehen, ist die Schwerpunktsrichtung nicht direkt mit der Herkunftsrichtung der Luft im Meßniveau gleichzusetzen. Dies zeigt schon die Abhängigkeit von der Windrichtung des 800 mb-Niveaus (Kreise in Abb. 4). Auf Grund der Rechtsdrehung des Windes mit der Höhe liegt die Schwerpunktsrichtung östlicher. Da die Abhängigkeit allgemein weniger ausgeprägt ist und es hier weniger auf die kausale Deutung als vielmehr den analytischen Vergleich der Niveauresultate ankommt, mag die Bodenwindrichtung als generelle Basis der betrachteten Abhängigkeiten genügen.

In Abbildung 5 ist das die Einheitlichkeit der Orientierung kennzeichnende Maß r/s in Abhängigkeit von der mittleren Vektorrichtung für jede Meßschicht

dargestellt. Es wird deutlich, daß die so gekennzeichnete Verteilungsstruktur für alle Schichten des troposphärischen, nicht bodennahen Ozongehalts ziemlich gleich und nur die Verteilung des bodennahen Ozons anders orientiert ist.

Die Frage lautet nun: Ist die gefundene Richtungsabhängigkeit im Bodenniveau rein meteorologisch zu erwarten und zu begründen, also *n a t ü r l i c h* zu erklären, oder ist sie lokal, d. h. *a n t h r o p o g e n* beeinflusst? Die Entscheidung liegt in der Beantwortung der Frage, ob die gefundenen Boden-Kenngrößen auf Grund der vorliegenden Höhen-Kenngrößen erwartet werden könnten.

Die Rolle des Bodens ist hier die der Kontaktfläche mit der Luft und damit die des Zerstörens des Ozons. Das prägt sich im Mittel in der Abnahme des Ozonmischungsverhältnisses mit abnehmender Höhe über dem Boden aus (Abb. 6). Besonders groß ist der Gradient im Bereich der Grundschicht, also in den untersten 2 km der Atmosphäre. Die Vektorrichtung der Richtungsabhängigkeit ändert sich innerhalb der freien Atmosphäre mit Annäherung an die Bodenfläche, d. h. bei zunehmendem Einfluß der weiträumigen, Ozon abbauenden Fakten dennoch *n i c h t*. Zwar nimmt das Ausmaß r/m der Abhängigkeit relativ zu (Abb. 4), doch bleibt das Gleichmaß der Orientierung r/s praktisch konstant (Abb. 5). Eine Umorientierung der Abhängigkeit innerhalb der untersten 900 m

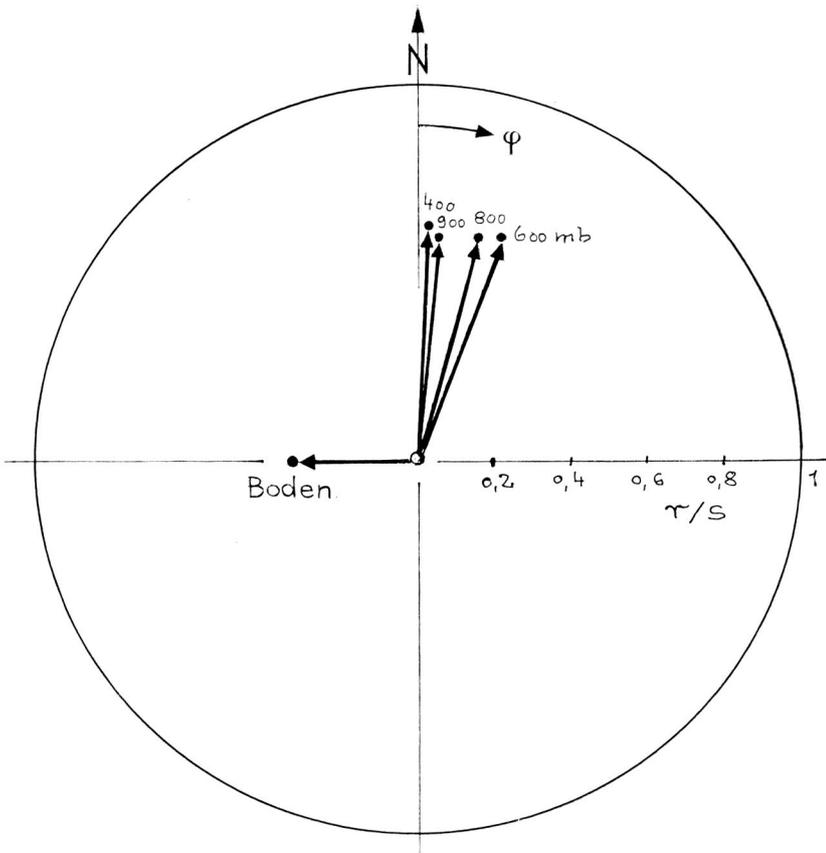


Abb. 5. Der relative Gleichmaßvektor r/s der Windrichtungsorientierung des Ozongehalts in verschiedenen Niveaus.

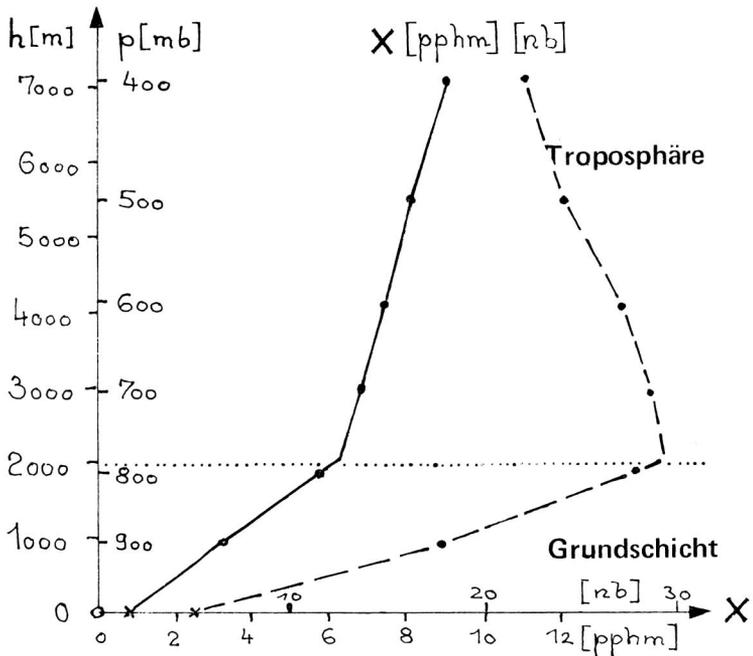


Abb. 6. Höhenabhängigkeit des mittleren Ozongehalts (dargestellt als Mischungsverhältnis [ppb] und als Partialdruck [nb]).

ist meteorologisch daher kaum zu erwarten. Bei ungestörten Verhältnissen sollte man auch in Bodennähe eine ähnliche Richtungsorientierung wie in den darüber liegenden Schichten vermuten.

Die vorgefundene Bodenverteilung entspricht dieser Erwartung in keiner Weise (Abb. 4 und 5). Sie ist um rund 100° verdreht orientiert. Geht man auf die eigentlichen Verteilungen zurück (Abb. 1 und 2), so werden dafür folgende Ursachen sichtbar: Wo in der freien Atmosphäre das Maximum liegt, nämlich im Bereich um NNO, liegt am Boden das Minimum; in etwa entgegengesetzter Richtung, nämlich um Süd, liegt in der Höhe das Minimum, in jedoch völlig abseitiger Richtung liegt am Boden das Maximum, nämlich in WNW. Abgesehen daher von der Ausrichtung ist auch die Struktur der Verteilung in Bodennähe eine andere als in der Höhe, also auch eine andere, als in Bodennähe natürlicherweise zu erwarten wäre. Es müssen demnach lokale Gegebenheiten diese Verteilung bestimmt haben, die nur im Bereich des lokal bestimmten Ozon abbaus liegen können.

4. Vergleich der Ozonverhältnisse mit der Bebauungsverteilung

Es ist nachgewiesen, daß Kraftfahrzeugabgase den natürlichen Ozonpegel erniedrigen und zum Beispiel in einer verkehrsreichen Straße der Tagesgang der Verkehrsdichte den Tagesgang des Ozongehalts prägt (2). Unter diesem Aspekt könnte man auch die vorgefundene bodennahe Richtungsabhängigkeit des Ozongehalts erklären: Luft, die die Meßstation insbesondere aus nordwestlicher Richtung erreicht, überstreicht auf der geringsten Strecke bebauten Gelände, welches

Tabelle 4
Vergleich der Verteilungen des Ozongehalts und der städtischen Bebauung.

	Betrachtete Größe (Werte auf Mittelwert = 100 normiert)						
	Ozon Boden	Ozon 800 mb	Ozon f = $\frac{\text{Boden}}{800 \text{ mb}}$	Ozon Diffe- renz- vektor Boden — 800 mb	Ozon $\frac{800 \text{ mb}}{\text{Boden}}$	Stadt- rand- ent- fernung e	
Windrichtungssektor	NO	39	118	32	256	198	
	O	123	111	108	76	128	
	SO	91	83	107	77	76	
	S	85	84	98	84	61	
	SW	105	79	129	63	61	
	W	117	103	110	74	79	
	NW	151	101	145	57	46	
	N	89	120	72	114	152	
Mittel m		100	100	100	100	100	
relative Streuung $\frac{s}{m}$		32,8 %	16,0 %	34,9 %	65,2 %	53,5 %	
relatives Vektormittel	Richtung φ	269°	16°	235°	234°	45°	45°
	Radius $\frac{r}{m}$	10,4 %	9,8°	14,8 %	16,2 %	27,0 %	29,5 %
r/s		0,32	0,61	0,43	0,41	0,55	

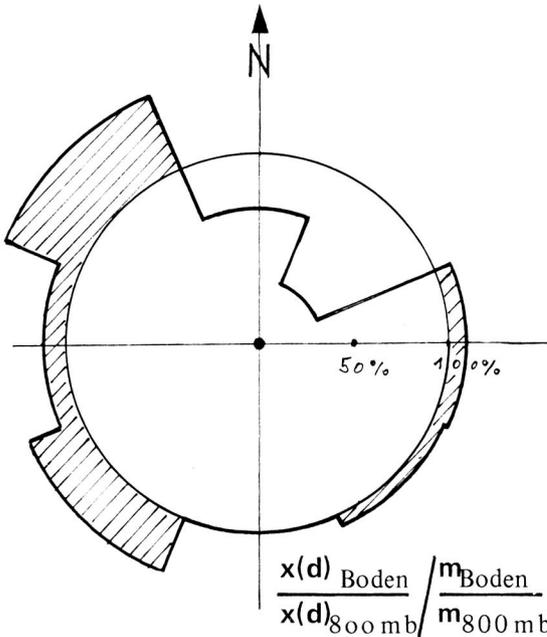


Abb. 7. Richtungsabhängigkeit der Abweichung des Ozongehalts am Boden zu dem in 800 mb, dargestellt durch das — im Mittel auf 100 % normierte — Verhältnis Bodenwert zu 800 mb-Wert.

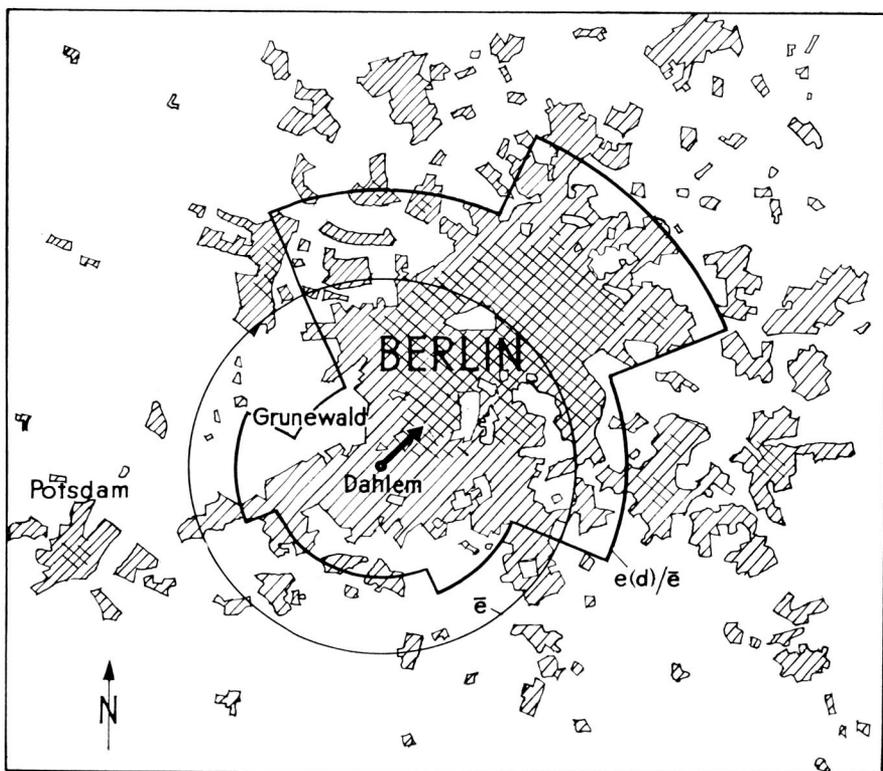


Abb. 8. Verteilung der Flächen mit geschlossener Bebauung in Berlin und Umgebung. Richtungsabhängig geglättete Darstellung des der Meßstation Berlin-Dahlem vorgelegerten Areals an geschlossener Bebauung relativ zur mittleren Distanz.

demnach mit seiner entsprechend geringen Luftverunreinigung das Ozon am wenigsten reduzieren würde; dagegen deckt sich das Minimum der Verteilung mit der Richtung (NO), aus der die das Stadtzentrum überstreichende Luft heranzweht. Es lohnt daher der Versuch einer genaueren Zuordnung der Verteilung zur Lage des Stadtgebiets relativ zur Meßstation.

Als ungestörte Verteilung des Ozongehalts wird die — im Mittel auf 100 % normierte — Verteilung im 800 mb-Niveau zugrunde gelegt. (Sie weicht im übrigen vom Mittel der Verteilungen aus 900, 800, 600 und 400 mb nur um 1 % ab!) Bildet man von der — ebenfalls im Mittel auf 100 % normierten — Bodenverteilung sektorenweise das Verhältnis Bodenwert zu 800 mb-Wert, so stellt die Verteilung dieser Verhältniswerte etwa die der lokalbedingten Abweichung dar, die der meteorologisch zu erwartenden überlagert ist (Tab. 4, Abb. 7). Ihr Orientierungsvektor von $\varphi = 235^\circ$ und $r/m = 14,8\%$ zu dem der 800 mb-Verteilung von $\varphi = 16^\circ$ und $r/m = 9,8\%$ addiert ergibt daher mit $\varphi = 276^\circ$ und $r/m = 9,5\%$ auch nahezu den der eigentlichen Bodenverteilung von $\varphi = 269^\circ$ und $r/m = 10,4\%$, d. h. er repräsentiert etwa den aus Bodenvektor und 800 mb-Vektor gebildeten Differenzvektor $\varphi = 234^\circ$, $r/m = 16,2\%$.

Es soll die Erwartung überprüft werden, daß die im Verhältniswert f sich darstellende Abweichung vom ungestörten Fall umgekehrt proportional ist der

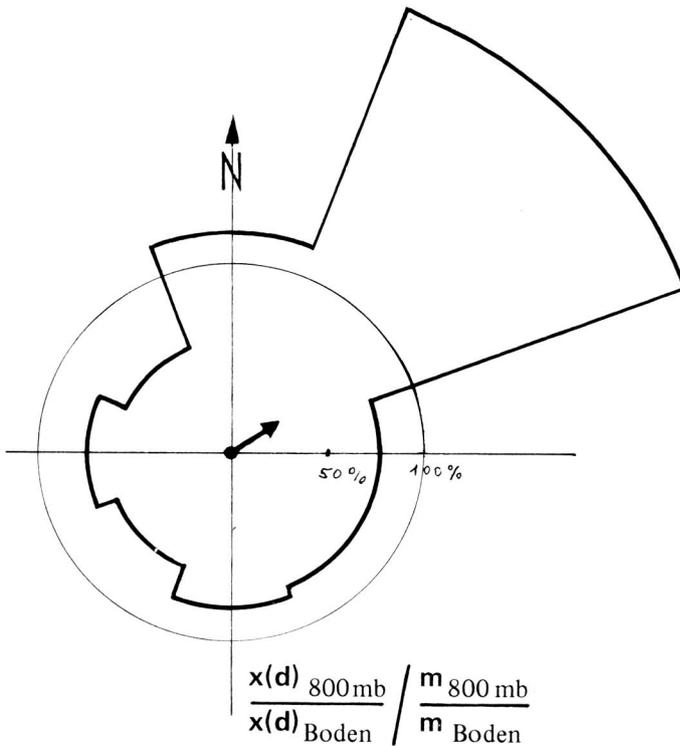


Abb. 9. Richtungsabhängige Darstellung des Defizits des Ozongehalts am Boden gegenüber dem in 800 mb durch das — im Mittel auf 100 % normierte — Verhältnis 800 mb-Wert zu Bodenwert.

Weglänge e , welche die Luft in dem betrachteten Richtungssektor über bebauten Stadtgebiet geweht ist.

In Abbildung 8 ist das Stadtgebiet von Berlin und näherer Umgebung (anhand seiner Areale mit geschlossener Bebauung) mit der Lage der Meßstation wiedergegeben, dazu das dieser Station in den einzelnen Richtungssektoren vorgelagerte Bebauungsareal. Diese Areale wurden durch graphischen Ausgleich ermittelt und sind durch die — im Mittel auf 100 % normierten — Distanzen e repräsentiert. Die Verteilung dieser e -Werte erweist sich tatsächlich als recht ähnlich der Verteilung der reziproken Verhältniszerte f , also der $1/f$ -Verteilung (Tab. 4, Abb. 8 und 9). Der Orientierungsvektor der reziproken Verhältniszerte $1/f$ weist nach 45° , der der Bebauungsdistanzen e in die gleiche Richtung von 45° (Tab. 4). Der lineare Korrelationskoeffizient, der sich aus den Werten f und e der Verteilungen bilden läßt, beträgt $r(f,e) = -0,90$. Die Regressionsgleichung zwischen der auf 100 % normierten $1/f$ - und der e -Verteilung, $1/f = 1,04 e - 3,81$, weist auf die gute reziproke Proportionalität des Zusammenhangs hin.

5. Schlußfolgerung

Im Maße dieser Übereinstimmungen scheint es erlaubt, die Abweichung der Richtungsabhängigkeit der Ozonkonzentration in Bodennähe von der in der

freien Atmosphäre gefundenen im wesentlichen als von der Stadt geprägt, also als anthropogen anzusehen. Wenn man bedenkt, daß der Untersuchung auf seiten der bodennahen Meßwerte lediglich die Meßreihe eines Vierteljahres zugrunde liegt, daß die schicht gekennzeichnete Bebauungsverteilung nur sehr roh etwa die Verkehrsdichte wiederzugeben vermag und daß sicher vorhandene Entfernungs-, also Transportzeitabhängigkeiten nicht erfaßt wurden, so erstaunt die Klarheit der formalen Zusammenhänge um so mehr. Dadurch wird folgender Schluß nahegelegt:

In Berlin wird der Ozongehalt der bodennahen Luft auch abseits einer verkehrsreichen Straße im Mittel in dem Maße vermindert, wie diese Luft angrenzendes Stadtgebiet überquert hat. Mag es bei bestimmten Wetterlagen gelegentlich auch zur photochemischen Bildung von Oxydantien kommen, so ist der Ozongehalt in einer Großstadt unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen normalerweise doch durch eine stadtbedingte *Reduktion* gekennzeichnet.

Für die Zusammenstellung und Überlassung der Ozonmeßwerte aus den Radiosonden-Aufstiegen in Berlin-Tempelhof gebührt Herrn Dipl.-Meteor. E. MÄDLow vom Institut für Meteorologie und Geophysik der Freien Universität Berlin besonderer Dank.

Zusammenfassung

Der Ozongehalt der bodennahen Luft im Berliner Vorort Dahlem weist eine markante Windrichtungsabhängigkeit auf. Durch Vergleich mit Ozonwerten aus der freien Atmosphäre über Berlin-Tempelhof ergab sich, daß diese Richtungsorientierung von der natürlicherweise zu erwartenden in einem Maße abweicht, welches in etwa der Bebauungsdichte des der Meßstation vorgelagerten Gebietes entspricht. Dieses Ergebnis legt den Schluß nahe, daß der Ozongehalt im Mittel durch eine stadtbedingte Reduktion geprägt ist.

Literatur

1. LAHMANN, E.: Ozon in städtischer Luft. Umschau in Wissenschaft und Technik **69** (1969), 693—694.
2. LAHMANN, E.: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 28. Verlag G. Fischer, Stuttgart 1969.
3. LAHMANN, E., J. WESTPHAL, K. DAMASCHKE und M. LÜBKE: Kontinuierliche Ozonmessungen in einer verkehrsreichen Straße. Gesundh.-Ing. **89** (1968), 144—147.
4. Ergebnisse der Aufstiege der Radiosondenstation Berlin-Tempelhof. Meteor. Abh. d. Inst. f. Meteor. u. Geophys. d. Freien Univ. Berlin, Bd. 85, H. 4, Bd. 76, H. 7—12, Bd. 90 und 104.

Priv.-Doz. Dr. W. FETT
 Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
 1 Berlin 33
 Corrensplatz 1

Grundlegende Überlegungen und Untersuchungen über die hydrochemischen Beziehungen zwischen Flußwasser und dem Wasser ufernaher Brunnen

Von PAUL KOPPE

1. Einführung

Ein bedeutender Anteil der Rohwässer, die von Wasserwerken in der Nähe von Flüssen als Grundwasser gewonnen werden, stellt infiltriertes Flußwasser dar. In der Chemischen Wasserstatistik (1) ist er für die Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 1960 noch mit 17 % der gesamten Wassergewinnung angegeben; tatsächlich wird er heute größer sein und in Zukunft zunehmen (2). In den letzten Jahren bereitet dieses infiltrierte Flußwasser, kurz als „Uferfiltrat“ bezeichnet, zunehmend Schwierigkeiten, was seine Menge und Güte angeht (3, 4).

Wir haben uns daher die Aufgabe gestellt, die hydraulischen Methoden, die unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Gegebenheiten den Infiltrationsanteil und die Infiltrationszeit des Flußwassers abzuschätzen versuchen, durch hydrochemische Verfahren zu ergänzen (5 bis 11, 52).

Darüber hinaus sollen die Untersuchungen über die hydrochemischen Beziehungen zwischen Fluß und ufernahem Brunnen Auskunft über das Rückhaltevermögen des Untergrundes gegenüber den Wasserinhaltsstoffen geben. Die Ergebnisse sollen Grundlagen sowohl für die Ortswahl ufernaher Brunnen und einen günstigen Förderbetrieb, als auch für die Gestaltung der Schutzgebiete und die Aufstellung von Reinhaltordnungen liefern.

Da diese Untersuchungen sich noch über mehrere Jahre erstrecken werden, soll schon jetzt über die grundsätzlichen Gedankengänge und die ersten Resultate, die in den zwei vergangenen Jahren am Niederrhein gewonnen wurden, berichtet werden. *Abbildung 1* zeigt in einem topographischen Schnitt die Lage der untersuchten Förderbrunnen A, B und C und der Beobachtungsbrunnen 2 bis 5 im Raum Düsseldorf. *Tabelle 1* führt einige Durchschnittswerte chemischer Analysen an.

2. Beschaffenheit des Rheinwassers

Die Qualität eines Rohwassers, welches aus ufernahen Brunnen gefördert wird, hängt von der Beschaffenheit des Flußwassers, seinen Veränderungen bei der Infiltration und vom Mischungsverhältnis infiltriertes Flußwasser zu echtem Grundwasser ab.

Über die biologischen Verhältnisse im Niederrhein liegen einige ausführliche Beschreibungen aus früheren Jahren vor, die das Rheinwasser als beta-mesosaprob ansprechen (12, 13). HEUSS (14) hat darauf hingewiesen, daß die Besonderheiten des schnellfließenden, kanalisierten und stark befahrenen Rheinstroms die An-

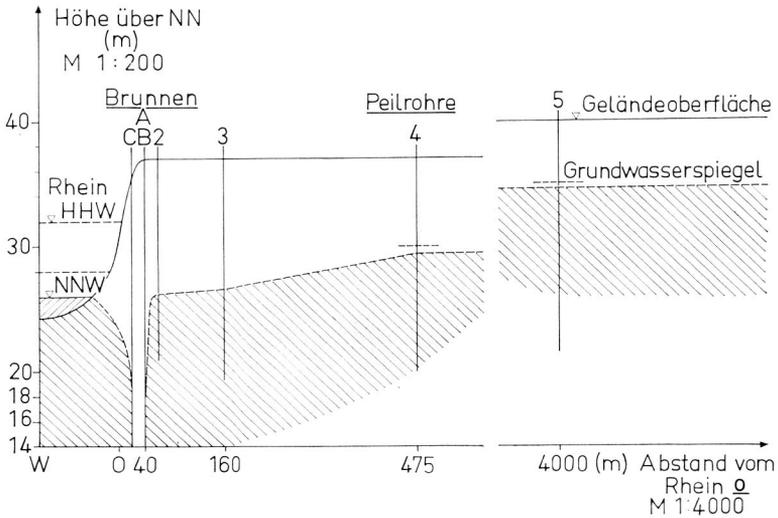


Abbildung 1
 Topographischer Schnitt: Rhein, Brunnen und Piezometre
 Grundwasserspiegelfläche: 22. 10. 1969; Schwankungsbreite: 14. 7. bis 14. 10 1969

wendung des Saprobien-systems nach KOLKWITZ und MARSSON (15, 16) nur mit Einschränkungen zulassen.

Über die Belastung des Rheinwassers mit anorganischen und organischen Schmutzstoffen liegen zahlreiche Erhebungen vor (17, 18). Hier ist die Abhängigkeit der Konzentration mancher Wasserinhaltsstoffe von der Zeit und der Wasserführung hervorzuheben, die für hydrochemische Untersuchungen eine oftmalige, besser kontinuierliche Probenahme über längere Zeiten erforderlich macht (19).

Die Wechselwirkungen zwischen ungelösten und gelösten Stoffen im Wasser sind zu berücksichtigen; nach HELLMANN adsorbieren die Schwebstoffe Schwermetallionen und organische Verbindungen, wodurch deren Eindringen in die Uferschichten gehemmt wird (20, 21, 22).

Die biologischen und chemischen Untersuchungen zeigen, daß der Niederrhein einen stark belasteten Vorfluter darstellt, dessen Wasser nicht unmittelbar zur Trinkwasseraufbereitung geeignet ist (23, 24, 25).

Tabelle 1
 Durchschnittswerte für die Zeit vom 14. Juli 1969 bis 12. Dezember 1969 in Düsseldorf;
 Brunnen B und Piezometre 5.

Durchschnittswerte	Rheinwasser	Uferfiltrat	Grundwasser
Temperatur	15,1 °C	13,4 °C	10,5 °C
Chlorid	171	108	59
Kaliumpermanganat-Verbrauch	42,3	9,7	4,1
Geruchsschwellenwert	69	37	11

3. Infiltrationsweg

Auf seiner Bahn vom Fluß zum Förderbrunnen dringt das Uferfiltrat durch den Flußgrund, der in einigen Fällen mit Sediment bedeckt ist (Hyporheal), in den Untergrund ein, durchströmt diesen auf dem Wege des geringsten Widerstandes und tritt in die Fassungsanlage ein.

Nur in Ausnahmefällen wird es sich um einen isotropen Untergrund aus Lockergesteinen handeln. Meist werden Schichten unterschiedlicher Kornzusammensetzung und Struktur durchflossen, so daß eine hydraulische Berechnung des Fließweges und der Fließzeit erschwert ist. Es können sowohl sperrende Schichten als auch Kurzschlußverbindungen, letztere vor allem bei Hochwasser, vorhanden sein. An einigen Stellen des Niederrheins ist der Flußgrund durch den jahrelangen Infiltrationsvorgang fast dicht geworden. Sind Schichten sehr großen Fließwiderstandes vorhanden, so fließt das Wasser auf Umwegen und ohne den vollen geometrischen Querschnitt auszunutzen dem Förderbrunnen zu. Neben ihrer Lage sind aber auch die Art (Horizontalbrunnen, Vertikalbrunnen) und der Zustand der Brunnen (Verockerung) von großem Einfluß auf den Infiltrationsweg, den Infiltrationswiderstand und auf das Mischungsverhältnis Flußwasser/Grundwasser. Auf Grund dieser Ausführungen ist es verständlich, daß manchmal zwei Einzelbrunnen, die vom Ufer und untereinander nur wenige Meter entfernt sind, sehr unterschiedliche Wassersorten liefern. Eine mittlere Infiltrationszeit läßt sich hydraulisch nur unter vereinfachenden Voraussetzungen errechnen. Eine grobe Abschätzung ist aus der Förderleistung und dem angenommenen Fließquerschnitt und Fließweg dann möglich, wenn der maximale Anteil an echtem Grundwasser aus den hydrologischen Daten des Einzugsgebietes abgeleitet werden kann. Der Druckausgleich zwischen Flußwasser und Grundwasser, der in wenigen Stunden einige Kilometer weit ins Land hinein stattfindet und durch den Anstieg der Grundwasserspiegelfläche in den Peilrohren gemessen werden kann, darf nicht mit dem langsamer verlaufenden und weniger weit reichenden Infiltrationsvorgang selbst verwechselt werden (26).

4. Veränderung des Wassers beim Infiltrationsvorgang

Das Flußwasser verändert bei der Uferfiltration seine physikalischen Eigenschaften und seine chemische Zusammensetzung in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Untergrundes. Von den physikalischen Eigenschaften ist in erster Annäherung nur die Temperatur eine stoffunabhängige Größe, während die Dichte, die Viskosität, die Oberflächenspannung und die Refraktion von den Wasserinhaltsstoffen beeinflusst werden. Die Temperatur des infiltrierten Flußwassers nähert sich bei nicht zu geringem Flurabstand mit dem Infiltrationsweg der des echten Grundwassers, die ihrerseits in Westdeutschland der mittleren Jahrestemperatur von $9,5^{\circ}\text{C}$ entspricht. Zeitliche Schwankungen der Temperatur im Rhein, die von 0°C bis 24°C reicht, machen sich in ufernahen Brunnen gedämpft und mit einer zeitlichen Phasenverschiebung bemerkbar. Die Dämpfung und Phasenverschiebung des Temperaturverlaufes hängen von der Wärmekapazität und dem Wärmehalt des Untergrundes ab, wobei letzterer von der Richtung der Temperaturänderung, dem wechselnden Pegelstand und der damit zusammenhängenden Bodendurchlüftung beeinflusst wird. Bei sinkendem Pegelstand und steigender Lufttemperatur ist diese Phasenverschiebung größer als bei steigendem Pegelstand und fallender Lufttemperatur. Das Diagramm I zeigt den Tem-

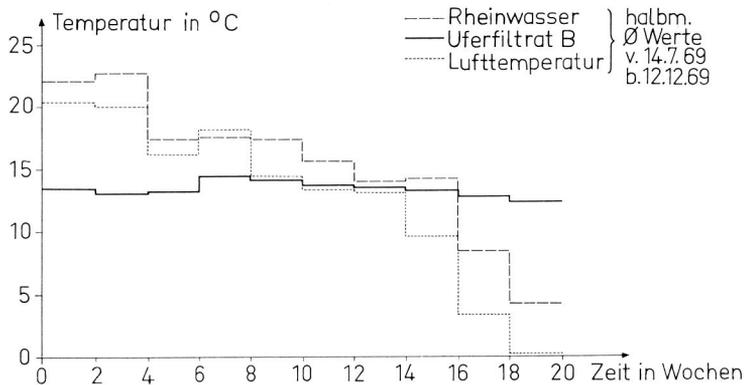


Diagramm I

Vergleich der Temperaturen von Rheinwasser und Rheinuferfiltrat bei Düsseldorf im Jahre 1969, unter Berücksichtigung der Lufttemperatur (morgens)

Der Temperaturverlauf des Rheinwassers und des Wassers in dem ufernahen Brunnen B; die Phasenverschiebung betrug im Sommer 1969 ungefähr vier Wochen, im Spätherbst dagegen nur rund zwei Wochen. Auf Grund der Dämpfung des Temperaturverlaufes ist eine Berechnung des Mischungsverhältnisses Flußwasser/Grundwasser mit Hilfe von Temperaturmessungen nicht möglich. Allerdings zeigen die Temperaturmessungen, wie weit der Einfluß des Oberflächenwassers mindestens reicht.

4.1 Einteilung der Wasserinhaltsstoffe

Die unbelebten Wasserinhaltsstoffe teilt man zweckmäßig nach ihrem Ausbreitungsvermögen bei der Filtration in folgende Haupt- und Untergruppen ein:

- A) Ungelöste Stoffe,
- B) gelöste Stoffe.

Eine Zwischenstufe stellen die Kolloide dar. Die gelösten Stoffe ihrerseits werden eingeteilt in:

- C) Anorganische Stoffe,
- D) organische Stoffe.

Auch hier existiert eine Zwischenstufe, zu der z. B. die Metallchelate gehören. Die Erfahrung zeigt, daß bei der Uferfiltration — abgesehen von hydraulischen Kurzschlüssen bei Hochwässern — praktisch keine Sink- und Schwebstoffe aus dem Fluß in die Förderbrunnen gelangen. Da nach HELLMANN gerade toxische Stoffe an den ungelösten Teilen adsorbiert sind und mit diesen in das Meer gespült werden, bilden die Flockungserscheinungen im Rhein einen teilweisen Schutz für die Trinkwasserversorgung. Tauchen Flocken im Brunnenwasser auf, so handelt es sich meist um Verkeimungen der Wasserfassung oder um Ausscheidung von vorher gelösten Stoffen, wie z. B. von Eisenverbindungen. Unter welchen Bedingungen kolloidale Teilchen und Viren den Untergrund passieren können, ist noch nicht vollständig geklärt (27). Die gelösten Stoffe können nach ihrem passiven Ausbreitungsvermögen weiter unterteilt werden. Das passive Ausbreitungsvermögen ist um so größer, je beständiger ein Stoff ist (Stabilität) und je weniger er durch

Tabelle 2
Einteilung gelöster anorganischer Stoffe nach ihrem Ausbreitungsvermögen
in drei Grade mit Angabe von Beispielen.

Ionenaustausch mit Bodenmineralien		Löslichkeit (der vorkommenden Verbindungen)	
		klein	groß
groß	Kation	I Fe ⁺⁺⁺	II Ba ⁺⁺
	Anion	PO ₄ —	F—
klein	Kation	II Ag ⁺	III Na ⁺
	Anion	S—	Cl—

physikalische oder chemische Vorgänge bei der Filtration zurückgehalten wird (passives Permeationsvermögen). Die Stabilität von Radionucliden ergibt sich aus der Halbwertszeit ihres radioaktiven Zerfalls, die Stabilität anorganischer Verbindungen aus ihren chemischen Umsetzungsmöglichkeiten. Das passive Ausbreitungsvermögen stabiler anorganischer Stoffe hängt allein von ihrem Permeationsvermögen ab, dementsprechend sie, wie es Tabelle 2 zeigt, in drei Klassen eingeteilt werden können: I) die wenig permeierenden, II) die mittelpermeierenden und III) die fast vollständig permeierenden Stoffe. Eine genauere, theoretische und experimentelle Untersuchung zeigt, daß es weder vollständig permeierende noch absolut nicht permeierende Stoffe gibt. Tatsächlich hängt das Permeationsvermögen im wesentlichen von dem chemischen und physikalischen Zustand der Oberfläche der Bodenteilchen ab. Es läßt sich aber eine Reihenfolge des Permeationsvermögens der einzelnen Anionen und Kationen aufstellen. Manche anorganische Stoffe können ihr Permeationsvermögen durch chemische Umwandlung verändern. So besitzt Eisen in zweiwertiger Form ein größeres Permeationsvermögen als in dreiwertiger Form. Der Ionenumtausch im Boden kann an Humusstoffen und Tonmineralien stattfinden; aber auch Eisenhydroxid vermag durch Ionenaustausch und Adsorption, Kationen und Anionen in erheblicher Menge zu binden (28, 29, 30). Von der Analytik radioaktiver Stoffe ist bekannt, daß fast jede Oberfläche in der Lage ist, geringe Mengen an Kationen und Anionen zu binden. Das passive Ausbreitungsvermögen der organischen Stoffe hängt ebenfalls von ihrer Stabilität und ihrem Permeationsvermögen ab, wobei grundsätzlich jede organische Verbindung instabil ist. Tabelle 3 zeigt die Einteilung der organischen Stoffe in wenig, mittel und weit pervierende Klassen.

Tabelle 3
Einteilung der gelösten organischen Stoffe nach ihrem Ausbreitungsvermögen
in drei Stufen mit Angabe von Beispielen.

Permeationsvermögen	Abbau	
	schnell	langsam
klein	I Ölsäure	II quartäre Ammoniumverbindungen
	II Äthanol	III Lindan

4.2 Die Eliminationsmechanismen und ihre Wirkungsdauer

Bei der Uferfiltration finden Veränderungen der Wasserinhaltsstoffe durch physikalische, chemische und mikrobielle Vorgänge statt. Zu den physikalischen Vorgängen der Filtration, für die trotz vieler Forschungsarbeiten noch keine konsistente, mathematische Theorie existiert (31 bis 34), gehören der einfache Siebeffekt, durch den ungelöste Teilchen mit und ohne Flockung zurückgehalten werden, die Adsorption gelöster Stoffe und ihre Dispersion. Die longitudinale und transversale Dispersion der Fließwege im Untergrund führt zu einem teilweisen Ausgleich der Konzentrationen der gelösten Wasserinhaltsstoffe, der durch Vermischung mit echtem Grundwasser noch gefördert wird (35). Das Diagramm II zeigt zur Veranschaulichung der Chloridkonzentration im Rheinwasser und Brunnen A im Jahre 1968; das Diagramm III zeigt die Verhältnisse für Brunnen B im Jahre 1969.

Zu den physikalischen Vorgängen bei der Uferfiltration sind auch die Lösungsvorgänge ohne chemische Veränderungen zu rechnen, wie sie z. B. das Herauslösen von Kalziumsulfat und Düngesalzen aus dem Boden, die Aufnahme von Luftsauerstoff aus und die Abgabe von Kohlensäure an die Atmosphäre darstellen. Aber auch durch chemische Reaktionen können anorganische Stoffe in Lösung gehen oder wieder ausfallen, wie z. B. Eisen und Mangan durch Reduktions- und Oxydationsprozesse. Der Ionenumtausch zählt ebenfalls zu den chemischen Veränderungen beim Filtrationsprozeß. Dazuzurechnen ist auch die Auflösung von Kalziumkarbonat durch freie Kohlensäure. Eine hervorragende Rolle bei allen Filtrationsprozessen in der Natur spielen die mikrobiellen Vorgänge, wie sie bei der Langsandsandfiltration und Grundwasseranreicherung eingehend untersucht wurden (36 bis 38). Hierbei können aerobe und anaerobe Abbauvorgänge stattfinden, aber auch Sekundärprodukte entstehen, wie z. B. Geruchsstoffe (39, 40).

Tabelle 5 zeigt die durchschnittliche Abnahme der organischen Inhaltsstoffe und des Sauerstoffs bei der Uferfiltration für Brunnen A bei Düsseldorf im Jahre 1968; bemerkenswert ist die relativ geringe Abnahme der Geruchs-

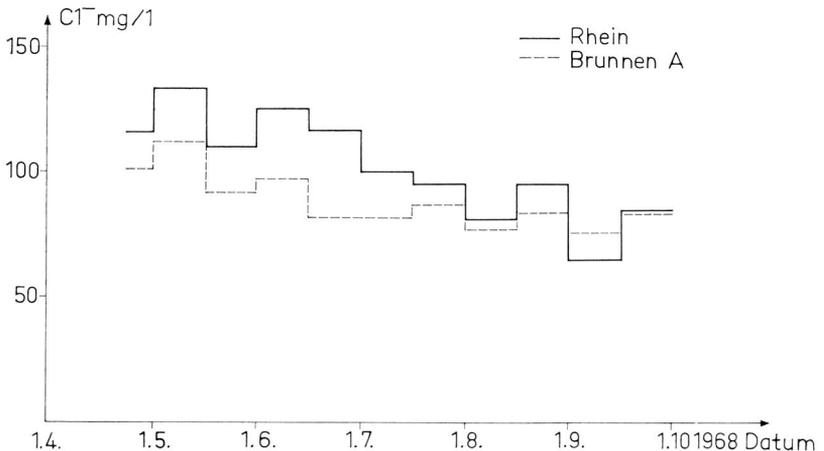


Diagramm II
Chloridkonzentration im Rhein und Brunnen A (1968)
halbmonatliche Durchschnittswerte

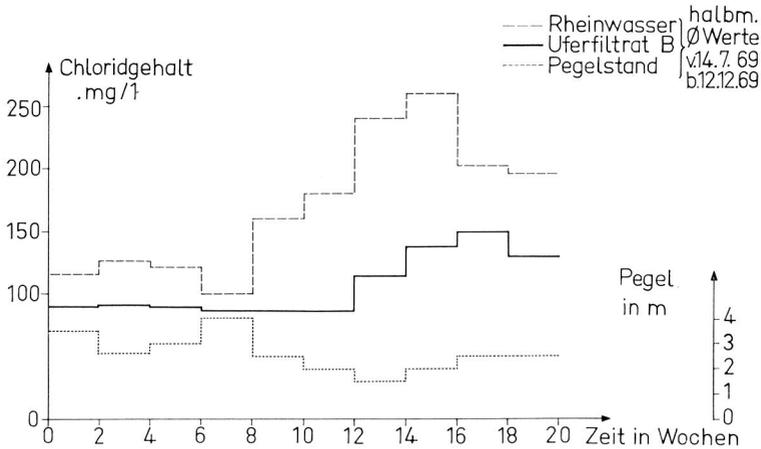


Diagramm III

Vergleich des Chloridgehaltes von Rheinwasser und Rheinuferfiltrat bei Düsseldorf im Jahre 1969, unter Berücksichtigung des Pegelstandes

Tabelle 4

Änderung einiger Durchschnittswerte bei der Uferfiltration.
Brunnen A; 1968

Meßwerte filtriert	Rheinwasser a	Brunnenwasser b	Differenz b - a	$\frac{b-a}{a} \cdot 100\%$
Sauerstoff, mg/l	6	1	- 5	- 83 %
KMnO ₄ -Verbrauch, mg/l	28	7	- 21	- 75 %
Ölgehalt, mg/l	0,5	0,1	- 0,4	- 80 %
organischer Kohlenstoff	8	2,4	- 5,6	- 70 %
nach 1 h Absetzen				
Geruchsschwellenwert	64	48	- 16	- 25 %
GSW der schwer oxidierbaren, aber ausblasbaren Geruchsstoffe	19	21	+ 2	+ 11 %

Tabelle 5

Änderungen des Wassers bei der Uferfiltration.

Brunnen B.

Durchschnittswerte für Zeitraum 14. Juli bis 14. Oktober 1969.

Meßgröße filtriert	Rheinwasser a	Brunnenwasser b	Differenz b - a
NH ₃ , mg/l	0,9	0,1	- 0,8
NO ₂ , mg/l	0,7	0,3	- 0,4
NO ₃ , mg/l	10,0	13,3	+ 3,3
KMnO ₄ -Verbrauch	40,4	10,8	- 29,6
O ₂ , mg/l	3,8	1,2	- 2,6

Tabelle 6
Änderungen des Wassers bei der Uferfiltration.
Brunnen B.
Durchschnittswerte für Zeitraum 14. Juli bis 14. Oktober 1969.

Meßgröße unfiltriert	Rheinwasser a	Brunnenwasser b	Differenz b — a
Temperatur, °C	19,0	12,8	— 6,2
pH-Wert	7,0	7,0	± 0
Leitfähigkeit, $\mu\text{S}/\text{cm}$	703	663	— 40
Schwebstoffe, mg/l	10	0	— 10
Geruchsschwellenwert (nach 1 Stunde absetzen)	57	30	— 27

belastung und die noch erkennbare Zunahme der schweroxydablen ausblasbaren Geruchsstoffe. Eng verknüpft mit dem Abbau organischer Substanz sind meist auch die Veränderungen der anorganischen Stickstoffverbindungen, wie es für Brunnen B Tabelle 5 zeigt. In anderen Fällen fanden wir eine Abnahme des Nitratgehaltes, was auf anaerobe Vorgänge hindeutet. Die Tabellen 6 und 7 zeigen zur Ergänzung die Veränderung anderer Eigenschaften bei der Uferfiltration. Für den Betrieb von Wasserwerken ist vor allem die Frage von Bedeutung, wie groß das Rückhaltevermögen des Untergrundes bei der Uferfiltration für Schmutzstoffe des Flußwassers ist. Die Uferfiltration bedeutet nämlich einen einsinnigen Vorgang, sozusagen eine Filtration ohne Rückspülung. Hier muß man zwischen temporären und permanenten Eliminationsmechanismen unterscheiden. Steht die organische Belastung des Flußwassers in einem Gleichgewichtsverhältnis zur Infiltrationszeit und Untergrundbelüftung, so kann die Entfernung organischer Stoffe durch mikrobiellen Abbau grundsätzlich beliebig lange vonstatten gehen. Zumindestens ist bis heute keine gelöste organische Verbindung bekannt, die gegenüber einem mikrobiellen Angriff völlig beständig wäre. Unübersichtlicher sind die Verhältnisse bei der mechanischen Absiebung der ungelösten, anorganischen Teilchen. Ob es hier zu einer bleibenden Verstopfung des Untergrundes kommt oder nicht, hängt u. a. vom Zustand der Flußsohle, den Strömungsverhältnissen und der Infiltrationsleistung ab. Hier sind noch Untersuchungen darüber notwendig, wie ein Dichtwerden der Flußsohle vermieden werden kann (51). Die Elimination der anorganischen, nicht flüchtigen Elemente und Verbindungen stellt immer einen temporären Vorgang bei der Uferfiltration

Tabelle 7
Änderungen des Wassers bei der Uferfiltration.
Brunnen B.
Durchschnittswerte für Zeitraum 14. Juli bis 14. Oktober 1969.

Meßwerte filtriert	Rheinwasser a	Brunnenwasser b	Differenz b — a
CaO, mg/l	103	135	+ 32
MgO, mg/l	2,3	2,4	+ 0,1
Na ⁺ , mg/l	95	78	— 17
Karbonathärte, DH	7,3	10,5	+ 3,2
SO ₄ —, mg/l	59,2	65,4	+ 6,2
Cl [—] , mg/l	134	88	— 46

dar. Die Größenordnung der Dauer dieser Elimination, entsprechend dem zugrundeliegenden Mechanismus, soll an einem Zahlenbeispiel erläutert werden: Die Tagesförderung einer Brunnengalerie soll 50 000 Kubikmeter betragen und die Länge der Uferinfiltrationsstrecke 1 000 Meter; die Mächtigkeit der Infiltrationsschicht sei 10 Meter und der Infiltrationsweg betrage 50 Meter. Es wird vorausgesetzt, daß die Verminderung eines anorganischen Inhaltsstoffes etwa 1 mg je Liter betragen soll. Durch einfache physikalische Adsorption kann diese Eliminationsleistung etwa 10^1 Tage aufrechterhalten werden (bei einer spezifischen Oberfläche von 6 cm^{-1}). Durch Ionenumtausch kann diese Eliminationsleistung etwa 10^3 Tage dauern (spezifische Ionenumtauschfähigkeit mit etwa 0,1 mval je 100 g vorausgesetzt) und durch Unlöslichwerden ohne merkliche Verstopfung der Poren etwa 10^5 bis 10^6 Tage. Die drei Arten der temporären Eliminationsmechanismen Adsorption, Ionenumtausch und Ausfällung verhalten sich, was ihre wirkliche Dauer angeht, demnach wie 1 : 1 000 : 1 000 000.

5. Abschätzung der Infiltrationszeit und des Mischungsverhältnisses

Schwankt die Konzentration eines Stoffes mit großem Permeationsvermögen mit der Zeit im Fluß, so wird sich diese Schwankung, abgeschwächt und zeitlich verschoben, auch im Uferfiltrat bemerkbar machen. Unterscheiden sich die durchschnittlichen Konzentrationen an diesem Stoff im Fluß deutlich von denen im Grundwasser, so kann aus der Phasenverschiebung der Extremwerte der Konzentrationen die Infiltrationsdauer abgeschätzt werden. Der mögliche Fehler dieser Abschätzung ist um so geringer, je größer das Permeationsvermögen des Stoffes ist, je mehr sich seine Konzentration im Fluß von der im Grundwasser unterscheidet und je weniger seine Konzentration im echten Grundwasser schwankt. Wie Diagramm IV am Beispiel des Chlorides und des Kaliumpermanganverbrauches zeigt, ist die Konzentration mancher Flußwasserinhaltsstoffe von der

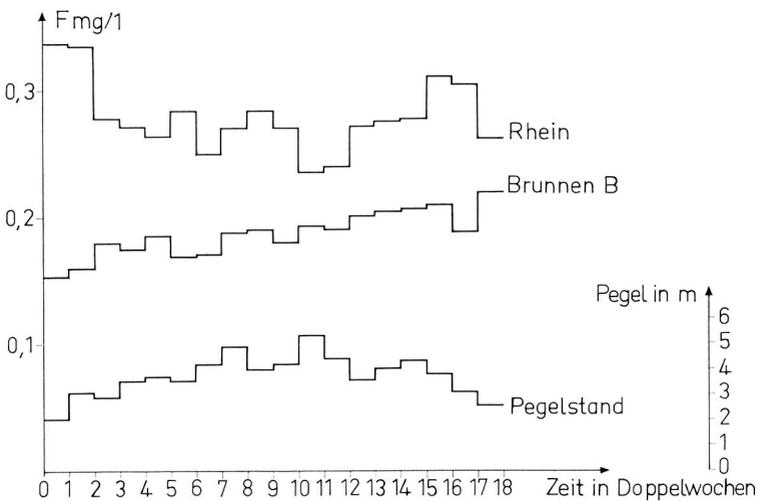


Diagramm IV
Wasserführung und Konzentration
Rhein bei Km 750, Jahr 1968

Wasserführung abhängig; je geringer die Wasserführung, desto höher die Konzentration. Andererseits wird bei hoher Wasserführung relativ mehr Flußwasser in kürzerer Zeit dem Förderbrunnen zufließen als bei niedrigerer Wasserführung. Dadurch wird die Infiltrationszeit und damit die Konzentrations-Phasenverschiebung bei niedrigen Konzentrationen permeierender Stoffe kürzer sein, als bei höheren Konzentrationen. So wurden bei Brunnen A Infiltrationszeiten von rund einem Tag bei Hochwasser und rund sechs Tagen bei Niedrigwasser ermittelt; entsprechend bei Brunnen B Infiltrationszeiten von zwei bis zu vier Wochen und bei Brunnen C von einer bis zwei Wochen.

Aus dem Gehalt eines permeierenden Stoffes im geförderten Rohwasser kann unter Berücksichtigung der Infiltrationszeit auch das Mischungsverhältnis „infiltriertes Flußwasser zu echtem Grundwasser“ abgeschätzt werden, vorausgesetzt, daß die Konzentration dieses Stoffes im echten Grundwasser praktisch konstant und deutlich verschieden von der im Flußwasser ist. Der Fehler der Abschätzung hängt also von folgendem Quotienten Q ab:

$$Q = \frac{a - b}{s}$$

a = Konzentration im Fluß, zur Zeit to

b = Konzentration im echten Grundwasser, zur Zeit to + ti

ti = Infiltrationszeit

s = Streuung der Konzentration im Grundwasser.

Tabelle 8 gibt die Ergebnisse für den Brunnen B in der Zeit des 3. Quartals 1969 an. Hierbei wurde zuerst die Infiltrationszeit aus der Phasenverschiebung bestimmt. Man sieht, daß die relativ gut permeierenden Ionen, Natrium und Chlorid, nicht ganz übereinstimmende Werte zeigen; es ist noch nicht geklärt, ob dies auf den ungünstigeren Q-Wert des Chlorids zurückzuführen ist. Fluorid, als weniger gut permeierendes Ion, zeigt einen Minderbefund des errechneten Anteils an Flußwasser. Wie Diagramm V zeigt, nimmt die Fluoridkonzentration im Uferfiltrat mit der Zeit zu; weitere Untersuchungen sollen klären, ob dies auf eine fortschreitende Erschöpfung der Ionenumtauschkapazität des Untergrundes zurückgeführt werden kann. Borsäure wurde im Rheinwasser in einer Konzentration von durchschnittlich 73 Mikrogramm Bor je Liter Wasser im 3. Quartal 1969 gefunden; dagegen betrug der Borgehalt im Grundwasser nur 35 Mikro-

Tabelle 8
Mischungsverhältnis Flußwasser/Grundwasser,
errechnet aus den Konzentrationen permeierender Ionen.
Brunnen B.
Zeitraum: 27. August bis 14. Oktober 1969 — Zeitverschiebung: 30 Tage.
Durchschnittskonzentrationen.

Ion	Fluß a	Brunnen B	Grundwasser $\frac{a-b}{s}$ b	$\frac{a-b}{S}$	errechnetes Mischungsverhältnis
Na ⁺ , mg/l	74	74	61 ± 1	$\frac{13}{1}$	100 %
Cl ⁻ , mg/l	98	88	62 ± 4	$\frac{36}{4}$	72 %
F ⁻ , mg/l	0,275	0,209	0,093 ± 0,01	$\frac{0,18}{0,01}$	64 %

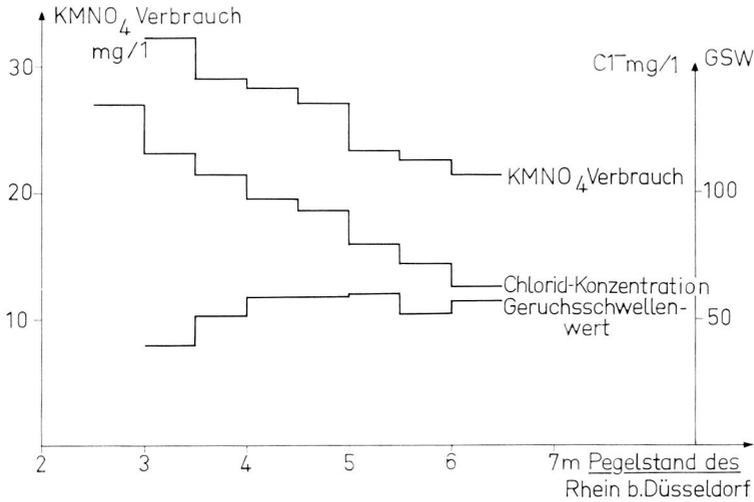


Diagramm V

Fluoridkonzentration im Rheinwasser und Brunnen B, unter Berücksichtigung des Pegelstandes vom 11. 1. 1968 bis 14. 10. 1969

gramm je Liter. Trotz dieses relativ großen Unterschiedes und des guten Permeationsvermögens von Borsäure schied dieser als Indikator zur Ermittlung der Infiltrationszeit oder des Mischungsverhältnisses im vorliegenden Fall aus, da der Q-Wert nur 3 betrug. Ohne Kenntnis der Infiltrationszeit kann das Mischungsverhältnis aus den Konzentrationen geeigneter, permeierender Wasserinhaltsstoffe nur in zwei Ausnahmefällen ermittelt werden. Dies ist einmal dann der Fall, wenn die Konzentration des Indikatorstoffes im Fluß längere Zeit (bezogen auf die Infiltrationszeit) konstant ist, zum anderen kann durch Bildung von Durchschnittswerten über sehr lange Zeit (ein Vielfaches der Infiltrationszeit) auch bei wechselnden Konzentrationen ein durchschnittliches Mischungsverhältnis ermittelt werden.

6. Möglichkeiten der Verbesserung der Uferfiltration und allgemeine Aussichten

Nach BAUER (2) wird man in den kommenden Jahren bei steigendem Wasserverbrauch zunehmend auf Flußwasser als Rohwasser für die Trink- und Brauchwasseraufbereitung zurückgreifen müssen, sei es unmittelbar oder sei es mittelbar über Grundwasseranreicherung und Uferfiltration. Da einerseits Wassergewinnungsanlagen viele Jahrzehnte im Betrieb sein sollen, andererseits aber die meisten anorganischen Wasserinhaltsstoffe nur eine beschränkte Zeit durch Uferfiltration aus dem Wasser entfernt werden (temporäre Elimination), ist zuerst eine Verbesserung der Flußwasserqualität durch entsprechende Reinhalteordnungen zu erstreben. Wesentlicher Bestandteil dieser Reinhalteordnungen müßte eine Liste der maximal zulässigen Konzentrationen der verschiedenen anorganischen Wasserinhaltsstoffe sein. Gelingt es nicht, die Beschaffenheit der Flußwässer wesentlich zu verbessern, so werden auf die Dauer Uferfiltrat-Wasserwerke eine noch aufwendigere Aufbereitung des Rohwassers durchführen müssen. Im übrigen gelten als Grundregel für eine Steigerung der wirksamen Eliminierung der an-

organischen und organischen Wasserinhaltsstoffe bei der Uferfiltration: lange Infiltrationszeiten und großer Infiltrationsquerschnitt. Das geförderte Rohwasser wird um so weniger mit organischen Stoffen belastet sein, je geringer die ursprüngliche Belastung des Flußwassers ist, je höher sein Sauerstoffgehalt und je größer die Sauerstoffaufnahme bei der Untergrundpassage ist. Diese Sauerstoffaufnahme des infiltrierten Wassers im Untergrund von oben ist ihrerseits von vielen, zum Teil beeinflussbaren Faktoren, abhängig, wie Bepflanzung und Bestockung des Geländes, Bebauung des Gebietes, Durchlüftung des Bodens, Flurabstand des Grundwassers, eventuelle Verunreinigung durch sauerstoffzehrende Sickerwässer. Kornaufbau und Mächtigkeit des Grundwasserleiters. Auf diesem Gebiet muß noch viel Forschungsarbeit geleistet werden (41 bis 52).

Nachsatz

Meinem Mitarbeiter, Herrn HEINZ MARX, danke ich für die fleißige Durchführung der zahlreichen Probenahmen und Analysen, die dieser Veröffentlichung zugrundeliegen.

Literatur

1. GIEBLER, G.: Die 3. chemische Wasserstatistik der Wasserwerke in der Bundesrepublik Deutschland und Westberlin und ihre Ergebnisse. Gas- und Wasserfach 101 (1960), 860—864.
2. BAUER, M.: Gedanken zur Wasserversorgung in der Bundesrepublik in den nächsten dreißig Jahren. Gas- und Wasserfach 110 (1969), 923—925.
3. KLUDIG, K. H.: Die Gewinnung uferfiltrierten Grundwassers und der Einfluß der Rheinverschmutzung. Gas- und Wasserfach 109 (1968), 1401—1405.
4. HOLLUTA, J., L. BAUER und W. KÖLLE: Über die Einwirkung steigender Flußverschmutzung auf die Wasserqualität und Kapazität des Uferfiltrates. Gas- und Wasserfach 109 (1968), 1406—1409.
5. VILLEMARINE, F., H. BONNESON et R. CAMUZEUX: Quelques observations sur evolution d'une nappe alluvionnaire au cours d'un cycle hydrologique. Techniques et Sciences Municipales 59 (1964), 157—164.
6. GYALOKAY, M.: On the subject of the Danube island groundwater and its relation to the Danube River waters. Bratislava 1968.
7. TODD, D. K.: Groundwater flow in relation to a flooding stream. Proc. ASCE, Vol. 81 (1955).
8. BAROUNIS, A. N.: Infiltration Galleries, Hydrological Study, Hydraulic Design and Construction. International Association of Hydrogeologists Memoires VII, 1965, 323—331.
9. MÜLLER-DELITZSCH, G.: Grundlagen der Grundwassergewinnung. Fachbuchverlag GmbH. Leipzig 1951.
10. CASTANY, G.: Prospection et exploitation des eaux souterraines. Dunod, Paris, 1968.
11. TODD, D. K.: Ground Water Hydrology. John Wiley & Sons, Inc., Publishers, New York 1959.
12. BENISCH, J.: Das augenblickliche biologische Bild des Rheines auf der Strecke von Honnef bis Emmerich, dargestellt auf Grund einer Rheinuntersuchung im Oktober 1953. Vom Wasser 21 (1954), 33—83.
13. CZERNIN-CHUDENITZ, C. W.: Quantitative Phytoplankton-Untersuchungen des Rheinstroms. Bd. III. Forschungsberichte des Wirtschafts- und Verkehrsministeriums Nordrhein-Westfalen Nr. 536. Westdeutscher Verlag Köln, 1958.
14. HEUSS: Das biologische Bild des Rheines. Gewässerschutz. Wasser. Abwasser, Bd. 3, 1969. Druck und Vertrieb: Krupinski, Mondorf bei Bonn.
15. KOLKWITZ, R., und M. MARSSON: Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. K. Prüfanstalt f. Wasservers. u. Abwasserbes. Berlin-Dahlem 1, S. 33 (1902).
16. LIEBMANN, H.: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Bd. II. R. Oldenbourg, München 1960. Biologie des Flusses und Stromes, 148—213.

17. — —: Die Verunreinigung des Rheines und seiner wichtigsten Nebenflüsse in der Bundesrepublik Deutschland. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins (Stand 1965).
18. — —: Dritter Bericht der Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V. Düsseldorf; über Arbeiten und Erfahrungen in den Jahren (1953) 1962—1964. Düsseldorf, im Dezember 1965.
19. LÜSSEM, H.: Mineralstoffgehalt des Rheins in Abhängigkeit vom Abfluß. Vom Wasser 35 (1968), 150—159.
20. HELLMANN, H.: Die Belastung des Rheins mit ungelösten organischen Stoffen im Jahre 1967. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 12 (1968), 39—43.
21. HELLMANN, H., und F. J. BRUNS: Die chemische Zusammensetzung der ungelösten Stoffe im Rhein. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 12 (1968), 162—166.
22. HELLMANN, H., und A. GRIFFATONG: Die Adsorption von Schwermetallen an den Schwebstoffen des Rheins — eine Untersuchung zur Entgiftung des Rheinwassers. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 13 (1969), 108—114.
23. — —: Regelwerk des Vereins der Deutschen Gas- und Wasserfachmänner W 151.
24. HAMM, A.: Nomogramm zur Ermittlung der Güte von Fließgewässern. Wasser- und Abwasserforschung Nr. 5 (1968).
25. DIETERICH, B.: Die Einordnung des Oberflächenwassers in die Wassergütekategorie. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft I. R. Oldenbourg, München 1958.
26. DIESEL, E.: Die Grundwasserbeschaffenheit im linksrheinischen Kölner Wirtschaftsraum. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen, 1963, D 82 (Dissertation TH Aachen).
27. PRIMAVESI, C. A.: Der Einfluß virusbelasteten Abwassers auf den Vorfluter und die Frage der Viruseliminierung. Gewässerschutz. Wasser. Abwasser, Bd. 3, 1969. Druck und Vertrieb: Krupinski, Mondorf bei Bonn (siehe auch Diskussionsbeitrag CARLSON).
28. HOFFMANN, U.: Über die Chemie der Oberfläche der Tonmineralien. Angew. Chemie 70 (1958), S. 471.
29. KUHN, A.: Kolloidchemisches Taschenbuch. Leipzig 1953, 4. Auflage, S. 25; feste Bindung von Chlorid an Eisenhydroxyd.
30. JAKOB, A.: Kurzes Lehrbuch der Bodenkunde. Akademie-Verlag Berlin, 1953. Seite 72: Ionenaustauschvermögen der Huminsäuren; Seite 70: Umsetzung der Humuskörper mit mineralischen Bodenbestandteilen.
31. COLLINS, R. A.: Flow of fluids through porous materials. New York, Reinold, 1961.
32. DUDGEON, C. R.: Flow of water through coarse granular materials. Manly Vale N.S.W., Australia 1964.
33. SEYFARTH, R.: Über die Vorgänge in Kornhaufen beim Durchfließen von Wasser. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 15. R. Oldenbourg, München 1965.
34. MINTZ, D. M.: Modern Theory of Filtration. International Water Supply Congress, Barcelona, 3. bis 7. 10. 1964. International Water Supply Association, London.
35. INOUE, Y., and W. KAUFMAN: Prediction of movements of radionuclides in solution through porous media. Health Physics 9 (1963), 705—715.
36. — —: Die künstliche Grundwasseranreicherung. Veröffentlichungen der Hydrologischen Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 9, Dortmund 1966.
37. SCHMIDT, K. H.: Die Abbauleistung der Bakterienflora bei der Langsamsandfiltration und ihre Beeinflussung durch die Rohwasserqualität und andere Umwelteinflüsse. Veröffentlichungen der Hydrologischen Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, Dissertationsschrift Nr. 5, Dortmund 1963.
38. BRINK, N.: Ecological studies in biological filters. Int. Revue ges. Hydrobiologie 52 (1967), H. 1, 51—122.
39. MATTHES, G., und W. SCHNEIDER: Über die Abbauvorgänge bei Grundwasserunreinigungen im Unterstrom von Abfalldeponien. Gas- und Wasserfach 109 (1968), 137—142.
40. KUBECZKA, K. H.: Vergleichende Untersuchungen zur Biogenese flüchtiger Produkte des Sekundärstoffwechsels. Archiv für Mikrobiologie 60 (1968), 139—159.
41. FAST, H.: Typologie und Beschaffenheit unserer Grundwässer. Das Leder 11 (1960), H. 11, 261—270.

42. IMHOFF, K. R.: Sauerstoffhaushalt und künstliche Wiederbelüftung im Bereich des Baldeneysees und der unteren Ruhr. Gas- und Wasserfach **109** (1968), 936—941.
43. SCHWILLE, F., und CH. VORREYER: Durch Mineralöl reduzierte Grundwässer. Gas- und Wasserfach **110** (1969), H. 44, 1225—1232.
44. NÖRING, F.: Fragen der Grundwasserchemie in Beziehung zur Oberfläche und zum Untergrund. Z. Dtsch. Geol. Ges. **102/I** (1950), 123—128.
45. GELFER, E. A.: Factors effecting the fluorine content in natural waters. *Gidrokhim. Mater.* **46** (1968), 74—78.
46. LÖHNERT, E.: Grundwasserverunreinigungen im Elbetal. Gas- und Wasserfach **110** (1969), H. 42, 1171—1177.
47. BORNEFF, J.: Die Entfernung kanzerogener, polycyclischer Aromaten bei der Trinkwasseraufbereitung. Gas- und Wasserfach **110** (1969), H. 2, 29—34.
48. HOLLUTA, J.: Untersuchungen über die Ursache der Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigung uferfiltrierter Trinkwässer am Niederrhein; Methodik und Ergebnisse. Gas- und Wasserfach **96** (1955), 449—458.
49. RICHARD, F.: Wasserhaushalt und Entwässerung von Weideböden. Schweizerische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. 39, H. 5 (1963), 247—269 (Hinweise auf Bodendurchlüftung).
50. SCHMITZ, W.: Die fließende Welle — eine Betrachtung über die Dynamik des Energie- und Stoffhaushalts in Flüssen. *Vom Wasser* **28** (1961), 11—33.
51. LIEBMANN, H.: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, 275—281. R. Oldenbourg-Verlag, München 1960.
52. SCHWILLE, F.: Die Zusammenhänge zwischen dem Oberflächenwasser und dem Grundwasser der Talauen. *Internationale Hydrologische Dekade*; Deutscher Beitrag in den Jahren 1965 bis 1969, S. 80—81. Herausgegeben von der DFG, Bad Godesberg 1969 (siehe auch: Sonderbericht über Forschungsarbeiten auf dem Gebiet des unterirdischen Wassers für die Jahre 1963 bis 1967. Vorgelegt von der Kommission für unterirdisches Wasser der Sektion Hydrologie. Herausgegeben von der Kommission für Geodäsie und Geophysik bei der Bayerischen Akademie der Wissenschaften, München 1968; vor allem Seiten 16, 17, 21, 24).

Dir. u. Prof. Dr. P. KOPPE
Außenstelle Düsseldorf
des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
4 Düsseldorf
Auf'm Hennekamp 70

Zum Thema „Begriffsbestimmungen“

Von HELMUT KETTNER

In der letzten Zeit werden zunehmend Bestrebungen bemerkbar, Erscheinungen der Umwelthygiene, hier besonders der Lufthygiene, auf nationalen Ebenen, aber auch international, zu standardisieren und zu präzisieren. So arbeitet u. a. auch die OECD (Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, Paris) an einem Vier-Sprachen-Glossarium, das aus einem Wörterbuch und einem Begriffsbestimmungsteil bestehen soll.

Begriffe zu definieren ist erforderlich, wenn man sich im naturwissenschaftlichen Sinne verständlich machen will, die Definition soll möglichst einfach, exakt und umfassend sein. Je nach Blickpunkt wird es mitunter nicht möglich sein, alle Aspekte eines Begriffes in einer einzigen Definition niederzulegen.

Der Begriff „Luftverunreinigung“ wird allgemein als Oberbegriff aufgefaßt, ist in der BR aber nicht definiert. Im Ausland wird darunter verstanden: „die Anwesenheit von unerwünschten Stoffen in der Luft in Konzentrationen, die geeignet sind, einen meßbaren Effekt auf Mensch, Tier und Vegetation oder die unbelebte Welt auszuüben“ (USA), „die Anwesenheit von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre, die gewisse Reaktionen auf Mensch, Tier und die Vegetation von leichter Unannehmlichkeit bis zu schwerer Vergiftung herbeiführen können“ (GB) oder „Anwesenheit von luftverunreinigenden Stoffen in der Luft, die wenigstens eine feststellbare Einwirkung auf die Gesundheit oder die Einrichtungen ausüben, eine Schädigung von Gütern herbeiführen oder den Charakter einer Örtlichkeit ändern können“ (F). Als Äquivalent für „Luftverunreinigung“ wird im deutschen Sprachraum der Begriff „Immission“ sehr viel verwendet, für den es nicht weniger als 5 Grundausslegungen gibt, und zwar:

- | | |
|----------------------|--|
| BOISSERÉE-OELS (1): | Einwirkung von Emissionen auf ... (Wirkung, juristisch) |
| § 906 BGB (2): | ... kann Einwirkungen ... nicht verbieten ... (Duldungspflicht, juristisch) |
| VDI-2104 (3): | Zuführung von ... (Erzeugung, Vorhandensein) |
| TA-Luft (4): | Luftverunreinigende Stoffe, die in der Nähe der Einwirkungsstelle in 1,5 m Höhe ... auftreten (Vorhandensein, meßtechnisch) |
| PRINZ-STRATMANN (5): | Eine Immission findet dort statt, wo die Einflußnahme der Atmosphäre auf die Bewegung luftfremder Substanzen endet (Vorhandensein im stationären Zustand, idealisiert) |

Der Begriff „Immission“ wird auch als solcher in gewissen anderen Staaten (Schweden, Italien) verwendet.

Es unterliegt keinem Zweifel, daß alle diese Definitionen zutreffen und daseinsberechtigt sind und je nach Fragestellung zur Anwendung kommen. Dem literaturlesenden Ausländer wird es aber mitunter schwerfallen zu verstehen,

wann die eine oder die andere Bedeutung gemeint ist; eine einzige Definition für diesen Begriff zu finden, dürfte aber, wie das auch in anderen Fällen vorkommt, schwierig sein, es nimmt auch nicht wunder, wenn unterschiedliche Definitionen eines und desselben Begriffes — jeweils auf den betreffenden Zweck ausgerichtet — auch in anderen Normenblättern und Richtlinien auftreten.

Gegenüber dem abstrakten Begriff „Immission“ handelt es sich beim „partikelförmigen Niederschlag“ (p. N.) um einen materiellen Begriff; man sollte deshalb meinen, daß dieser leichter und mit wenigen Worten umfassend zu definieren wäre. Der Ausdruck „partikelförmig“ ist in Anlehnung an das im englischen Sprachgebrauch übliche Worte „Particle“ gewählt worden, unter dem man „eine kleine diskrete Quantität eines festen oder flüssigen Stoffes“ versteht. Den p. N. (Particle Fall) definiert die ASTM (6) als:

„Maß derjenigen Luftverunreinigungen als Massenrate, bei der feste Teilchen aus der Atmosphäre ausfallen. Der Begriff wird in demselben Sinne wie früher Staubniederschlag (Dust Fall and Soot Fall) verwendet, ohne jegliche Folgerung hinsichtlich Natur und Quellen der Teilchen.“

Der p. N. ist keine einheitliche Materie, sondern ein Konglomerat aus mehreren chemisch und physikalisch unterschiedlichen Stoffen wechselnder Zusammensetzung, in dem der „Staub“ wohl überwiegend, aber nicht allein vorhanden ist. Aus diesem Grunde benützt man den Ausdruck „Staubniederschlag“ heute mehr als Unterbegriff des weiter ausgelegten Begriffes p. N.

Allgemeiner, jedoch in einem ähnlichen Sinne wie p. N. definiert die 1966 herausgegebene VDI-Richtlinie 2104 (Begriffsbestimmungen) den „Niederschlag luftverunreinigender Stoffe“ als

„Die aus der Atmosphäre ausfallenden luftverunreinigenden Stoffe“.

Eine erweiterte Definition wird in der meßtechnischen VDI-Richtlinie 2119 Bl. 1, Übersicht, 1969 (7) wie folgt gegeben:

„Unter p. N. versteht man die in einer bestimmten Zeit aus der Atmosphäre auf eine im Erdbodennähe befindliche horizontale Fläche ausfallende Menge luftfremder Stoffe in festem und flüssigem Aggregatzustand mit Ausnahme des vorhandenen Wasseranteils. Der Ausfall dieser Stoffe wird durch die Gravitation und die turbulente Diffusion bewirkt. Die Menge des Niederschlags kann im allgemeinen ohne großen Aufwand meßbar erfaßt werden, indem man diese luftfremden Stoffe mit Hilfe aufgestellter materieller Flächen zur Ablagerung bringt und den gesamten Trockenrückstand durch Wägen ermittelt.

Die Teilchengrößen der so erfaßbaren festen Teilchen sind nicht näher bestimmbar. Sie hängen in komplizierter Weise von vielen äußeren Bedingungen ab, die einerseits durch die Form des Gerätes, andererseits durch die Orographie und durch das Zusammenwirken der sich örtlich und zeitlich ändernden meteorologischen Zustände, vor allem durch Wind und Regenniederschlag, gegeben sind. So werden beispielsweise während eines Regens viele Staubteilchen sehr kleiner Durchmesser von den zur Erde niederfallenden Regentropfen eingefangen, aus höheren Schichten der Atmosphäre in die bodennahen Schichten transportiert und dort zusammen mit den Regentropfen abgeschieden.“

Diese sehr weit ausgelegte Definition schneidet neben der eigentlichen Beschreibung des Begriffes auch teilweise Probleme der Verhaltensweise in der Atmosphäre, der Korngröße, der Art des Abscheidens u. a. an, Probleme, die in einer im meteorologischen Sinne abzufassenden Definition nicht fehlen sollten,

in einer meßtechnischen aber überflüssig erscheinen. Die vorgeschlagene Definition trifft bis zu dem Wort „Wasseranteils“ durchaus zu und könnte dort aufhören. In den weiteren Blättern dieser Richtlinie, in denen auf die einzelnen Meßverfahren eingegangen wird, sollte als eine Besonderheit des betreffenden Verfahrens der Hinweis gegeben werden, welche Stoffe bzw. in welchem Zustand (soweit dies möglich) die Stoffe abgeschieden werden. So geht bei Messungen mit Volumen-auffanggeräten (Bergerhoff, Wabolu) in den Meßwert auch der Anteil der durch atmosphärische Niederschläge ausgewaschenen gasförmigen Stoffe ein, während dies bei Haftfolien nicht der Fall ist. Dafür läßt sich aber bei letzteren eine morphologische Identifizierung der Teilchen durchführen, was wiederum bei den ersten nicht möglich ist.

Für „Industrielle Ballungsgebiete“ wird folgende Definition vorgeschlagen:

„Durch Grenzziehung nicht genau zu umreißende Großräume mit starker Anhäufung von Industrie und hoher Bevölkerungsdichte. Beispiele: Land Nordrhein-Westfalen; Raum Frankfurt/Main; Raum Mannheim-Ludwigs-hafen.“

Im Ausland bestehen Schwierigkeiten, zwischen den Maximalen Immissions-Konzentrationen (MIK-Werten) der VDI-Kommission „Reinhaltung der Luft“ und den Immissionskenngrößen der TA-Luft zu unterscheiden, zumal sie mit- unter zahlenmäßig identisch sind. Grob gesehen sind MIK-Werte Richtwerte, die „nach den derzeitigen Erfahrungen im allgemeinen für Mensch, Tier und Pflanze . . . als unbedenklich gelten“. Die VDI-Richtlinien stellen ganz allgemein Anhaltspunkte für die Tätigkeit der Genehmigungs- und Aufsichtsbehörden dar; sie sind keine Gesetze, können aber durch Gesetz für verbindlich erklärt werden. Immissionsgrenzen sind dagegen gesetzlich festgelegte Höchstwerte für Immissionen. Die Prüfung, ob diese Werte eingehalten werden, erfolgt nach vorgeschriebenen Grundsätzen. Die Höhe der Werte sind durch Ministerialerlaß festgelegt.

Der Begriff „Control“ wird im englischsprachigen Raum (GB, USA) immer im Zusammenhang mit Bekämpfung gebraucht, nicht dagegen als Inspek- tion, was das gleichlautende deutsche Wort Kontrolle bedeutet.

„Air Pollution Survey“ stellt eine kritische Prüfung eines vorgegebenen geographischen Raumes zur Erkennung der Art, des Ausmaßes und der Wirkung vorhandener luftverunreinigender Stoffe dar. Survey's werden für viele Zwecke, z. B. für lokale Behörden, für Raumplanung, für Bekämpfung, für die Forschung u. a. erarbeitet. Sie sind keine Inspektionen oder Kurzuntersuchungen.

„Dust“ (GB, USA) (= Staub) sind feste Partikel in Luft kleiner $76 \mu\text{m}$, die untere Grenze ist nicht streng definiert; bei einer Größe von $2 \mu\text{m}$ tendieren die Teilchen, permanent im Schwebезustand als Aerosol zu verbleiben; Staub sedimentiert unter dem eigenen Gewicht zu Boden.

„Grit“ (GB, USA) (= Grobstaub) sind feste Partikel größer $76 \mu\text{m}$, sie sedimentieren schnell zu Boden.

„Soot“ = Ruß.

„Airborne Dust“ (= Schwebestaub) wird als „Staub bezeichnet, der im Augenblick in der Luft suspendiert ist, unabhängig davon, ob er letztlich aus- fallen wird oder nicht“.

„Suspended Matter“ (= Schwebestoffe) partikelförmige Stoffe, die zu klein sind, als daß sie eine meßbare Fallgeschwindigkeit aufweisen würden und die deshalb für längere Zeit in der Atmosphäre verbleiben. Partikel von etwa $5 \mu\text{m}$ Durchmesser.

„Smoke“ = Rauchgas.

„Fume“ = bedeutet allgemein unangenehmes oder schädliches Abgas, im engeren Sinne partikelförmige Teilchen kleiner 1 μm .

Unter „Flue Gas“ versteht man eindeutig Rauchgase aus Verbrennungsanlagen.

„Primary Standards“ sind Prüfgase (Eichgase).

Der Begriff „Emission“ ist in allen westlichen Ländern gebräuchlich und bedeutet a) den Vorgang der Übergabe aus einer diskreten Quelle an die Atmosphäre bzw. b) den Stoff selbst.

„Sampling“ = Probenahme.

„Probe“ = Sonde.

„Sampling Probe“ = Entnahmesonde.

„Dark Smoke“ = Dunkler Rauch ist ein gesetzlicher Begriff. In GB ist er durch die Clean Air Act 1966 definiert als Rauch, der so dunkel oder dunkler als das Schattenbild Nr. 2 der Ringelmannskala ist. Im ähnlichen Sinne ist er durch die TA-Luft definiert (der Grauwert von Rauchfahnen muß heller sein als Nr. 2 der Ringelmann-Skala...).

„Black Smoke“ ist Rauch Nr. 4 und schwärzer.

„Brown Fume“ = brauner Rauch aus Stahl- und Eisenhütten.

„Brown Fumes“ = Stickoxide.

„Discomfort Threshold“ = „Nuisance Threshold“ = Belästigungsgrenze.

„Soiling“ = Verschmutzung (Schwärzung) der Oberfläche von Gebäuden durch Ablagerung von Luftschmutzstoffen (GB, USA).

„Staining“ = sichtbare Veränderung von Material durch chemische Einwirkung von Luftschadstoffen (USA) = Fleckigwerden.

„Authorised Fuel“ (GB). In den in England als „Rauchlose Zonen“ ausgewiesenen Gebieten (Stadtteile und Städte) dürfen nur bestimmte behördlich zugelassene Brennstoffe, zu denen verschiedene Halbkokse sowie Leichtöl EL gehören, verwendet werden (behördlich zugelassene Brennstoffe).

„Down draught“ = 1. Abwärts gerichteter Wind im Lee eines Gebäudes.

2. Umkehr der Strömungsrichtung in einem Schornstein.

„Down wash“ = abwärts gerichtete Rauchfahne hinter einem Schornstein.

„Ganztägige Inversion“

Eine ganztägige Inversion liegt vor, wenn der Temp einer in der Nähe befindlichen Radiosondenaufstiegstelle an den aufeinanderfolgenden Terminen 0.00 GMT und 12.00 GMT des Tages in Bodennähe eine Temperaturumkehr von $\Delta t > 1^\circ\text{C}$ zeigt. Die Untergrenze der Inversionsschicht muß in der Höhe $< 500\text{ m NN}$ liegen (BRD).

„Nichttoxischer Staubbiederschlag“

Der Begriff kommt in der TA-Luft vor und ist bislang nicht definiert worden, die Definition muß eine chemische Zusammensetzung insbesondere der Begleitstoffe, die im Verdacht stehen, toxisch zu sein, enthalten. Nach eigenen Untersuchungen enthält der Staubbiederschlag von Städten:

Glühverlust	30—40 %	Fe ₂ O ₃	5 —10 %
SiO ₂ + Silikate	20—40 %	PbO	0,05— 0,2 %
Na ₂ O/K ₂ O	10—15 %	ZnO	0,2 — 0,8 %
CaO	5—10 %	CuO	0,05— 0,2 %
MgO	1— 3 %	Sulfate	5 —15 %
Al ₂ O ₃	10—20 %	Chloride	1 — 5 %

Es ist aber nicht ausgeschlossen, daß diese Zusammensetzung, z. B. in der Umgebung von Buntmetallwerken o. a., eine andere sein kann. Eine großräumige systematische Untersuchung des Staubniederschlages auf Spurenstoffe mit dem Ziel der Feststellung, wieviel Schadstoffe dem Boden zugeführt werden, erscheint unumgänglich.

Literatur

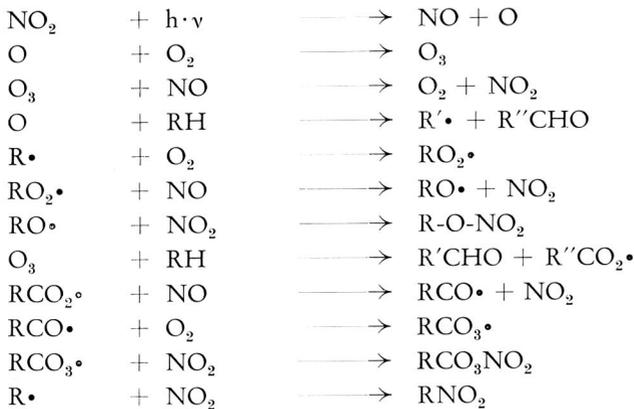
1. BOISSERÉE, K., und F. OELS: Immissionsschutzrecht in Nordrhein-Westfalen. Verlag Reckinger u. Co., Siegburg, 1966.
2. § 906 BGB. BGes.-Bl. (1959), Nr. 54.
3. VDI-Richtlinie 2104 (1966) Begriffsbestimmungen Reinhaltung der Luft.
4. Technische Anleitung zur Einhaltung der Luft. Gem. Min. Bl. 15 (1964), Nr. 26, Bonn.
5. PRINZ, B., und H. STRATMANN: Vorschläge zu Begriffsbestimmungen auf dem Gebiete der Luftreinhaltung. Staub — Reinhaltung der Luft 29 (1969), Nr. 9, S. 354.
6. ASTM-Designation 1956—60.
7. VDI-Richtlinie 2119 Messung partikelförmiger Niederschläge, Entwurf 1969.
8. SEIDL, W.: Termini und Begriffe, Zusammenstellung für die OECD (1969).

Wiss. Direktor Dr. HELMUT KETTNER
 Außenstelle Düsseldorf
 des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
 4 Düsseldorf
 Auf'm Hennekamp 70

Versuchsordnung zur Herstellung von synthetischem „photochemischem Smog“

Von H. M. WAGNER

In der Außenluft treten die aus Verbrennungsprodukten stammenden Stickoxide meist gemeinsam mit Kohlenwasserstoffen auf. Bei der Einwirkung von Sonnenlicht kommt es zu Wechselwirkungen zwischen diesen Komponenten. Diese „photochemische“ Reaktion läßt sich vereinfacht in folgendem Schema zusammenfassen (1, 2):



Ein Großteil dieser Produkte besteht aus sehr aggressiven Verbindungen, die selbst in den in der Außenluft auftretenden Konzentrationen (pphm- bis ppm-Bereich) noch Schäden an Pflanzen verursachen und akute Schleimhautreizungen und andere unerwünschte Wirkungen beim Menschen hervorrufen (2). Dieser sogenannte „photochemische smog“ ist eine äußerst unangenehme Form der Luftverunreinigung, die durch die ständige Zunahme der Emissionen von Kraftfahrzeugen, Ölheizungen und Raffinerien zunehmend an Bedeutung gewinnt.

Um die Herstellung solcher Reaktionsgemische für tierexperimentelle Wirkungsuntersuchungen methodisch in den Griff zu bekommen, wurde eine Versuchsordnung gewählt, die es — im Gegensatz zu einigen anderen Systemen (3, 4) — mit relativ einfachen Mitteln gestattet, die in der Atmosphäre ablaufenden Umsetzungen zu simulieren. Die Versuche wurden in einem 3 m^3 Glaskubus („Würzburger Würfel“) der Firma Küttenbaum, Würzburg, durchgeführt, der vor Fremdlichteinstrahlung durch eine Aluminiumfolienverkleidung geschützt war (Abb. 1). Zur Erzeugung von künstlichem photochemischem smog wurden Stick-

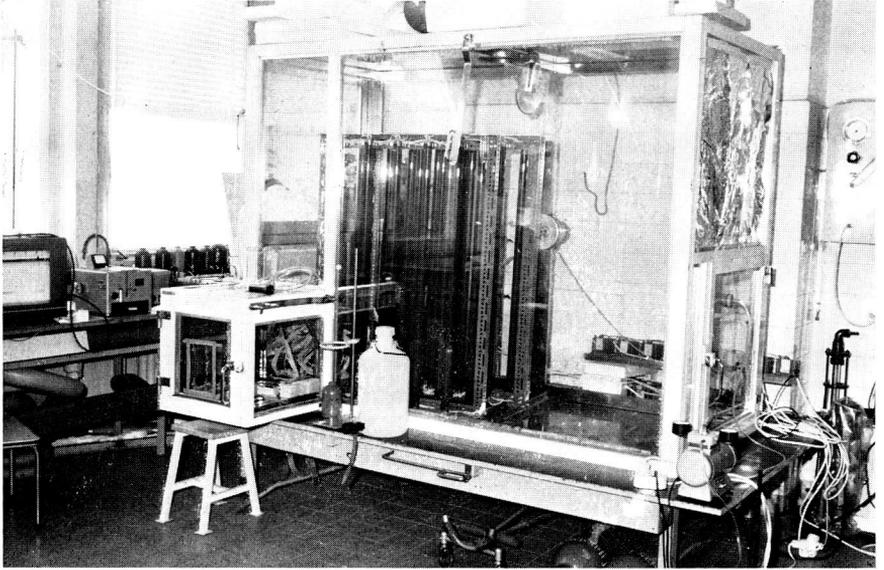


Abb. 1. Smog-Reaktionskammer.
Die Aluminiumfolienverkleidung ist entfernt worden, um den Blick auf die Bestrahlungskörper freizugeben.

stoffmonoxid und ungesättigte Kohlenwasserstoffe dosiert und im Reaktionsraum unter Lichteinwirkung umgesetzt. Als reaktionsfähiges Olefin wurde vorwiegend Propylen verwendet. Stickstoffmonoxid (98,5 %) und Propylen (99,9 %) wurden von der Firma Messer Griesheim bezogen. Diese Gase wurden mit Hamilton-Spritzen in den Kubus eingebracht. Die Luft im Reaktionskubus wurde während des ganzen Versuches durch einen isolierten Ventilator umgewälzt. Die zur Auslösung der photochemischen Reaktion benötigte langwellige UV-Strahlung wurde durch zwei Lampentypen der Firma Osram erzeugt: L-Lampen (40 W) für die Versuche bei niedriger Temperatur, HQV-Lampen für Versuche bei höherer Temperatur. Beide Leuchten emittieren im gleichen Wellenbereich (das Maximum liegt zwischen 320 und 400 nm), wobei der IR-Anteil bei der HQV-Lampe größer ist.

Zur Prüfung der Effektivität und Reproduzierbarkeit des Systems wurden chemische Methoden einerseits und biologische Indikatoren andererseits angewandt:

Als chemisches Kriterium wurde die katalytisch beschleunigte Bildung von NO_2 aus NO kontinuierlich verfolgt. Außerdem wurde die Abnahme der Kohlenwasserstoffe fortlaufend registriert sowie die O_3 -Konzentration diskontinuierlich gemessen. Die NO_2 -Gehalte wurden auf photochemischem Wege nach der Methode von SALTZMAN (5) mittels eines „Autoanalyzers der Firma Technicon und mit dem „Mikrometer“ der Firma Schramm kontinuierlich-registrierend bestimmt. Die zeitliche Änderung der Kohlenwasserstoffkonzentration wurde mit einem Total Hydrocarbon Analyzer der Firma Beckman Instr. (Typ 109 A) verfolgt. Das Meßprinzip ist die Erfassung ionisierter Teile durch einen Flammenionisationsdetektor. Ozon wurde nach HAUSER et al. (6) mittels Dipyrindyläthylen bestimmt. Die relative Feuchte und die Temperatur wurden mit einem Thermohygrographen der Firma Fuess registriert.

Zum biologischen Nachweis der Smogwirkungen dienten Petunien, die sich als Indikatorpflanzen für Oxidantien besonders eignen (2).

Mit der beschriebenen Versuchsanordnung wurden folgende für die photochemische Umsetzung charakteristische Merkmale erhalten (Abb. 2):

1. Die NO_2 -Bildung ist linear abhängig von der eingestrahelten Lichtmenge.
2. Die NO_2 -Bildung ist unter den vorliegenden Reaktionsbedingungen der NO -Konzentration sowie der Kohlenwasserstoff-Konzentration proportional.
3. Erst nach Überschreitung des NO_2 -Konzentrations-Maximums setzt eine merkliche Ozonbildung bis zur Erreichung eines Maximums ein.
4. Die Kohlenwasserstoff-Konzentration nimmt vom Zeitpunkt der größten NO_2 -Konzentration simultan mit der NO_2 -Konzentration zunächst stark, dann schwächer werdend ab.
5. An Petunien wurden die für diese Form der Luftverunreinigung charakteristischen Blattschäden hervorgerufen (7).

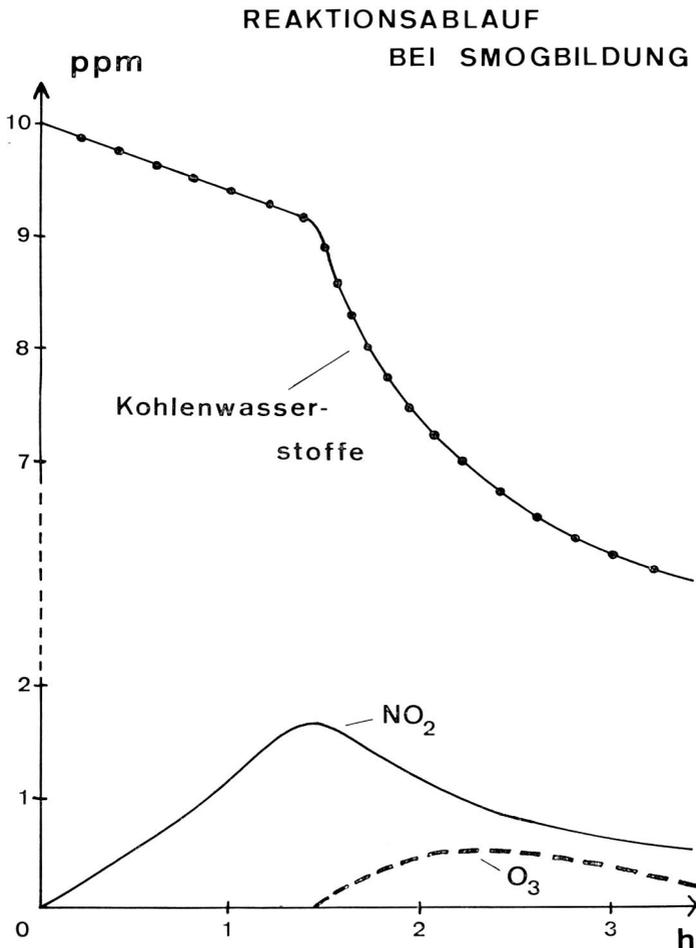


Abb. 2. Reaktionsablauf bei Smogbildung.
Bestrahlungsdauer in Stunden (h), Konzentration in ppm (v/v).
Ausgangskonzentration: NO 2 ppm, K.W. 10 ppm.

Zusammenfassung

Es wird eine einfache Versuchsanordnung zur Darstellung von künstlichem photochemischem smog beschrieben. Die aus Stickstoffmonoxid und Propylen unter UV-Strahlungseinwirkung entstehenden Reaktionsprodukte wurden vorwiegend kontinuierlich-registrierend gemessen. Als biologischer Indikator dienten Petunien. Die Charakteristika photochemischer Reaktionen werden angegeben.

Für die Durchführung der chemischen Analysen möchte ich den Herren Chemotechnikern J. SCHMIDT und H. MARTUZALSKI danken.

Die Mittel für die Untersuchungen wurden dankenswerterweise vom Bundesministerium für Gesundheitswesen bereitgestellt.

Literatur

1. CAPLAN, J. D.: Vehicle Emission II. Soc. Automot. Engr. TP-12. 20 (1965).
2. STERN, A. C.: Air Pollution, New York, London, Academic Press 1968.
3. TUESDAY, C. S., B. A. D'ALLEVA, J. M. HEUSS und G. J. NEBEL: General Motors Research Publication GMR-490 (1965).
4. KORTH, M. W., A. H. ROSE und R. C. STAHRMAN: J. Air Poll. Contr. Assoc. **14**, 168 (1964).
5. SALTZMAN, B. E.: Anal. Chem. **26**, 1949 (1954).
6. HAUSER, T. R., und D. W. BRADLEY: Anal. Chem. **38**, 1529 (1966).
7. KÜHL, U., und H. M. WAGNER: Zur Veröffentlichung eingereicht.

Wiss. Oberrat Dr. rer. nat. H. M. WAGNER
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

Zur Auswirkung der Klassenbreite und anderer Auswerteparameter auf den äquivalenten Dauerpegel von Straßenverkehrsgeräuschen

Von HEINZ GUMMLICH

Zur Kennzeichnung schwankender Geräuschpegel wird in neueren Richtlinien und Normblättern der äquivalente Dauerpegel benutzt, so z. B. in der „Technischen Anleitung zum Schutz gegen Lärm“ (TALärm) (1), dem Entwurf zur Neufassung der VDI-Richtlinie 2058 Bl. 1 „Beurteilung von Arbeitslärm in der Nachbarschaft“ (2) und dem Normenentwurf DIN 18 005 „Schallschutz im Städtebau“ (3). Dieser äquivalente Dauerschallpegel stellt einen speziellen, zeitlichen Mittelwert des mit der Bewertungskurve A gemäß DIN 45 633 (4) frequenzbewerteten Schalldruckpegels dar. Gewöhnlich verwendet man zu seiner Bestimmung sogenannte Klassierverfahren, bei denen man den überstrichenen Pegelbereich in eine Anzahl gleich breiter Klassen einteilt und manuell oder apparativ die Verweildauer des Pegels in den einzelnen Klassen bestimmt. Bezeichnet man mit L_i die Mittelpegel der verschiedenen Klassen, mit t_i die zugehörigen Verweildauern und mit T_{ges} die gesamte Einwirkungsdauer, so kann man den äquivalenten Dauerpegel L_{eq} berechnen nach der Beziehung:

$$L_{eq} = 10 \frac{q}{3} \lg \left(\frac{1}{T_{ges}} \sum_i 10^{\frac{L_i}{10}} \cdot \frac{3}{q} t_i \right)$$

Die Klassierung erfolgt grundsätzlich entweder nach dem Stichprobenverfahren durch sehr kurzzeitiges Abtasten des augenblicklichen Pegels in relativ kurzen Abständen (z. B. 0,3 s oder 0,1 s) oder nach dem Maximalwertverfahren, bei dem der höchste auftretende Pegel innerhalb einer Taktzeit (z. B. 1 s, 5 s) als während der ganzen Taktzeit vorherrschend angesehen wird (5, 6). Das Stichprobenverfahren liefert bei genügend kurzen Abtastintervallen den sogenannten energie-äquivalenten Dauerpegel (6). Der äquivalente Dauerpegel nach dem Maximalwertverfahren liegt gewöhnlich um einige dB höher als dieser. In (1) und (2) wird mit Rücksicht auf die Bewertung impulshaltiger Geräusche das Maximalwertverfahren verwendet, während sich z. B. alle Angaben in (4) auf den energie-äquivalenten Dauerpegel beziehen.

Sowohl in (1) als auch in (2) wird dem Gutachter bei der Auswertung die Wahl der Klassenbreite und der Taktzeit in gewissen Grenzen freigestellt, wenn auch spezielle Werte empfohlen sind. Es ist deshalb von Interesse, festzustellen, in welchem Maße die Variation dieser Parameter das Ergebnis beeinflusst. Der Äquivalenzparameter wird heute, außer bei der Fluglärmbewertung, allgemein mit $q = 3$ dB in die Rechnung eingesetzt. Die Auswirkung einer Veränderung dieser Größe muß jedoch bekannt sein, um Ergebnisse früherer Untersuchungen richtig einschätzen zu können, bei denen mit abweichenden q -Werten gearbeitet wurde. Über den Einfluß des Äquivalenzparameters und der Taktzeit haben be-

reits einige Autoren berichtet. Theoretische Abschätzungen der zu erwartenden Extremwerte mit Hilfe konstruierter Geräuschmodelle sind in (5) und (7) enthalten. Auswirkungen verschiedener Taktzeiten demonstrieren MARTIN (6) und die VDI-Richtlinie 2058 (2) an gemessenen Einzelbeispielen verschiedener Maschinengeräuscharten. GABLESKE und GUTHOF (8) teilen Mittelwerte der Änderungen des äquivalenten Dauerpegels infolge von Variationen des Äquivalenzparameters und der Taktzeit mit, die aus Straßenverkehrsgeräuschmessungen gewonnen sind.

Die vorliegende Arbeit dient in erster Linie der Untersuchung der Auswirkung der Klassenbreite auf den äquivalenten Dauerpegel, die an Beispielen von Straßenverkehrsgeräuschen ermittelt wird. Da jedoch das Untersuchungsmaterial auch die Möglichkeit der Auswertung nach anderen Gesichtspunkten bietet, wird zu Vergleichszwecken auch die Auswirkung von Änderungen der Taktzeit und des Äquivalenzparameters bestimmt. Dabei wird insbesondere mit statistischen Methoden geprüft, ob die auftretenden, teilweise kleinen Änderungen des äquivalenten Dauerpegels statistisch gesichert werden können oder als zufällig angesehen werden müssen.

Die Untersuchung wurde an Straßenverkehrsgeräuschen vorgenommen, weil diese die am weitesten verbreitete Art von Geräuschen schwankenden Pegels darstellen. An Punkten verschiedener Verkehrssituation im Stadtgebiet von Berlin (Durchgangs-, Kreuzungs- oder Kreisverkehr) wurden während der Tagesstunden Proben der dort auftretenden Geräusche in 1,2 m Höhe über dem Boden über einen Präzisionsschallpegelmesser mit einem hochwertigen Tonbandgerät aufgenommen. Die Anlage wurde mit einem Pistophon kalibriert. Vor jedem Geräusch wurde ein Kalibrierton mit aufgezeichnet. Dadurch konnten die aufgenommenen Pegel im Laboratorium innerhalb enger Fehlergrenzen beliebig oft reproduziert werden, um den zeitlichen Pegelverlauf mit einem Pegelschreiber aufzuzeichnen oder Pegelhäufigkeiten mit einem Klassiergerät zu bestimmen. Für diese Auswertungen wurde eine Stichprobe benutzt, die aus zwanzig Verkehrsgeräuschbeispielen von je fünf Minuten Dauer bestand. Ihre äquivalenten Dauerpegel, berechnet nach TALärm (1), lagen zwischen 74 und 85 dB(A). Der Dynamikbereich der Geräusche, d. h. die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem Pegel innerhalb eines einzelnen Beispiels, variierte zwischen 19 dB(A) und 42 dB(A). Zur statistischen Prüfung der Unterschiede des äquivalenten Dauerpegels infolge von Änderungen der Auswerteparameter wurden verteilungsfreie Varianzanalysen nach FRIEDMAN (9) ausgeführt und, falls diese ergaben, daß signifikante Differenzen auftraten, die einzelnen Unterschiede mit dem Vorzeichentest (9) geprüft.

Um den Einfluß der Klassenbreite zu bestimmen, wurde der mit dem Pegelschreiber registrierte, zeitliche Verlauf des A-Pegels mit einer Rasterschablone gemäß der in der TALärm angegebenen Methode nach dem Maximalwertverfahren mit einer Taktzeit von 5 Sekunden von Hand ausgewertet. Der Pegelschreiber war auf eine Schreibgeschwindigkeit von 100 dB/s eingestellt, was nach DIN 45 633 Bl. 1 als vergleichbar mit der Einstellung „schnell“ eines Präzisionsschallpegelmessers angesehen wird. Die benutzten Klassenbreiten betragen 2,5 dB, 5,0 dB und 7,5 dB. Die äquivalenten Pegel wurden mit $q = 3$ dB berechnet. Ihre absoluten Werte sind hier nicht von Belang. Aus ihnen wurden für jedes Geräusch die Differenzen des äquivalenten Dauerpegels gegenüber den Werten bei der Klassenbreite 2,5 dB berechnet. Die über alle Geräusche gebildeten Mittelwerte dieser Differenzen und ihre Standardabweichungen sind in Tabelle 1 eingetragen.

Tabelle 1
 Änderung des äquivalenten Dauerpegels durch Variation der Klassenbreite
 (bezogen auf den Wert bei der Klassenbreite 2,5 dB).

Klassenbreite dB(A)	Mittlere Differenz dB(A)	Standardabweichung der Differenz dB(A)
2,5	0	—
5,0	0	0,5
7,5	0,5	0,7

Man erkennt sofort, daß die Abweichungen infolge der Verbreiterung der Pegelklassen im Mittel so klein sind, daß sie für die Praxis nicht von Belang sein dürften. Da die Auswertung für alle drei Klassenbreiten jeweils an demselben Pegelschrieb erfolgte, repräsentieren die angegebenen Standardabweichungen der Differenzen nicht die Streuung bei der Messung, sondern nur die zusätzlich durch die verschiedenartige Auswertung verursachte Unsicherheit. Die statistische Prüfung ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Versuchsbedingungen (Irrtumswahrscheinlichkeit zwischen 10 % und 20 %). Man kann also daraus schließen, daß für das hier untersuchte Kollektiv von Geräuschen eine Verbreiterung der Pegelklassen von 2,5 dB auf 5,0 oder 7,5 dB keine systematischen Änderungen der äquivalenten Dauerpegel zur Folge hatte. Die auftretenden zusätzlichen Streuungen lassen sich durch Zufälligkeiten der Entscheidung des Auswerters bei der Einordnung von Werten an den Klassengrenzen erklären. Sie sind klein gegenüber den üblicherweise angenommenen Meßfehlern. Für die hier untersuchten Straßenverkehrsgeräusche lohnt sich also die relativ aufwendige Auswertung mit 2,5 dB breiten Klassen nicht, sondern es können ohne Nachteil wenigstens 5 dB breite Klassen benutzt werden. Selbst für 7,5 dB breite Klassen ergibt sich hier praktisch keine Änderung des Ergebnisses, sondern nur eine geringe, zusätzliche Meßunsicherheit.

Der Einfluß der Taktzeit wurde an Daten studiert, die mit einem am Pegelschreiber angebrachten Klassiergerät gewonnen waren. Durch eine Halteschaltung war das Gerät in der Lage, nach dem Maximalwertverfahren zu arbeiten. Es wurden Taktzeiten von 5 s, 3 s und 1 s verwendet. Außerdem erfolgte je eine Klassierung nach dem Stichprobenverfahren mit einer Abtastfolge von 0,1 s. Da für eine so dichte Abtastfolge in guter Näherung angenommen werden kann, daß bei Abnahme der Daten vom Pegelschreiber die Ergebnisse von Stichproben- und Maximalwertverfahren identisch sind, wird die Abtastfolge von 0,1 s in den folgenden Betrachtungen wie eine gleich große Taktzeit behandelt. Die Klassenbreite betrug 5 dB, die äquivalenten Dauerpegel wurden mit $q = 3$ dB berechnet. Die Ergebnisse wurden auf die für die TALärm verschiedentlich (10, 11) empfohlene Taktzeit von 5 Sekunden bezogen und in Tabelle 2 lediglich der Mittelwert der Differenzen und ihre Standardabweichung angegeben.

Die statistische Prüfung der Unterschiede ergibt für alle Stufen ein hohes Signifikanzniveau (Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0,1$ %). Daraus geht hervor, daß Änderungen der Taktzeit systematische Unterschiede des äquivalenten Dauerpegels bewirken. Wesentlich für die Praxis wird vor allem der Unterschied sein zwischen dem äquivalenten Dauerpegel, der nach TALärm mit dem Maximalwertverfahren und der empfohlenen Taktzeit von 5 Sekunden berechnet wurde und dem sogenannten energie-äquivalenten Dauerpegel (3, 6), der aus dem Stich-

probenverfahren (Abtastfolge 0,1 s) erhalten wurde. Er ergab sich hier zu genau 5 dB(A). Aus den Daten folgt, daß bei Verwendung des Maximalwertverfahrens zur Erzielung vergleichbarer Meßwerte eine einheitliche Taktzeit vereinbart werden sollte. Die in Tabelle 2 angegebenen Daten decken sich recht gut mit denen, die GABLESKE und GUTHOF (8) aus einem viel umfangreicheren Material mit dem nur wenig verschiedenen Äquivalenzparameter $q = 2,5$ dB berechneten. Dies zeigt, daß auch schon mit einer relativ kleinen Stichprobe für eine Geräuschart typische Daten bestimmt werden können.

Tabelle 2
Änderung des äquivalenten Dauerpegels durch Variation der Taktzeit
(bezogen auf den Wert bei der Taktzeit 5 Sekunden).

Taktzeit s	Mittlere Differenz dB(A)	Standardabweichung der Differenz dB(A)
5	0	—
3	— 1,5	0,9
1	— 3,0	0,9
0,1	— 5,0	1,5

Wie weit der Äquivalenzparameter q den äquivalenten Dauerpegel von Straßenverkehrsgeräuschen beeinflusst, wurde geprüft durch Berechnung von L_{eq} aus Klassendaten, die mit einer Taktzeit von 5 Sekunden und einer Klassenbreite von 5 dB bestimmt worden waren. Die Rechnung wurde mit Werten von $q = 2, 3, 4, 5$ und 6 dB durchgeführt. Die Differenzen der Ergebnisse gegenüber dem als Bezugsgröße gewählten Wert bei $q = 3$ dB und ihre Standardabweichungen können aus Tabelle 3 entnommen werden.

Auch hier zeigt die statistische Prüfung, daß zwischen allen Stufen von q sehr signifikante Unterschiede bestehen (Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0,1\%$). Es lassen sich also auch diese kleinen Differenzen eindeutig als systematisch ausweisen. Für die Praxis werden sie allerdings kaum von Bedeutung sein, denn bei den bisher für Untersuchungen benutzten Werten von $q = 2,5$ dB und $q = 4$ dB liegen die Abweichungen gegenüber $q = 3$ dB jeweils unterhalb von 1 dB, so daß sie in Anbetracht der sonstigen Meßungenauigkeiten vernachlässigt werden können.

Für den Vergleich von Verkehrsgeräuschmessungen verschiedener Autoren ergeben die hier erarbeiteten Daten in Verbindung mit den in (8) gemachten Angaben, daß z. B. die Messungen von LANG (12), die nach einem Stichprobenver-

Tabelle 3
Änderung des äquivalenten Dauerpegels durch Variation des Äquivalenzparameters q
(bezogen auf den Wert bei $q = 3$ dB).

Äquivalenzparameter q dB	Mittlere Differenz dB(A)	Standardabweichung der Differenz dB(A)
2	+ 1,5	0,5
3	0	—
4	— 0,9	0,3
5	— 1,4	0,5
6	— 1,8	0,7

fahren mit $q = 4$ dB ausgewertet wurden, vom Auswerteverfahren her ohne weiteres vergleichbar sind mit den Ergebnissen von BUCHTA (13), die ebenfalls nach dem Stichprobenverfahren mit $q = 3$ dB erhalten wurden. Dagegen muß beim Vergleich solcher Resultate mit denen von GABLESKE und GUTHOF (8), die nach dem Maximalwertverfahren mit $q = 2,5$ dB und einer Taktzeit von 10 Sekunden arbeiteten, beachtet werden, daß deren Werte auf Grund ihrer Auswertemethode um 7...8 dB höher liegen. Dabei entfällt weniger als 1 dB der Differenz auf den Einfluß des Äquivalenzparameters, mindestens 7 dB aber auf die Auswirkung der unterschiedlichen Taktzeit. Es muß jedoch nochmals betont werden, daß es sich dabei nur um Unterschiede handelt, die durch die Auswerteverfahren bedingt sind. Weitere Differenzen, die sich z. B. durch verschieden gewählte Meßsorte ergeben, sollen hier nicht diskutiert werden.

Im Rahmen solcher Vergleichsbetrachtungen interessiert auch die Frage, wie weit ältere Verkehrsgeräuschuntersuchungen sich mit heutigen Messungen zahlenmäßig vergleichen lassen. Bei Untersuchungen von z. B. MEISTER und RUHRBERG (14) oder BOBBERT und MARTIN (15) wurde seinerzeit in DIN-phon gemessen, was bei der üblichen Pegelhöhe von Verkehrsgeräuschen gewöhnlich einer Bewertung mit der Kurve B nach DIN 45 633 Bl. 1 gleichkommt. Die Auswertung erfolgte nach dem Stichprobenverfahren oder vergleichbaren Techniken. Als Kennwert wurde aber der arithmetische Mittelwert der Pegel angegeben. Da der arithmetische Mittelwert zu niedrigeren Resultaten führt als der äquivalente Dauerpegel (vgl. z. B. 12), andererseits aber die Bewertung mit der B-Kurve höhere Pegelangaben bewirkt als die mit der A-Kurve (s. z. B. 8), war zu vermuten, daß sich beide Abweichungen ungefähr aufheben und A-bewertete äquivalente Dauerpegel ungefähr gleich den B-bewerteten mittleren Pegeln sein könnten.

Zur Prüfung dieser Annahme wurden von den zwanzig Geräuschen unseres Kollektivs die arithmetischen Mittelwerte des B-Pegels berechnet. Die Klassierung erfolgte nach dem Stichprobenverfahren mit einer Abtastfolge von 0,1 s und einer Klassenbreite von 5 dB. Diese Mittelwerte wurden verglichen mit den äquivalenten Dauerpegeln, die bei Einschaltung der A-Kurve und ebenfalls einer Klassierung nach dem Stichprobenverfahren mit gleicher Abtastfolge und Klassenbreite bestimmt und mit $q = 3$ dB berechnet wurden, d. h. mit den sogenannten energie-äquivalenten Dauerpegeln. Das Ergebnis entspricht den Erwartungen. Der äquivalente A-Pegel ist im Mittel nur 0,4 dB größer als der mittlere B-Pegel, die statistische Prüfung ergibt keine Signifikanz (Irrtumswahrscheinlichkeit $p = 13\%$), d. h. der Unterschied muß als zufällig angesehen werden. Ein systematischer Unterschied zwischen den beiden Auswertarten läßt sich demnach nicht nachweisen. Die Standardabweichung ist mit $s = 2,3$ dB etwas größer als bei den übrigen Vergleichen. Das bedeutet, daß im Einzelfalle gewisse Streuungen der Differenzen auftreten können. Man sieht jedoch, daß im Mittel der sogenannte energie-äquivalente Dauerpegel in dB(A) dem früher öfter benutzten, arithmetischen Mittelwert des B-Pegels in guter Näherung entspricht.

Die Ergebnisse dieser Studie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Für die untersuchten Proben von Straßenverkehrsgeräuschen übten Änderungen der Klassenbreite zwischen 2,5 und 7,5 dB keinen signifikanten Einfluß auf die äquivalenten Dauerpegel aus. Die Verwendung 5 dB breiter Klassen, die eine Arbeitersparnis bei der Auswertung bedeutet, führt also zu keiner Einbuße an Meßgenauigkeit.
2. Veränderungen der Taktzeit beim Maximalwertverfahren bewirkten signifikante Änderungen des äquivalenten Dauerpegels. Die Größe der Änderun-

- gen stimmt mit den Angaben von (8) überein. Da die Unterschiede mehrere dB betragen können, sollte dort, wo mit dem Maximalwertverfahren gearbeitet wird, eine einheitliche Taktzeit vereinbart werden.
3. Die Größe des Äquivalenzparameters q übt ebenfalls einen signifikanten Einfluß auf den äquivalenten Dauerpegel aus. Er ist aber zahlenmäßig so klein, daß ihm bei dieser Geräuschart keine praktische Bedeutung zukommt.
 4. Arithmetische Mittelwerte des B-Pegels stimmen bei den untersuchten Straßenverkehrsgeräuschen im Mittel in guter Näherung überein mit den A-bewerteten, energie-äquivalenten Dauerpegeln. Äquivalente Dauerpegel, die nach dem Maximalwertverfahren entsprechend TALärm und mit einer Taktzeit von 5 Sekunden bestimmt wurden, lagen im Mittel um 5 dB höher.

Herrn Ing. grad. A. RUGOWSKY danke ich für die Herstellung der Bandaufnahmen und die Durchführung der umfangreichen Auswertarbeiten.

Literatur

1. Allgemeine Verwaltungsvorschrift über genehmigungsbedürftige Anlagen nach § 16 der Gewerbeordnung. Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm (TALärm) vom 16. Juli 1968. Beilage zum Bundesanzeiger Nr. 137 vom 26. Juli 1968.
2. VDI-Richtlinie 2058 Bl. 1: Beurteilung von Arbeitslärm in der Nachbarschaft. Entwurf August 1968.
3. DIN 18 005: Schallschutz im Städtebau. Entwurf August 1968.
4. DIN 45 633 Bl. 1: Präzisionsschallpegelmessung, Anforderungen. November 1966.
5. GUMMLICH, H., E. LÜBCKE und G. MITTAG: Auswertung, Messung und Aufzeichnung kurzdauernder Geräusche schwankenden Pegels. VDI-Berichte Nr. 113 (1967), 161—166.
6. MARTIN, R.: Durchführung von Messungen entsprechend den Forderungen des TALärm-Entwurfes. IWL-Forum 68/II, 39—72.
7. LÜBCKE, E., und H. GUMMLICH: Zur Beurteilung der Lästigkeit zeitlich schwankender Geräuschpegel durch konstante Wirkpegel. Schalltechnik **26** (1966), Nr. 66, 13—22.
8. GABLESKE, R., und O. GUTHOF: Messungen des Verkehrslärms in Köln. Gesundheits-Ingenieur **90** (1969), 46—49.
9. SIEGEL, SIDNEY: Nonparametric Statistics. McGraw-Hill Book Company, New York, Toronto, London, 1956.
10. MEURERS, H.: Bemerkungen zur Auslegung der TALärm. Kampf dem Lärm **16** (1969), 50—54.
11. BETHGE, D., A. HAGEN und A. VON LÜPKE: Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm (Kommentar zur TALärm). Carl Heymanns Verlag KG, Köln, Bonn, Berlin, München, 1969.
12. LANG, J.: Verkehrslärm, Messung und Darstellung. 5. Internationaler Kongreß für Akustik, Lüttich 1965, Beitrag F 35.
13. BUCHTA, E.: Die Verteilung der Verkehrsgeräusche im Straßenraum einer Großstadt mit Lärmkarte von Düsseldorf. Selbstverlag Dr.-Ing. E. Buchta, Düsseldorf, 1969.
14. MEISTER, F. J., und W. RUHRBERG: Messung der Verkehrslautstärke in einer Großstadt. VDI-Zeitschr. **95** (1953), 373—376.
15. BOBBERT, G., und R. MARTIN: Bestimmung der Geräuschstärke bei zeitlich schwankendem Pegel. VDI-Ztg. **98** (1956), 997—1002.

Wiss. Oberrat Dr.-Ing. H. GUMMLICH
1 Berlin33
Corrensplatz 1

Überwachung der Luftgüte

Aus: Mining Congress Journal, Oktober 1968¹⁾

Interview mit JOHN T. MIDDLETON, PhD, Commissioner of the National Air Pollution Control Administration

Übersetzt von E. STRESEMANN und A. CAMIN

MIDDLETON: Mr. OVERTON, ich danke Ihnen für diese Gelegenheit, den Bergbau durch das Mining Congress Journal ansprechen zu können. Wie lautet Ihre erste Frage?

OVERTON: Im Air Quality Act (Luftgüte-Gesetz) von 1967 wurde das Department of Health, Education, and Welfare (Gesundheitsministerium) zum Überwachungsorgan der Ausführungen des Gesetzes bestimmt. Wie ist die Mitarbeiterorganisation und die Weitergabe von Verordnungen zur Ausübung dieser Verantwortlichkeit beschaffen?

M.: Der Secretary of Health, Education, and Welfare (Gesundheitsminister) — in diesem Interview weiterhin als Gesundheitsminister bezeichnet — bestimmte ursprünglich in Ausübung seiner Amtspflichten das National Center for Air Pollution Control (Nationales Zentrum für Luftverunreinigungs kontrolle) zur Durchführung der Verordnungen des Luftgütesgesetzes (Air Quality Act). Seit 1. Juli d. J., bei einer Reorganisation des Public Health Service (Öffentl. Gesundheitsdienstes) wurde das National Center in National Air Pollution Control Administration (NAPCA) umgewandelt und ist Teil des neu errichteten Consumer Protection und Environmental Health Service (Verbraucherschutz und Umwelthygienedienst). Administrator dieser neuen Organisation ist C. C. JOHNSON, der direkt dem Assistant Secretary for Health and Scientific Affairs, Dr. PHILIP R. LEE (Untersekretär für Gesundheit und Wissenschaft), vorträgt. Umgekehrt berichtet LEE direkt dem Sekretär WILBUR J. COHEN. (Diese personelle Besetzung wurde inzwischen geändert. — Anmerk. d. Übersetzers.)

O.: Welche Pläne zur Durchführung hat die NAPCA, Dr. MIDDLETON?

M.: NAPCA stellt laufend Mittel zur Durchführung des Air Quality Act von 1967 zur Verfügung. Das Gesetz fordert vom Gesundheitsminister die Angabe solcher geographischer Regionen, die Luftreinhaltungsprobleme aufgeben, gleichgültig, ob sie zwischen- oder innerstaatlich sind. Diese Überwachungsgebiete für Luftverunreinigung werden auf Grund von meteorologischen, sozialen und politischen Faktoren festgelegt, die Veranlassung geben, eine Gruppe von Gemeinden als Einheit für die Festsetzung von Konzentrationsgrenzwerten für Luftverunreinigungen zu behandeln. Gleichzeitig werden vom Gesundheitsminister Veröffentlichungen über Lufthygiene-Kriterien für solche Verunreinigungen, die er als gesundheitsschädigend ansieht, sowie Veröffentlichungen über anzuwendende Verfahren zur Überwachung dieser Verunreinigungsquellen gefordert.

¹⁾ Übersetzung mit freundlicher Genehmigung der Redaktion der Zeitschrift (Mining Congress Journal).

Sobald eine Region festgelegt ist, die Kriterien für einen luftverunreinigenden Stoff oder eine Gruppe von solchen Stoffen veröffentlicht sind und die notwendigen technologischen Anweisungen zur Überwachung herausgegeben wurden, muß der verantwortliche Staat (oder Staaten) die Entwicklung von Grenzwerten für die Luftverunreinigungen auf Grund ihrer Kriterien vornehmen und Pläne zur Durchführung der Grenzwerte ausarbeiten.

Wir rechnen damit, im nächsten Jahr ungefähr 32 Überwachungsregionen für Luftgüte festzusetzen und arbeiten auf eine rechtzeitige Veröffentlichung von Luftgütekriterien unter gleichzeitiger Angabe von Überwachungsverfahren für verschiedene wichtigere Luftverunreinigungen hin. Gemäß dem Air Quality Act werden gleichfalls Forschung und Entwicklung, staatliche Überwachung der Kraftfahrzeug-Abgasverunreinigungen, finanzielle und technische Unterstützung der staatlichen und örtlichen Luftverunreinigungs-Überwachung und Unterstützung von Ausbildungsprogrammen fortgesetzt und verstärkt.

Vorrangigkeit von Untersuchungen über die üblichen atmosphärischen Schadstoffe

O.: Es ist unsere Auffassung, daß die Hauptbemühungen der NAPCA gegenwärtig auf die Überwachung von schädlichen Emissionen und die Entwicklung von Technologien zur Verminderung der Luftverunreinigung gerichtet sind. Inwieweit beabsichtigt die NAPCA, sich bei der Feststellung der Kontaminationsbestandteile einzuschalten und welches sind die Hauptsubstanzen?

M.: Es ist unser Ziel sicherzustellen, daß die Güte der Luft in unseren Großstädten eine gesundheitliche Gefährdung ausschließt. Zu diesem Zwecke wird es notwendig sein, an vielen Stellen wichtige Luftverunreinigungen besser unter Kontrolle zu bringen. Wir besitzen bereits wesentliche Kenntnisse jener verunreinigenden Stoffe, die besonders gesundheitsschädigend sind. Die am häufigsten auftretenden sind Schwefeloxide, Stäube, Kohlenmonoxid und organische Bestandteile, wie photochemische Oxidantien, Stickoxide und Fluoride. Bei der Aufstellung der Kriterien für Luftgüte gemäß dem Air Quality Act (Luftgütegesetz) geben wir diesen Luftverunreinigungen die höchste Vorrangigkeit. Es gibt jedoch viele atmosphärische Schadstoffe, die gesundheitlich beeinträchtigend sind, und wir erwägen, für verschiedene Substanzen, wie Carcinogene, Metalle, Geruchsstoffe, Pestizide, Pollen und radioaktive Stoffe Kriterien aufzustellen. Angaben über diese Substanzen werden zur Ermittlung ihrer Bedeutung und zur Feststellung der Vorrangigkeiten bei der Vorbereitung der Luftgüte-Kriterien für diese Stoffe geprüft.

O.: Nach den bisher erlassenen Informationen hinsichtlich der Tätigkeit der NAPCA scheint es, daß besondere Aufmerksamkeit den Industrie-Emissionen gilt. Womit begründen Sie dies?

M.: Unsere Bemühungen sind darauf gerichtet, die am häufigsten vorkommenden und besonders schädigenden Luftverunreinigungen zu überwachen, ob sie nun von Fabriken, Automobilen, Müllverbrennungsanlagen, Kraftwerken oder anderen Emissionsquellen stammen. In der Weise, wie die Bevölkerungsziffer steigt und unsere Wirtschaft sich entwickelt, werden Zahl und Verschiedenartigkeit der potentiellen Emissionsquellen anwachsen. Dies bedeutet, daß die lufthygienischen Überwachungsmaßnahmen weitreichend sein müssen. Wenn Sie einen Deich überwachen und finden diverse Löcher darin, so werden Sie nicht ein Loch zustopfen und dann zurückgehen, um das Ergebnis abzuwarten. Sie wissen,

was passieren würde. Das Wasser würde weiterhin steigen. Das gleiche gilt für die Luftverunreinigungen. Alle Hauptemissionsquellen müssen unter Kontrolle gebracht werden oder die Luftqualität wird sich weiterhin verschlechtern. Wenn man Schwerpunkte absteckt, muß die Kfz-Abgasverunreinigung oben in der Liste rangieren. Dies ist, wie Sie wissen, die einzige Emissionsquelle, für die nationale Grenzwerte erlassen wurden. Luftverunreinigung durch Brennstoffe im Dienste der Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung rangiert ebenfalls weit oben in der Liste. Die Entwicklung von Müllbeseitigungsverfahren ohne Luftverunreinigung ist ein weiteres Gebiet, das stark berücksichtigt werden muß. All diese Luftverunreinigungen sowie die industriellen Emissionen finden bei der NAPCA in hohem Maße Beachtung.

Verantwortlichkeit der Staaten für die Grenzwerte

O.: Großer Nachdruck wird auf die Erhaltung der Gesundheit und das öffentliche Wohlbefinden gelegt, wie auch auf die ästhetischen und praktischen Aspekte der lufthygienischen Überwachungsprogramme. Der Kongreß und das Gesetz für Luftgüte stützen sich besonders auf die „praktische und wirtschaftliche Durchführbarkeit“ der vorgeschlagenen Richtlinien und Überwachungsverfahren. Inwieweit müssen diese Gesichtspunkte des Problems bei der Erstellung von Kriterien oder Standards oder bei der Forderung nach Überwachungsverfahren berücksichtigt werden?

M.: Nach dem Air Quality Act (Gesetz für Luftgüte) liegt es bei den Bundesstaaten, lufthygienische Grenzwerte zu erstellen und Pläne zur Durchführung und Anwendung zu entwickeln. Dies bedeutet, daß die Regierungen der Staaten für die Festlegung der Grenzwerte, nach denen sich die örtlichen Bemühungen um Überwachung richten, verantwortlich sind sowie für die Bestimmung des Umfangs der erforderlichen Maßnahmen zur Beherrschung von Emissionsquellen, um diesen Grenzwerten zu entsprechen. Wir unterstützen dies durch wissenschaftliche Mittel für jede bedeutende Art von Luftverunreinigung.

Diese Mittel sind folgende:

1. Kriterien für Luftgüte, deren einziger Zweck im wissenschaftlichen Nachweis des schädlichen Einflusses auf Gesundheit und Wohlbefinden durch Luftverunreinigungen besteht;
2. Information über Kontrollverfahren einschließlich wirtschaftlicher und technischer Information.

Da die Grenzwerte die Ziele darstellen, auf die die Bemühungen einer Beherrschung der Luftverunreinigungen zum Schutz von Gesundheit und Wohlergehen gerichtet sind, gehe ich davon aus, daß sie hauptsächlich auf Kriterien der Luftgüte basieren, die wir veröffentlichen. Ich bin sicher, daß alle Staaten Standards festlegen werden, die streng genug sind, um Gesundheitsschäden durch Luftverunreinigungen zu verhüten und die zur Förderung der Luftgüte beitragen. Wirtschaftliche und technische Faktoren müssen natürlich erwogen werden, aber der günstigste Zeitpunkt für ihre Berücksichtigung in den einzelnen Staaten ist anläßlich der Entwicklung einer Planung zur Anwendung von Grenzwerten für die Luftgüte gegeben.

O.: Ich nehme an, Sie meinen damit, daß bei Erstellung von Kriterien für Luftgüte durch die NAPCA diese auf jene Gebiete anwendbar sein werden, die vom Minister als Luftgüte-Überwachungsgebiete benannt sind. Wie viele Gebiete

werden vor allen Dingen Ihrer Meinung nach im vollständigen Programm enthalten sein?

M.: Sie werden überall da bestehen, wo Ballungen von Menschen und Industriebetrieben stark genug erscheinen, um ernste Luftverunreinigungsprobleme für die Öffentlichkeit erwarten zu lassen und Überwachungsmaßnahmen auf regionaler Basis erforderlich zu machen. Bis Mitte 1969 planen wir Überwachungsgebiete in 32 Bezirken mit einer Bevölkerungszahl von etwa 84 Millionen. Dies repräsentiert ungefähr 64 % unserer städtischen Bevölkerung. Es sind selbstverständlich viel mehr Gebiete, deren Probleme der Luftverunreinigung regionale Kontrolltätigkeit erfordern; sicherlich müssen in unserem Lande über 200 statistisch typische Großstadtgebiete bei der Einbeziehung in lufthygienische Überwachungsgebiete berücksichtigt werden. Ob solche Einrichtungen auch an anderen Orten notwendig sein werden, auch um die Basis zur Behandlung spezieller Probleme zu schaffen, steht noch nicht fest.

O.: Ihre Komitees haben bisher im Hinblick auf die Mannigfaltigkeit der zu berücksichtigenden Bedingungen des Luftgüteprogramms Kriterien für Stäube, Schwefeloxid- und Schwefeloxidgas-Emissionen aus Industriequellen empfohlen. In welcher Weise werden Ihre Kriterien, die für eine generelle Anwendung in den USA gedacht sind, notwendigen Unterschiedlichkeiten und Änderungen bei der Entwicklung von passenden und zu erwirkenden Grenzwerten für die verschiedenen lufthygienischen Überwachungsgebiete gerecht?

M.: Kriterien für Luftgüte haben nur einen Zweck — nämlich die Beschreibung der schädlichen Wirkungen auf Grund einer Exposition gegenüber gegebenen Konzentrationen von Luftverunreinigungen oder ihren Kombinationen während einer bestimmten Einwirkungsdauer. Auf diese Weise dienen sie zur Ermittlung der Erwartung der Schädigung bei jeder auftretenden Exposition. Meteorologische Faktoren, die örtlich in gewissem Grade schwanken, und die die Häufigkeit und Dauer der Exposition bei gegebenen Emissionskonzentrationen mehr als die Auswirkungen derartiger Expositionen beeinflussen, müssen von den Staaten berücksichtigt werden, wenn die Festlegung von Grenzwerten für Luftgüte vorbereitet wird, die zum Schutz von Gesundheit und Eigentum erforderlich sind.

Gefährdung durch die Umwelt

O.: Definitionen scheinen eine wachsende Bedeutung bei der Erstellung von Kriterien und Standards zu erlangen. Was verstehen Sie unter schädlicher oder beeinträchtigender atmosphärischer Verunreinigung?

M.: Luftverunreinigungen sind einwandfrei schädlich, wenn sie die Gesundheit der Bevölkerung gefährden. Deshalb sind Luftverunreinigungsgrade, die akute Krankheiten und plötzlichen Tod auslösen können, so gefährlich wie solche, die das Auftreten und die Verschlimmerung von chronischen Erkrankungen der Atemwege verursachen. In gleicher Weise sind Luftverschmutzungsgrade gefährlich, die die Fähigkeit eines Menschen einschränken, seinen normalen Tätigkeiten sicher und mit Erfolg nachzukommen. In meinen Augen sind Luftverunreinigungen ebenfalls gefährlich, wenn Pflanzen und Tiere dadurch geschädigt werden, wenn durch sie kostenverursachende Material- und Gebäudeschädigungen oder eine häßliche, sichtbeeinträchtigende Schmutzschicht in unseren Wohnbezirken entstehen. Natürlich sind einige davon weniger schädlich als andere; aber wir müssen bedenken, daß in der ganzen Geschichte der Menschheit die Beschaffenheit

des menschlichen Lebens grundlegend von der Beschaffenheit der Umwelt abhing. Eine sich den Freuden des Lebens gegenüber feindlich verhaltende Umwelt ist keine wirklich gesunde Umwelt.

O.: Die NAPCA ist ermächtigt, Luftgüte-Kriterien anzugeben, die als Basis für regionale Grenzwerte verwendet werden können, sobald die Überwachungsregionen für Luftgüte festgelegt sind. Wir glauben, daß Sie mit der Entwicklung der verschiedenen erforderlichen Kriterien gut vertraut sind. In welcher Weise wollen Sie die unterschiedlichen geographischen Charakteristika, Atmosphäre, Geländeform, Bevölkerungsdichte, industrielle Entwicklung und ähnliches, bei den diversen lufthygienischen Überwachungsbezirken berücksichtigen?

M.: Diese Faktoren werden von der NAPCA bei der Abgrenzung der lufthygienischen Überwachungsgebiete bedacht. Die Staaten werden sie bei der Entwicklung ihrer Pläne zur Durchführung der Grenzwerte für Luftgüte in diesen Bezirken berücksichtigen. Diese Faktoren werden ein erhebliches Gewicht bei den Entscheidungen der Staaten zu den Fragen der Überwachung von Emissionsquellen und der Schnelligkeit der Verwirklichung der Durchführungspläne haben.

Im nächsten Jahr zu bestimmende Gebiete

O.: Welche Formeln werden bei der Festlegung der verschiedenen Gebiete angewendet? Und nach welchem Zeitplan werden die Gebiete festgelegt?

M.: Überwachungsgebiete für Luftgüte werden solche sein, bei denen es sich aus Gründen der Lufthygiene empfiehlt, daß eine Gruppe von Wohngebieten zur Erhaltung der Luftgüte einheitlich behandelt wird. Deshalb muß das geographische Gebiet innerhalb einer Region groß genug sein, um möglichst alle Emissionsquellen und möglichst die gesamte betroffene Bevölkerung und ihren Besitz zu erfassen.

Dies bedeutet die Berücksichtigung meteorologischer und topographischer Einzelheiten, der Städtebauart und der Industrialisierung einschließlich der Art und Lage der Emissionsquellen sowie der Art und Menge der luftverunreinigenden Stoffe. Die Bestimmung dieser Faktoren ist der erste Schritt zur Abgrenzung von lufthygienischen Überwachungsgebieten.

Ein Verfahren, bekannt als Verbreitungsmodell, wird überall da angewendet, wo der Einfluß dieser Faktoren auf die Luftgüte eines Gebietes ermittelt werden muß. Dies bedingt die Anwendung eines Computer-Programmes, das den Einfluß meteorologischer Faktoren, Emissionsquellen, luftverunreinigender Emissionen etc. simuliert. Bei Einspeicherung der meteorologischen Faktoren eines bestimmten Gebietes mit Angaben über Kontaminations- und Emissionsquellen in einem Computer ist das Ergebnis die Darstellung des geographischen Umfanges des durch diese Emissionsquellen betroffenen Gebietes.

Der nächste Schritt ist die Berücksichtigung von juristischen Faktoren, wie z. B. bestehende Abkommen für regionale Vorgehen und zwischenstaatliche Beziehungen. Oft wird durch diese Faktoren für die Praxis offenbar, daß die durch technische Auswertung erhaltenen Grenzen erweitert werden müssen, um zusätzliches Gebiet einzuschließen oder daß sie in anderer Weise modifiziert werden müssen.

Schließlich müssen Staats- und Lokalbehörden konsultiert werden. Nach Prüfung aller technischen und rechtlichen Faktoren eines bestimmten Gebietes werden vorläufige regionale Grenzen festgesetzt. Die Staats- und Lokalbehörden dieses Gebietes werden von den vorläufigen Grenzen in Kenntnis gesetzt und über

die Grundlagen der Grenzfestlegung informiert. Nach der Veröffentlichung einer entsprechenden Mitteilung im Federal Register werden in dieser Region Konsultationen abgehalten. Sind die Kommentare und Empfehlungen der Staats- und Lokalbehörden berücksichtigt, wird ein Überwachungsgebiet für Luftgüte offiziell bestätigt. Die Veröffentlichung erfolgt im Federal Register und die Gouverneure aller Staaten mit einem Anteil an einem solchen Gebiet werden individuell benachrichtigt.

Unser gegenwärtiger Zeitplan erfordert die frühzeitige Bestimmung von Überwachungsregionen in den Gebieten von Washington, New York, Chicago und Philadelphia. Wir haben eine vollständige Liste von 32 Gebieten herausgegeben, für die wir in den kommenden 12 Monaten eine Festlegung von Regionen erwarten.

Sie sind in der Reihenfolge aufgeführt, in der wir eine Festlegung annehmen:

- | | | |
|----------------------|--------------------------|----------------------|
| 1. Washington, D. C. | 12. Pittsburgh | 23. Louisville |
| 2. New York | 13. Buffalo | 24. Dayton |
| 3. Chicago | 14. Kansas City | 25. Phoenix |
| 4. Philadelphia | 15. Detroit | 26. Houston |
| 5. Denver | 16. Baltimore | 27. Dallas-Ft. Worth |
| 6. Los Angeles | 17. Hartford | 28. San Antonio |
| 7. St. Louis | 18. Indianapolis | 29. Birmingham |
| 8. Boston | 19. Minneapolis-St. Paul | 30. Toledo |
| 9. Cincinnati | 20. Milwaukee | 31. Steubenville |
| 10. San Francisco | 21. Providence | 32. Chattanooga |
| 11. Cleveland | 22. Seattle-Tacoma | |

NAPCA wünscht Unterstützung von privater Seite

O.: In den vergangenen Monaten haben verschiedene Kongreßabgeordnete den Wunsch nach einer tiefergreifenden Verständigung zwischen Industrie und Regierung bei ihren Bemühungen um saubere Luft geäußert. Was geschieht durch die NAPCA zur Beschleunigung dieser Zusammenarbeit?

M.: Es besteht kein Zweifel, daß Wirtschaft und Industrie eine Hauptrolle bei den Bemühungen der Nation, mit den Problemen der Luftverunreinigung fertig zu werden, spielen müssen. Wir von der NAPCA sind uns dessen bewußt und machen erhöhte Anstrengungen zur entsprechenden Einbeziehung des privaten Sektors in unsere Tätigkeit im Dienst des Air Quality Act (Gesetz zur Luftreinhaltung). Organisationen, wie die American Mining Congress, haben mit uns bei unserer Suche zur Ernennung von geeigneten Fachleuten aus der Montanindustrie für unser beratendes Komitee zusammengearbeitet. Der American Mining Congress war ferner NAPCA sehr behilflich mit Informationen über die Montanindustrie, die von anderer Seite schwierig zu erhalten gewesen wären.

Es werden uns selbstverständlich viele Vertreter aus Wirtschaft und Industrie in den verschiedenen technischen Beratungsgremien bei der Durchführung des Gesetzes unterstützen. Darüber hinaus wird ein steigender Anteil unserer Forschungs- und Entwicklungsarbeit vertraglich durchgeführt werden, so daß wir Begabungen und Kenntnisse des privaten Sektors heranziehen können. Auf dem Gebiet der Schwefeloxid-Kontrollverfahren haben wir z. B. ein eng koordiniertes Forschungs- und Entwicklungsprogramm gestartet, in das 46 Industriegruppen, Forschungsinstitute und nichtbundeseigene Organisationen eingeschaltet sind. Wir

beabsichtigen, uns um andere wichtige Arten der Luftverunreinigung im gleichen Sinne zu bemühen.

Ich könnte viele andere Beispiele unserer zunehmenden Verständigung und Zusammenarbeit mit nichtbehördlichen Organisationen anführen. Dies wird vielleicht am besten in der Reihe von Zusammenkünften zur Diskussion mit Führungskräften von Industrie und Wirtschaft über die verschiedenen auf uns zukommenden Fragen bei unseren Bestrebungen zur beschleunigten Entwicklung praktischer Lösungen auf allen Gebieten der nationalen Luftverunreinigungsprobleme veranschaulicht.

Als Ergebnis dieser Aussprachen wurden verschiedene Arbeitsgruppen aus Mitgliedern von Industrie und Regierung gebildet, die spezielle Probleme untersuchen sollen. Eine Arbeitsgruppe zur Erforschung und Entwicklung von Überwachungsverfahren sucht Möglichkeiten zur Beteiligung der Industrie bei der Auswertung von Überwachungsverfahrensberichten, die NAPCA in Verbindung mit amtlichen Feststellungen über Luftgütekriterien herausgeben wird. Eine zweite Arbeitsgruppe veranstaltet ein Symposium, in dem die industriellen und amtlichen Fortschritte bei der Anwendung der System-Analysen-Verfahren auf Luftverunreinigungsprobleme ausgewertet werden. Eine dritte Gruppe untersucht die notwendige Einbeziehung der Industrie in die Forschungs- und Entwicklungsprogramme der NAPCA, und eine vierte überprüft die Zweckmäßigkeit von finanziellen Anreizen durch das Federal Government bei der Überwachung der Luftverunreinigung.

Ich hege große Hoffnung, daß diese Arbeitsgruppen dazu beitragen werden, einige der Probleme zu lösen, die unseren Fortschritt in der wirksamen Überwachung der Emissionsquellen behindern.

Sechs nationale Beratungskomitees wurden durch das Ministerium (Department of Health, Education, and Welfare) anerkannt

O.: Section 110(d) des Luftgüte-Gesetzes (Air Quality Act) sieht Maßnahmen für den Einsatz von technischen Beratungskomitees vor. Was sind Ihre Pläne zur Erfüllung dieser gesetzlichen Bestimmungen?

M.: Sechs nationale Beratungskomitees wurden zur Errichtung durch das Ministerium zugelassen. Bei vier von ihnen wurde die volle Mitgliederzahl erreicht:

- National Air Quality Criteria Advisory Committee
(Komitee für Luftgüte-Kriterien)
- National Air Pollution Manpower Development Advisory Committee
- National Fuel Additives Advisory Committee
(Komitee für Brennstoffzusätze)
- National Air Pollution Control Techniques Advisory Committee
(Komitee für Überwachungstechnik)

Die Mitgliederzahl des National Air Pollution Research and Development Advisory Committee und des National Air Pollution Control Agency Development Advisory Committee wird erhöht und wahrscheinlich in Kürze vervollständigt sein. Im allgemeinen bestehen technische Beratungskomitees aus Fachleuten der verschiedenen wissenschaftlichen und technologischen Richtungen, die mit der Überwachung der Luftverunreinigung befaßt sind. Natürlich hängt die Zusammensetzung eines Komitees von seinem Zweck ab. Doch die Mitglieder

werden gewöhnlich aus staatlichen und kommunalen Vertretern, Vertretern von Industrien, Berufsgruppen und Forschungseinrichtungen bestehen.

O.: Es gibt Anzeichen dafür, daß die NAPCA bereits die Verunreinigungstendenzen einzelner Industriezweige festgelegt hat. Können Sie diese Industrien nennen, die nach Ihrer Meinung gegen die Lufthygiene am stärksten verstoßen?

M.: Vom Standpunkt ihres Beitrags zur kommunalen Luftverunreinigung umfassen diese Elektrizitätskraftwerke, Erdölraffinerien, Eisen- und Stahlwerke sowie andere metallurgische Betriebe und die Hersteller von Chemikalien, Zellstoff und Papier.

Verarbeitende Industriezweige müssen sorgfältig untersucht werden

O.: Hinsichtlich der Montan-Industrie, Herr Dr. MIDDLETON, betraf eine bahnbrechende Untersuchung, die von der NAPCA durchgeführt wurde, die NE-Rohmetallhütten. Da die Metallhütten einen so geringen Anteil am Gesamtverunreinigungsproblem darstellen und sich gewöhnlich in Gebieten finden, wo die Lufthygiene am wenigsten zu wünschen übrig läßt, warum werden gerade solche Betriebe ausgewählt?

M.: Dieser Industriezweig ist einer von mehr als einem Dutzend wichtiger Industrien, für die wir Systemanalysen-Untersuchungen des Luftverunreinigungsproblems und der bestehenden Überwachungsverfahren beabsichtigen. Die Aufnahme von Untersuchungen der Zellstoffindustrie sowie der Eisen- und Stahlindustrie ist geplant. Andere werden in den kommenden Monaten eingeleitet. Wir hoffen, ein umfassendes Bild der Luftverunreinigungsprobleme zu erhalten, die mit den heimischen Hauptindustriezweigen und den entsprechenden bestehenden Technologien zu ihrer Beherrschung verquickt sind. Ich spreche jetzt mehr von Luftverunreinigungen durch Fabrikationsprozesse als von Verbrennung. Insoweit, wie Verunreinigung durch Brennstoffe verursacht wird, sind die Probleme bereits gut erfaßt und NAPCA unterstützt die zunehmenden Bemühungen um praktische Lösungen durch Forschung und Entwicklung. Aber wir müssen wissen, ob ähnliche Anstrengungen auf breiter Basis für verschiedene industrielle Verfahren notwendig sind und gegebenenfalls genau erfahren, welche Probleme zur Lösung anstehen. Zur Vertiefung dieser Kenntnisse führen wir Untersuchungen wie die bei den NE-Metallhütten durch.

NE-Rohmetallhütten sind eine der Hauptverunreinigungsquellen; insgesamt sind sie die größte nicht auf Verbrennung beruhende Quelle der Schwefeloxid-Verunreinigung. Eine Anzahl der größten Metallhütten liegt in Stadtgebieten. Die außerhalb von Stadtgebieten liegenden Werke tragen wesentlich zu örtlichen Luftverunreinigungsproblemen bei, die häufig in Vegetationsschäden gipfeln. Schließlich hoffen wir, daß einige der Technologien zur Überwachung von Schwefeloxid-Verunreinigungen auf Grund von Heizmaterial-Verbrennungsemissionen auch für Metallhütten anwendbar sein werden. Zur Feststellung möglicher Austauschbarkeit solcher Technologien ist eine gründliche Analyse der Luftverunreinigungsprobleme bei der Hüttenindustrie erforderlich.

O.: Warum wurde die Stellungnahme des technischen Beratungskomitees, wie sie die NAPCA bei der künftigen Anwendung plant, nicht bei dem Projekt für die Hüttenindustrie verwendet?

M.: Bei unserer einleitenden Sitzung mit Vertretern der Industrie wurde klargelegt, daß wir diese bitten würden, ein Verbindungskomitee zur Zusammen-

arbeit mit NAPCA einzusetzen. Ein derartiges Komitee, bestehend aus 15 Industrievertretern, ist jetzt gebildet worden.

Dieses Komitee wird uns bei der laufenden Auswertung der Untersuchungen und der unter Kontrakt durchgeführten Arbeiten unterstützen, ferner beim Einholen von Zahlenangaben und bei der Auswertung des abschließenden Berichts, den wir von Kontraktarbeiten entgegennehmen. Jede Empfehlung des Komitees wird durch den zuständigen Betreuer des betreffenden Forschungsprojektes sorgfältig beachtet werden.

O.: Um auf die technischen Beratungskomitees zurückzukommen, wie werden die zu ernennenden Mitglieder für diese Komitees gewählt?

M.: Mitglieder des Komitees werden aus verschiedenen Bereichen unserer Gesellschaft gewählt, die am meisten auf Luftüberwachung bedacht oder damit befaßt sind. Die genaue Auswahl der Personen für jedes einzelne Komitee wird von der Funktion des Komitees abhängen. Das National Air Quality Criteria Advisory Committee (Komitee für Luftgüte-Kriterien) ist ein gutes Beispiel für die Art der Auswahl zur Mitgliedschaft. Es umfaßt Mitglieder aus Industrie, Universitäten, Regierungs- und Kommunalbehörden sowie eine Gruppe aus dem nationalen Naturschutz.

O.: Suchen Sie bei der Auswahl in erster Linie Personen mit praktischen Kenntnissen und Sachverstand für das zu untersuchende Problem oder jemand mit wissenschaftlichen Kenntnissen auf breiter Basis in der generellen Klassifizierung, in die ein derartiges Projekt eingereiht werden könnte?

M.: Wir werden den Rat beider Arten von Personen suchen.

Umfassende Inangriffnahme des Problems ist wesentlich

O.: Die vom Kontraktnehmer gewünschte Art der Information ist im allgemeinen, wenigstens in der Hüttenindustrie, bekannt; was sind jedoch die genauen Ziele und Zwecke dieser Studien im Hinblick auf das Gesamtproblem der Luftverunreinigungs kontrolle?

M.: Seit seiner Errichtung im Jahre 1955 befaßt sich das Luftgüte-Programm des Bundes mit allen Aspekten des nationalen Luftverunreinigungsproblems, mit der technischen und der wirtschaftlichen Seite, ebenso wie mit den gesundheitlichen Gefahren. Dieses umfassende Vorgehen ist für eine rationelle Bewirtschaftung des Luftraumes wesentlich. Das Luftgüte-Gesetz (Air Quality Act) von 1967 unterstrich die Notwendigkeit einer derartig umfangreichen Behandlung und gab uns neue Vollmachten, diesen Kurs zu verfolgen. In einer Hinsicht bedeutet dies, daß wir systematisch industrielle Luftverunreinigungsprobleme und Notwendigkeiten für neue und bessere Überwachungsverfahren definieren müssen. In der Hüttenindustrie haben viele Leute eine Ahnung von der Notwendigkeit lufthygienischer Überwachungsverfahren; aber diese Notwendigkeiten sind niemals systematisch analysiert und dargelegt worden. Die Untersuchung, die wir jetzt unterstützen, beabsichtigt

1. die Darstellung der technischen Probleme, die im Zusammenhang mit den Emissions-Überwachungen bei den Rohmetallhütten auftreten;
2. die Bestimmung der Anwendbarkeit aller potentiell möglichen Lösungen dieser Probleme und
3. die Ermittlung von Forschungs- und Entwicklungserfordernissen und der Vorrangigkeiten, diesen Erfordernissen zu entsprechen.

O.: Wie erfolgreich war die Untersuchung bei den Hüttenbetrieben; wie werden die Ergebnisse der Begutachtung veröffentlicht und wie werden die Ergebnisse bei Ihren späteren Arbeiten verwendet werden?

M.: Ich glaube nicht, daß man den Erfolg einer solchen Untersuchung vorausbestimmen kann. Ich hoffe, daß die Untersuchung über die Hüttenbetriebe die Luftverunreinigungsprobleme der Industrie und den Stand der vorhandenen technischen Verfahren zur Bearbeitung dieser Probleme klar herausstellt. Bei unserer Arbeit werden die Erkenntnisse aus diesen Untersuchungen in zwei grundsätzlichen Richtungen genutzt werden: das Ausmaß zu ermitteln, die Luftverunreinigung durch Rohmetallhütten mit bestehenden Technologien zu beherrschen und uns bei der Planung von Forschung und Entwicklung für neue oder verbesserte Überwachungsverfahren zu leiten.

Wenn die erforderliche Forschung und Entwicklung einmal festliegt, hoffe ich, daß die Hüttenindustrie an der Durchführung und Unterstützung der Arbeit partizipieren wird. Es liegt klar auf der Hand, daß von der Bundesregierung nicht erwartet werden kann, die ganze Last der Ermittlung von Lösungen für alle luft-hygienischen Probleme der Hauptindustrieweige der Nation auf sich zu nehmen. Im Laufe der Zeit, dessen bin ich sicher, wird die Industrie feststellen, daß ihren Interessen am besten durch intensive Beteiligung an diesen Bemühungen gedient ist.

Die Ergebnisse der laufenden Untersuchung werden gedruckt und der Hüttenindustrie zugänglich gemacht werden sowie anderen Industriezweigen, für die diese Ergebnisse zweckdienlich sein könnten, ferner den Vertretern von Regierungs- und örtlichen Luftüberwachungsbehörden.

System-Untersuchungen in der Zement- und Phosphat-Industrie notwendig

O.: Erwarten Sie die weitere Durchführung einer systemanalytischen Art von Untersuchungen für andere Bereiche der Montanindustrie? Wenn dies der Fall ist, welche?

M.: Man wird sich dieses Verfahrens bei allen Bereichen bedienen, in denen es anwendbar ist. Ich habe vorher erwähnt, daß wir eine Systemanalyse in der Eisen- und Stahlindustrie beabsichtigen. Die Zementindustrie ist ein weiterer Industriezweig, wo eine derartige Untersuchung notwendig ist; ein anderer ist die Phosphatgewinnung und -verarbeitung.

O.: Können Sie uns etwas über die zu erwartenden Kosten des Programms sagen?

M.: Das Luftgüte-Gesetz von 1967 fordert eine umfassende Untersuchung der der Bundesregierung sowie den einzelnen Staaten und den örtlichen Instanzen auf Grund der gesetzlichen Durchführungsverordnungen entstehenden Kosten und der Kosten für den privaten Sektor. Diese Untersuchung wird jetzt durchgeführt und der erste Bericht muß dem Kongreß im kommenden Januar vorgelegt werden. Was die laufende Höhe des Bundesetats für Forschung und Überwachung auf dem Gebiet der Luftverunreinigung anlangt, so wurden für das Haushaltsjahr 1968 (das am 30. Juni endete) \$ 64 185 000,— bewilligt. Ein Etat von \$ 106 733 000,— wurde für 1969 beantragt, doch bisher hat der Kongreß keine endgültige Entscheidung darüber getroffen.

O.: Außer den Beiträgen für die Verwaltung der NAPCA, welche weiteren Titel sind in dem Budget Ihrer Organisation enthalten?

M.: Der jährliche Etat der NAPCA enthält Geldmittel für Forschung und Entwicklung (Grants, Kontrakte und eigene Vorhaben von NAPCA); Ausbildung (die die direkte Ausbildung durch das Personal von NAPCA, Grants für Universitäten zur Unterstützung des Fortgeschrittenen-Ausbildungsprogramms und von Forschungsstipendiaten einschließt); Beihilfen für Staaten und Bezirke zur Unterstützung in Planung, Entwicklung, Einrichtung, Verbesserung und Durchführung des Luftverunreinigungs-Überwachungsprogramms, für technische Unterstützungsmaßnahmen und für unmittelbare Luftverunreinigungs-Bekämpfung- und Überwachungsmaßnahmen des Bundes einschließlich Kfz-Abgasentgiftung.

Voraussichtlich verstärkte Forschungsbestrebungen

O.: Ist etwas von diesen Forschungsmitteln für geeignete Forschungsvorhaben der Privatindustrie und von industrieabhängigen Unternehmen bestimmt?

M.: Das Luftgüte-Gesetz weist den Weg für ein sehr erweitertes und beschleunigtes Forschungsprogramm auf allen Gebieten des modernen Luftverunreinigungsproblems und besonders der Überwachungstechnologien. Hierin ist es unsere Aufgabe, wie wir sie betrachten, nicht nur einfach als finanzielle Quelle für eine wahllose Anzahl von Forschungs- und Entwicklungsprojekten zu dienen, sondern als Manager und Koordinator einer methodischen Bemühung, die anstehenden Probleme darzustellen und danach die notwendige Forschung zu planen sowie alle Talente und Hilfsmittel einzusetzen, um das Werk gelingen zu lassen.

Aus diesem Grunde stützen wir uns zunehmend auf das Potential von Industrie und privaten Forschungsinstitutionen. Wir werden selbstverständlich weiterhin Forschungen in unseren eigenen Einrichtungen durchführen und Arbeiten durch andere Bundesorgane unterstützen, aber dies wird nur einen Teil unserer gesamten Bemühungen ausmachen. Ein vermehrter Anteil dieser Arbeiten wird im Kontrakt mit Organisationen des privaten Sektors ausgeführt werden. Unsere Vertragspartner werden nicht nur jene Organisationen umfassen, die herkömmlich mit der Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Luftverunreinigungen befaßt sind; wir haben bereits viele Vertragspartner, deren Erfahrung in erster Linie auf raumfahrttechnischem und militärischem Sektor liegt.

Die Privatwirtschaft hat Lasten zu übernehmen

O.: In welchem Verhältnis der Beteiligung von Regierung und Privatindustrie werden derartige Mittel zur Verfügung gestellt?

M.: Da wir erhöhte Anstrengungen hinsichtlich Forschung und Entwicklung von großangelegten Planungen auf dem Gebiet der industriellen Technologien machen, wird ein steigender Anteil der Arbeit Organisationen des privaten Bereiches zugeteilt werden. Daher wird in der Weise, wie sich unser Etat für Forschung und Entwicklung erhöht, das Ausmaß der Unterstützung von Arbeiten des privaten Sektors steigen. Aber diese Tendenz kann nicht unbegrenzt anhalten. Während die Bundesregierung weiterhin einen großen Teil der Lasten tragen muß und will, muß die Privatindustrie bereit sein, einen großen Arbeitsanteil aus der eigenen Tasche zu bezahlen. Sicherlich wird es bei dem gegenwärtigen Wettbewerb um Bundesmittel das Vernünftigste sein, wenn Industrie und andere Organisa-

tionen soviel Forschung wie möglich auf dem Gebiet der Luftverunreinigungsüberwachung durchführen, ohne auf Bundesmittel zu warten.

O.: Indem Sie den Kontaminationsgrad der Atmosphäre messen, beabsichtigen Sie, die Luftgüte auf Grund von Immissions- oder von Emissionsmessungen zu bestimmen?

M.: Es gibt nur einen Weg zur Bestimmung der Luftbeschaffenheit eines Bezirks und dies ist die Sammlung und Analyse von Luftproben. Die übliche Art der Probensammlung ist die Errichtung von Luftüberwachungsstationen an verschiedenen Orten in einem Bezirk. Die Messungen an solchen Stationen werden naturgemäß durch die Art und Menge der Verunreinigungen beeinflusst, die aus Emissionsquellen der Gemeinde stammen. Dies bedeutet, daß, obwohl niemand Emissionen direkt aus einem Schornstein einatmet, diese Emissionen ebenfalls als Teil eines kommunalen oder regionalen Luftverbesserungsprogrammes gemessen und unter Kontrolle gebracht werden müssen.

Gemäß dem Luftgüte-Gesetz müssen Emissionsstandards auf regionaler Basis erlassen werden und stellen die Anforderungen an die Luftgüte für die betreffenden Bezirke dar. Wo die vorhandene Luftbeschaffenheit nicht den Grenzwerten entspricht, müssen Schritte unternommen werden, die Luftverunreinigungsgrade herabzusetzen. Ein notwendiger Schritt wird fast überall die Emissionsverminderung aus den Emissionsquellen sein. Zu diesem Zweck wird es gewöhnlich notwendig sein, Emissionsgrenzwerte festzusetzen, deren Einhaltung rechtlich erwirkt werden kann und die auf diese Verunreinigungsquellen anwendbar sind.

Nutzen der Ringelmann-Skala bei Rauchbeseitigungsprogrammen

O.: Wie bewerten Sie das Ringelmann-Skala-Verfahren als Mittel zur Durchführung eines lufthygienischen Überwachungsprogramms?

M.: Die Ringelmann-Skala ist ein einfaches, billiges und sehr gebräuchliches Verfahren zur Messung der sichtbaren Rauchdichte aus Rauchquellen. Vor mehr als 70 Jahren als ein Verfahren zur Beurteilung des Verbrennungsgrades entwickelt, ist es ein nützliches Instrument zur Durchführung von Rauchgasbeseitigungs-Verordnungen. In vielen Fällen emittieren Brennstoff-Verbrennungsquellen unsichtbare Kontaminationen zusammen mit Rauch; jedoch ist die Ringelmann-Skala kein Mittel, solche Verunreinigungen festzustellen oder zu messen.

O.: In welcher Weise wird die Ringelmann-Skala zur Bestimmung von Verunreinigungen oder des Konzentrationsgrades einer Verunreinigung bei einer vorliegenden Luftprobe verwendet?

M.: Die Ringelmann-Skala kann nicht zur Feststellung von Verunreinigungen verwendet werden. Im günstigsten Falle dient sie nur als Mittel zur Feststellung der relativen sichtbaren Dichte von emittierten Verunreinigungen. Üblicherweise wird die Dichte von aufsteigenden Rauchfahnen ohne Ermittlung der Verunreinigungen von zugehörigen Luftproben bestimmt.

O.: Besteht nicht durch bereits auf dem Gebiet der lufthygienischen Überwachung sogar vor der Festlegung von Überwachungsbezirken, Gütekriterien oder Überwachungstechnologien ergriffene Maßnahmen die Gefahr eines Rechtsbruches dessen, was der Kongreß als erste Verantwortlichkeit des Staates zur Anwendung und Durchführung der Maßnahmen zum Luftgüte-Gesetz bezeichnet?

M.: Zusammen mit den örtlichen Behörden tragen die Regierungen der Staaten immer noch die Hauptverantwortung für die Verhütung und Über-

wachung der Luftverunreinigung. Jede Verordnung des Luftgüte-Gesetzes soll diesen Instanzen ihre Verantwortungen tragen helfen. Durch Einrichtung von lufthygienischen Überwachungsgebieten sowie durch Erstellung und Veröffentlichung von Luftgüte-Kriterien und Daten für Überwachungstechnologien liefert die Bundesregierung neues Rüstzeug für Staaten und Bezirke, dem Luftverunreinigungsproblem zu begegnen. Es ist weitgehend Sache der Staaten zu bestimmen, wie dieses Rüstzeug angewendet werden soll. Ihr Grundrecht zu bestimmen, wie Luftverunreinigung unter Kontrolle gebracht werden soll, wird in keiner Weise durch das Luftgüte-Gesetz beeinträchtigt, noch wird es durch Maßnahmen des Bundes im Namen des Gesetzes eingeschränkt. Das einzige Recht, was sie nicht besitzen und nie besessen haben, ist jenes, nichts hinsichtlich des Luftverunreinigungsproblems zu unternehmen. Dieses Recht kann nur durch die Öffentlichkeit ausgesprochen werden, und es ist klar, daß das amerikanische Volk zunehmend unwillig ist, die Vernachlässigung seiner lufthygienischen Probleme durch staatliche und örtliche Behörden hinzunehmen.

O.: Viele Regierungs- und Kommunalvertretungen stellen ihre eigenen Überwachungsprogramme, Verordnungen und Vorschriften auf, sogar wenn NAPCA bisher nicht die Forderungen des Gesetzes, Kriterien und Richtlinien zu liefern, erfüllt hat. Womit erklären Sie sich dies?

M.: Regierungs- und Lokalbehörden erlassen ihre eigenen Verordnungen und Vorschriften. Wo sie Auskunft oder Unterstützung verlangten, wurde und wird ihnen diese durch NAPCA zuteil. Wenn auch eine gegebene Auskunft sorgfältig berücksichtigt wird, so ist mir wie Ihnen bekannt, daß Regierungs- und Lokalbehörden routinemäßig von anderen Stellen ebenfalls Auskünfte erhalten und berücksichtigen.

Gewöhnlich geben Regierungs- und Lokalbehörden der Industrie und anderen interessierten Stellen ausreichend Gelegenheit, laufend Mitteilung zu machen und ihre Ansichten darzulegen; tatsächlich fordern staatliche und lokale Verordnungen im allgemeinen, daß Überwachungsbehörden vor der formellen Annahme der Verordnungen alle betroffenen Parteien hören. Dies ist genau, wie es sein sollte; überdies wird das gleiche Verfahren beim Luftgüte-Gesetz angewandt. Das Gesetz verlangt u. a., daß öffentliche Verhandlungen als Teil eines Verfahrens zur Festsetzung von Grenzwerten für Luftgüte und zur Entwicklungsplanung für die Durchführung und Innehaltung der Grenzwerte stattfinden.

Es ist wichtig zu wissen, daß weder das Gesetz für Luftgüte noch irgendeine andere Bundesgesetzgebung auf diesem Gebiet von Staaten oder Bezirken fordert, auf Ratschläge und Auskunft von der Bundesregierung zu warten, bevor Schritte zur Bekämpfung des Luftverunreinigungsproblems unternommen werden. Im Gegenteil, die Gesetzgebung des Bundes hat immer die Staaten ermutigt, die Initiative zu ergreifen.

Senator Muskie erläutert die Zielsetzung des Kongresses

O.: Dr. MIDDLETON, Ihnen ist zweifellos der Konflikt bekannt, der sich durch die Anwendung des Gewässerschutzgesetzes (Water Pollution Control Act) ergeben hat. Dem Leiter dieses Programms wird durch Mitglieder des Kongresses, Gouverneure und andere vorgeworfen, die Ziele und Ermächtigungen durch Erlaß von Verordnungen und Vorschriften zu überschreiten, denen die verschiedenen Staaten bei der Aufstellung von staatlichen Programmen zu entsprechen haben.

Ist es möglich, daß sich eine derartige Situation aus dem Luftgüte-Programm der NAPCA ergeben könnte?

M.: Nein, ich glaube, daß die Zielsetzung des Luftgüte-Gesetzes deutlich ist. Senator MUSKIE, Vorsitzter des Unterausschusses des Senats für Luft- und Wasserverunreinigung (Senate Subcommittee on Air and Water Pollution), der außerordentlich qualifiziert ist, die Zielsetzungen des Kongresses auf diesem Gebiet darzulegen, formulierte es kürzlich folgendermaßen:

„Die jetzt schriftlich niedergelegte Gesetzgebung sieht die Schaffung von Richtlinien vor. Es ist beabsichtigt, den staatlichen und örtlichen Überwachungsorganen für Luftverunreinigung die von NAPCA gesammelten Informationen zu liefern; ferner staatlichen und örtlichen Behörden optimale Möglichkeiten zur Entwicklung von Standards für Luftgüte zu geben, um regionalen Erfordernissen zu entsprechen. Es ist weiter das Ziel, ausreichende Rückendeckung für den Gesundheitsminister zu schaffen, die grundlegenden Anforderungen des amerikanischen Volkes an die Luftgüte zu schützen.

Es ist nicht die Absicht dieser Gesetzgebung, künstliche oder unrealistische Emissionsbeschränkungen für stationäre Emissionsquellen zu schaffen.

Es ist die Absicht dieser Gesetzgebung, die optimale Anwendung bestehender Technologien anzunehmen, wenn auf die Notwendigkeit der Entwicklung neuer Technologien hingewiesen wird.

Es ist nicht die Absicht dieser Gesetzgebung, den staatlichen und lokalen Behörden die Überwachung der Luftverunreinigung streitig zu machen. Aber es ist die Absicht dieser Gesetzgebung, daß durch diese Vertretungen den Forderungen ihrer Vollmachtgeber ausreichend entsprochen wird.

Es ist nicht die Absicht des Luftgüte-Gesetzes von 1967, Sektoren unserer Wirtschaft zu benachteiligen.

Es ist die Absicht dieser Gesetzgebung, eine verantwortliche Haltung seitens dieser Teile unserer Wirtschaft sicherzustellen.“

Das Luftgüte-Gesetz stellt einen umfassenden Plan für die Bearbeitung der Luftverunreinigungsprobleme der USA auf. Es sieht eine geeignete Berücksichtigung des öffentlichen Interesses an einer wirksamen Beherrschung der Luftverunreinigungen sowie der speziellen wirtschaftlichen Interessen jeder Gruppe unserer Gesellschaft vor. Es sieht weiter Mittel zur Schlichtung von Streitfällen vor, die zwangsläufig in einer Gesellschaft entstehen können, die gesundheitliche Ziele, wirtschaftliche Expansion und technischen Fortschritt im Auge hat. Wenn alle, die von Luftverunreinigung, ihrer Verhütung und Überwachung betroffen sind, ihre unterschiedlichen Interessen innerhalb des mit dem Luftgüte-Gesetz geschaffenen Rahmens verfolgen, bezweifle ich, daß es unlösbare Probleme geben wird.

Erfreuliche Zusammenarbeit mit der Industrie

O.: Indem Sie die lufthygienische Situation in diesem ersten Jahr der Arbeit der NAPCA überblicken, die tatsächlich als Vorversuch bezeichnet werden kann, welche Möglichkeiten sehen Sie für die Zukunft hinsichtlich der Forderungen und Einschränkungen, die die Industrie zu gewärtigen hat?

M.: Das Luftgüte-Gesetz umreißt sehr klar die Verantwortlichkeit der Bundesregierung und der Regierung der Staaten. Das Gesetz bezeichnet in konkretem Wortlaut, welche Maßnahmen vom Minister und von den Gouverneuren zu ergreifen sind und in den meisten Fällen, wann sie durchzuführen sind. In dieser gleichen Art und Weise wird jedoch vom Gesetz nicht angegeben, was oder

wann von der Industrie etwas zu unternehmen ist, doch ich glaube, die Absicht des Kongresses war, daß die Industrie ihre Verantwortung ebenfalls rechtzeitig und realistisch übernimmt. Präsident JOHNSON hat darauf hingewiesen, daß die letztliche Kraft und die entscheidende Wirksamkeit des Gesetzes zur Luftgüte beim Volke liegt. Zweifellos können Führungskräfte von Wirtschaft und Industrie viel dazu beitragen, den durch das Gesetz beabsichtigten Zweck zu erreichen. Ihre Einstellung zur Überwachung der Luftverunreinigungen, der Geist zur Zusammenarbeit oder des Widerstandes, mit dem sie die Überwachungsaufgaben in den vor uns liegenden Monaten und Jahren ausführen werden — Dinge, die sich nicht gesetzlich vorschreiben lassen — können und, so glaube ich, werden bestimmen, ob unser Volk bei der Überwachung der Luftverunreinigung gemäß dem Luftgütesgesetz von 1967 erfolgreich sein wird. Ich bin durch das Echo ermutigt, das ich im letzten halben Jahr erhalten habe. Ich bin über die Zusammenarbeit mit Industrievertretern einschließlich jener der Montanindustrie in unseren Beratungskomitees, innerhalb unserer diversen Aufgabengruppen und bei unseren aktiven und wachsenden Bemühungen um Vertrags- und Vorversuchs-Projekte erfreut. Ich hoffe, diese Zusammenarbeit wird andauern und sich ausweiten, indem es uns gelingt, die Staaten mit den vielen unterschiedlichen technischen und wissenschaftlichen Informationen zu versorgen, die die Gouverneure benötigen, um ihre Verantwortlichkeit auszuüben.

O.: In der Abschätzung der praktischen Aspekte der Situation bin ich Ihrer Zustimmung sicher, daß es unvernünftig ist, einen 100%igen Erfolg des Luftverunreinigungs-Bekämpfungsprogramms zu erwarten. Was würden Sie deshalb als zufriedenstellenden Grad des Erfolges ansehen?

M.: Wenn wir unter Bekämpfungsprogramm die Entwicklung und Anwendung von Methoden zur Beherrschung der Luftverunreinigungsquellen verstehen, so gebe ich zu, daß unsere Erwartung nicht realistisch ist, in absehbarer Zeit eine Technologie entwickeln zu können, die eine 100%ige Kontrolle erzielt. Die am weitesten fortgeschrittenen Präzipitationsverfahren entfernen nicht alle Partikel aus einem Gasstrom. Die modernsten Raffinerien werden nicht allen Schwefel aus Heizöl entfernen. Aber ich glaube, es ist unnötig, eine 100%ige Beseitigung der Luftverunreinigungen zu erreichen, um die offensichtlich belästigende und schädigende Luftverunreinigung zu verhüten, die in den meisten Teilen des Landes herrscht. Unser Land besitzt technologische und wirtschaftlich praktikable Mittel zur Erzielung und Aufrechterhaltung einer annehmbaren Luftgüte bzw. ist völlig imstande, diese zu entwickeln. Was den zufriedenstellenden Grad der Erfüllung anlangt, so sind darin viele Variable enthalten. Doch Luftverunreinigung, die gesundheitsschädlich ist, sollte und muß nicht geduldet werden. Über die Grenze hinaus, innerhalb derer die Gesundheit angemessen geschützt ist, sollte die Frage, wie rein die Umgebungsluft sein sollte, durch die Bewohner und die Behörden des entsprechenden Bezirkes entschieden werden.

O.: Sehen Sie irgendwelche außergewöhnlichen unmittelbaren Entwicklungen hinsichtlich Geräten oder Methodik zur Reinigung industrieller Emissionen voraus, die das Erreichen des von Ihnen genannten Zieles garantieren? Was sind die hauptsächlichsten Entwicklungen?

M.: Es sind verschiedene ermutigende Entwicklungen in Sicht. Wahrscheinlich sind die bedeutendsten die verschiedenen Methoden zur Beseitigung von Schwefelbestandteilen aus Verbrennungsgasen, einige davon befinden sich in unserem Land und anderswo im Anfangsstadium der wirtschaftlichen Anwendung, während andere mit behördlicher und privater Unterstützung im vorgeschrittenen Ent-

wicklungsstadium sind. Zweifellos werden wir auf Grund von Erfahrungen bessere und wirtschaftlichere Verfahren entwickeln. Vielleicht wird die Entschwefelung von Abgasen aus großen Heizmaterialverbrennungsquellen so selbstverständlich werden, wie die laufende Anwendung von Elektrofiltern, um Flugaschenausstoß aus Kraftwerken zu vermeiden. In anderen Industriezweigen besteht eine ermutigende Neigung zur Entwicklung neuer Verarbeitungsverfahren, die die Entstehung von Verunreinigungen ausschalten oder vermindern. Und natürlich ist die laufende Forschung und Entwicklung den leistungsfähigeren und wirtschaftlicheren Überwachungseinrichtungen gewidmet.

Die Industrie hat die kritische Phase vor sich

O.: Abschließend möchte ich fragen, ob Sie glauben, daß sich die Industrie kooperativ und hilfreich bei der Einführung des Luftgüte-Überwachungsprogrammes verhielt?

M.: Wir in der NAPAC haben auf verschiedene Weise versucht, die besten Möglichkeiten zur Zusammenarbeit von Regierung und Industrie zu finden. Insoweit, wie ich bereits sagte, war die Antwort der meisten Führungskräfte des industriellen Bereiches tatsächlich ermutigend. Doch bleibt die kritische Rolle der Industrie auf Grund dieses Gesetzes noch zu testen. Die Prüfung wird in den vor uns liegenden Monaten erfolgen, wenn Regierungs- und Lokalbehörden ihre bedeutenden Verpflichtungen gemäß dem Luftgüte-Gesetz durchzuführen beginnen. Wenn die Vertreter der Industrie zustimmen, wie sie es meiner Meinung nach sollten, daß das Luftgüte-Gesetz alle erforderlichen Vorsichtsmaßnahmen vorsieht, damit verantwortliche Überwachungsmaßnahmen auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse ergriffen werden können, bin ich gewiß, daß die Gouverneure dem Minister Grenzwerte und Durchführungspläne vorlegen werden, denen er bereitwillig zustimmen kann; und weiterhin, daß Überwachungsmaßnahmen gemäß diesen Plänen zeitgerecht erfolgen werden. Doch wenn Industrievertreter den Standpunkt einnehmen, daß ein hoher Grad von Verschleppungstaktik eine angemessene Erwidern auf die Notwendigkeiten einer Luftverunreinigungskontrolle ist, dann werden die Absichten des Kongresses ignoriert. Verschleppungstaktik herrscht immer noch bei uns, wie durch das Verlangen einiger Industriesprecher bewiesen wurde, daß wir bei der Entwicklung von Kriterien für Luftgüte zum gesundheitlichen Schutz der Öffentlichkeit die Kosten und die Eignung der vorhandenen Verfahren für die Beherrschung der Emissionsquellen bedenken sollten. Das Luftgüte-Gesetz erlaubt uns ein unbeeinflusstes Vorgehen, bei dem wir der wirklichen Bedrohung durch Luftverunreinigung Rechnung tragen, wenn wir Kriterien streng auf der Basis des wissenschaftlichen Nachweises ihrer Wirkungen ausarbeiten. Wenn wir auf Grund der Kriterien einmal bestimmt haben, welche Luftgüte zur Vermeidung von Gesundheitsschäden erforderlich ist, dann wird das Gesetz uns die Kosten und die Angemessenheit der zur Verfügung stehenden Technologien zur Erzielung dieser Qualität bedenken lassen sowie den Zeitraum, den wir uns dafür setzen.

Ich hoffe, daß die Montanindustrie und jeder andere Bereich unserer nationalen Industrie dem verantwortlichen Kurs konstruktiver Zusammenarbeit folgen und das Luftgüte-Gesetz als das umfassende Gesetz akzeptieren wird. Wenn die Industrie so verfährt, wird kein Zauberstab notwendig sein, den Himmel unseres Landes zu reinigen. Eine Gruppe, wie der American Mining Congress, ist gewiß

in der Lage, seine Mitglieder zu unterstützen, sich konstruktiv an den nationalen Bemühungen zu beteiligen, das Luftgüte-Gesetz zum greifbaren Instrument der Beherrschung der Luftverunreinigungen zu machen.

Dir. u. Prof. Dr. med. E. STRESEMANN
ANNEMARIE CAMIN
1 Berlin 33
Corrensplatz 1

JOHN T. MIDDLETON erkannte Mitte der 40er Jahre auf Grund seiner Studien an der Universität von Kalifornien in Los Angeles und Riverside, wo er lehrte und Untersuchungen in Mykologie und Pflanzenpathologie durchführte, die Schädlichkeit der photochemischen Luftverunreinigung für die Landwirtschaft in Kalifornien. Als Autorität auf dem umfassenden Gebiet der Luftverunreinigung wurde Dr. M., der Professor und Direktor des staatlichen Air Pollution Research Center war, im Januar 1967 zum Direktor des Vorläuferorgans der NAPCA (National Air Pollution Control Administration) ernannt. Er war Berater auf dem Gebiet der Luftgüte und des Entwicklungsprogramms für Luftverunreinigungsbekämpfung sowie erster Vorsitzter des California Motor Vehicle Pollution Control Board (Kalifornisches Amt zur Überwachung von Kfz-Obgasverunreinigungen) beim Governor's Interagency Committee on Air Pollution und beim Executive Task Force on Waste Management (Vollzugsorgan für Aufgaben der Abfallbeseitigung). Dr. M. besitzt den PhD (Dr. phil.) der Universität von Missouri.

