



17

# Monatsberichte aus dem Meßnetz



4  
—  
83



# Umwelt Bundes Amt

Neuere Ergebnisse zum Problem "Saure Niederschläge".  
Bericht über eine Internationale Tagung über "Acid  
Precipitation" in Lindau/Bodensee vom 7. bis 9. Juni 1983

Wilhelm Kuttler <sup>1)</sup>

In der Zeit vom 7. bis 9. Juni 1983 veranstaltete der Verein Deutscher Ingenieure in der Inselhalle der Stadt Lindau/Bodensee eine Tagung über Entstehung, Ursachen und Wirkung saurer Niederschläge. Nach Auskunft der Veranstalter nahmen an dieser Tagung rund 600 Wissenschaftler aus 12 Ländern teil. In insgesamt 50 Referaten wurden verschiedene Aspekte der Entstehung, Ausbreitung und Wirkungen trockener und nasser Spurenstoffdepositionen behandelt. Zu den Leitthemen bzw. Sektionen gehörten:

- Emissionen der Vorläufersubstanzen
- Umsetzungen in der Atmosphäre
- Ausbreitung und Transport
- Trockene Deposition
- Meßtechnik (Immission)
- Meßergebnisse (Immission)
- Wirkungen auf Vegetation, Boden, Gewässer und Materialien.

In der Sektion "Emissionen der Vorläufersubstanzen" beschäftigte sich SCHMÖLLING (D) mit der räumlichen Verteilung und der zeitlichen Entwicklung von Emissionen,

---

<sup>1)</sup> Dr. Wilhelm Kuttler, Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum, Postfach 10 21 48, 4630 Bochum 1.

die den Säuregehalt der Niederschläge maßgeblich beeinflussen. An erster Stelle sind in diesem Zusammenhang das Schwefeldioxid mit seinen Oxidationsprodukten und die Stickstoffoxide zu nennen, die zu etwa 85 bis 90% den Säuregrad der Niederschläge bestimmen.

Ein Blick auf die Schwefelbilanz für Europa (Abb. 1) gibt Auskunft über die größten Emittenten dieses Spurenstoffs; allein im Ostblock werden rund 60% des gesamteuropäischen Schwefelausstoßes in die Troposphäre geleitet.

Die Abschätzung des Schwefelbudgets erfolgt überwiegend aus dem zugrunde gelegten Schwefelgehalt der verschiedenen Energieträger, die pro Jahr in den betrachteten Ländern verbraucht werden. Unsicherheiten, mit denen diese Berechnungen behaftet sind, können allerdings bis zu 30% der Absolutangaben erreichen. Bezogen auf die entsprechende Staatsfläche werden z. B. in der Bundesrepublik Deutschland etwa  $15 \text{ t SO}_2/\text{km}^2 \cdot \text{a}$  emittiert, in der DDR mit  $35 \text{ t SO}_2/\text{km}^2 \cdot \text{a}$  das rund 2,5fache. In den deutschen Stadtstaaten Hamburg, Bremen und Berlin sowie im Ruhrgebiet werden diese Emissionsmengen noch weit übertroffen: Allein im Ruhrgebiet werden  $120 \text{ t SO}_2/\text{km}^2 \cdot \text{a}$  bzw. bis zu  $300 \text{ t SO}_2/\text{km}^2 \cdot \text{a}$  emittiert.

Während die  $\text{SO}_2$  - Emissionsbelastung ihrer geographischen Verteilung im wesentlichen den industriellen Belastungsräumen zuzuordnen ist, läßt sich dieses Strukturmuster für das zum großen Teil dem Kraftfahrzeugverkehr (Linienquellen) entstammende  $\text{NO}_x$  nicht nachweisen. Relativ

hohe Werte der Emissionsflächendichte treten in den deutschen Stadtstaaten mit bis zu  $170 \text{ t NO}_x/\text{km}^2 \cdot \text{a}$  und im Ruhrgebiet auf ( $230 \text{ t NO}_x/\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ). Ein wichtiger Aspekt in der Diskussion um eine Verstärkung oder Minderung der sauren Niederschläge in den letzten Jahrzehnten ist die Frage nach der Veränderung der Emissionsstruktur der Säureproduzenten  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$ . In diesem Zusammenhang kann festgestellt werden, daß die  $\text{SO}_2$  - Emissionen in den letzten zwei Jahrzehnten nicht wesentlich angestiegen sind (interannuelle Schwankungen 10 bis 15%). Im Gegensatz hierzu stiegen die  $\text{NO}_x$  - Emissionen im Vergleich zu den Werten von 1966 von 2,0 Mio. t auf 3,1 Mio. t an (Tab. 1).

In der Sektion "Umsetzungen in der Atmosphäre" beschäftigten sich BRUCKMANN (D), BEILKE (D) und MOHNEN (USA) in ihren Referaten mit der nach wie vor wichtigen Frage der Umsetzung der Säurevorläufer in der Atmosphäre. Prinzipiell unterscheidet man homogene und heterogene Reaktionen der Säurebildung. Zu Recht wird in der letzten Zeit verstärkt und erneut darauf hingewiesen, daß das auf fotochemischem Wege in der Atmosphäre als sekundärer Spurenstoff gebildete Ozon auch unter mitteleuropäischen Strahlungsbedingungen entstehen kann und wie PRINZ und KRAUSE (D) zeigen konnten, auch fernab von Industriegebieten relativ hohe Konzentrationen erreicht, die pflanzenschädigend wirken können.

Interessante Ergebnisse über vertikale pH-Wert-Messungen in Wolken legte MOHNEN (USA) vor; er konnte zeigen, daß an der Wolkenbasis geringere pH-Werte auftreten als weiter oben in der Wolke (Eisphase). Der Zusammenhang zwischen der mittleren Schwefelkonzentration im Wolkenwasser, der Schwefelkonzentration in der Luft und dem Wolkenwassergehalt (bewegt sich etwa zwischen 0,1 und 1,0 g H<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup>) beschreibt Formel (1):

$$C_{WS} = \frac{C_{LS}}{C_{ww}} \quad (1)$$

$C_{WS}$  = mittlere Konzentration an Schwefel im Wolkenwasser ( $\mu\text{gS/gH}_2\text{O}$ )

$C_{LS}$  = Schwefelkonzentration in der Luft ( $\mu\text{gS/m}^2$ )

$C_{ww}$  = mittlerer Wolkenwassergehalt ( $\text{gH}_2\text{O/m}^3$ ).

Ändert sich nun der Wolkenwassergehalt ( $C_{ww}$ ), so ändert sich auch die Schwefelkonzentration im Wolkenwasser und damit der pH-Wert. In hohen Wolken bzw. hohen Wolkenkompartimenten steigt also der pH-Wert aufgrund des Aggregatzustandswechsels des Wassers (flüssig\*fest) an. Diese Messungen sind außerordentlich wichtig, denn in Bergländern mit einer großen Anzahl an Nebeltagen erfolgen immerhin 40 bis 45% der nassen Spurenstoffdeposition durch Nebelnässen. Hierzu sind jedoch effektiv arbeitende Wolkenwassersammler notwendig, wenn man bedenkt, daß erst etwa  $10^6$  Wolkentröpfchen die Menge eines Regentropfens ausmachen.

In der Sektion "Ausbreitung und Transport" wurde von den Referenten (PANKRATH, D.; JACOBSEN, D; FRICKE, D;) über die

Probleme bei der Abschätzung von Massenflüssen bei Luftverunreinigungen berichtet. Modelle, die hierzu erarbeitet wurden, scheitern z. T. daran, daß viele offene Fragen in der Wolken- und Niederschlagsphysik existieren, die die Bestimmung der nassen Deposition ungenau werden lassen. Der großräumige Transport von Luftverunreinigungen erfolgt hauptsächlich durch wandernde Tiefdruckgebiete, mit ihrer großflächigen konvergenten Strömung, relativ starken Vertikalbewegung und großem Turbulenzreichtum. Aber auch hochdruckbestimmte Wetterlagen mit ihren meist geringen Windgeschwindigkeiten führen z. B., nachgewiesen im Fall des Ozons, zu weiten Transportwegen von Spurenstoffen.

Die im Winter nach dem Transport auf trockenem und nassem Wege abgelagerten Spurenstoffe verursachen insbesondere bei einsetzendem Tauwetter hohe Konzentrationen in der Schneeschmelze. Während solcher episodischer Ereignisse werden u. U. bis zu 30% der gesamten jährlichen Spurenstoffdeposition freigesetzt (SMITH, GB). Dieses Problem der massiven plötzlichen Spurenstofffreisetzung durch die Schneeschmelze tritt auch in den skandinavischen Ländern auf, wo in den Gebirgslagen der überragende Anteil der Niederschläge als Schnee fällt. Während insbesondere in den nordischen Ländern hohe nasse Depositionsraten nach einem langen Winter episodisch beobachtet werden, ist in Mitteleuropa die Zeit der nassen Deposition wesentlich gleichmäßiger über das Jahr verteilt; darüber hinaus beträgt der Anteil der naß erfolgenden Ablagerungen in Mitteleuropa nur 7% der Gesamtzeit.

Sektorenuntersuchungen an englischen Stationen zum Problem der nassen Deposition zeigten vergleichsweise hohe Schwefel-

konzentrationen bei Niederschlägen aus dem Sektor West (MARSH, GB). Die Ursache hierfür ist noch weitgehend unklar, vermutet wird ein interkontinentaler Transport aus Nordamerika.

In der Sektion "Trockene Deposition" wurde darauf hingewiesen (GARLAND, GB; VAN AALST, NL), daß es nach wie vor außerordentlich schwierig ist, die trockene Deposition oberflächenspezifisch zu erfassen und die Ablagerungsgeschwindigkeiten <sup>1)</sup> von zahlreichen Faktoren abhängen, wie bereits GARLAND (1978) und SEHMEL (1980) deutlich machten. Neuere Messungen zu diesem Problem teilte GARLAND mit, nach dessen Angaben auch Tabelle 2 angefertigt wurde.

Größere Ablagerungsgeschwindigkeiten und damit höhere Depositionsraten werden tagsüber wegen der stärkeren Massenflüsse beobachtet. Darüber hinaus wird die Ablagerungsgeschwindigkeit durch die Vegetation dahingehend beeinflusst, daß ihre Bestandsgröße und der Zustand der Stomata (zu - offen) ganz entscheidend die zur Ablagerung kommende Spurenstoffmenge bestimmt (Abb. 2). Um möglichst großräumig Vergleichswerte für trocken abgelagertes SO<sub>2</sub> diskutieren zu können, hilft man sich der Einfachheit halber mit einer mittleren

---

1) Bestimmt wird die Ablagerungsmenge eines Spurenstoffs aus dem Verhältnis der abgelagerten Spurenstoffmenge auf den zur Verfügung stehenden Oberflächen und der Spurenstoffkonzentration in der Referenzhöhe. Formelmäßig kann der Zusammenhang wie folgt beschrieben werden:

$$V_g(z) = F : c(z)$$

$V_g(z)$  = Ablagerungsgeschwindigkeit  
in  $m \cdot s^{-1}$  für die Höhe (z)

F = Fluß eines Spurenstoffes zur Erdoberfläche ( $mg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ )

C = Konzentration eines Spurenstoffes in der Höhe (z) über der Erdoberfläche ( $mg \cdot m^{-3}$ )

Ablagerungsgeschwindigkeit ( $V_g$ ) von  $0,8 \text{ cm.s}^{-1}$ . Arbeiten von PERSEKE et al. (1980) und KUTTLER (1982) zeigen, daß in Belastungsgebieten - wie dem Ruhrgebiet - etwa 80% des zur Ablagerung kommenden Schwefels trocken und 20% auf nassem Wege deponiert werden. Für Holland wurde von van AALST ein trocken/naß Ablagerungsverhältnis von 70/30 genannt.

Die insbesondere in den höheren Waldlagen Mitteleuropas beobachteten Schäden lassen eine Beschäftigung mit dem Spurenstoffgehalt in Wolkenwasser außerordentlich notwendig erscheinen. Erste Wolkentröpfchenanalysen wurden bereits 1938 in Washington durchgeführt. In der Sektion "Meßtechnik (Immissionen)" und "Meßergebnisse (Immissionen)" stellten MOHNEN (USA) und GEORGII (D) neue Geräteentwicklungen zur Sammlung von Wolkenwasser vor, die nach dem Zentrifugen- bzw. Netzprinzip arbeiten. Aus den bisher vorliegenden - noch relativ wenigen - Spurenstoffuntersuchungen von Wolkenwasser geht hervor, daß die Konzentrationen verschiedener Spurenstoffe in Wolkenwasser um ein Vielfaches höher liegen als im Niederschlagswasser. So wurden z. B. im Nebelwasser 3 bis 5 mal höhere Sulfat- und bis zu 10 mal höhere Chloridkonzentrationen festgestellt. Der in Los Angeles auftretende sog. 'Killer-Fog' soll sogar pH-Werte von  $\text{pH} = 2,0$  besessen haben.

NIESSNER(D) und SLANINA (NL) stellten neue Meßgeräte zur Erfassung gas- und partikelförmiger Säuren in der Luft bzw. im Niederschlagswasser vor.

GEORGII (D) berichtete über Auswertungen aus einem Niederschlagsmeßnetz in der Bundesrepublik Deutschland,



an dem von 1979 bis 1982 an 12 Stationen trockene und nasse Spurenstoffsammlungen durchgeführt wurden. Als wichtiges Bindeglied in vegetationsbestandenen Gebieten ist zwischen dem trocken und naß erfolgenden Spurenstoffeintrag die Interzeptionsdeposition zu nennen. Sie wird insbesondere in waldbestandenen Bergländern zum wichtigen Faktor des Spurenstoffeintrags; in diesen Lagen wird z. B. 40% des Niederschlags in Form von Nebel durch die Assimilationsorgane der Bäume ausgekämmt und Spurenstoffe in meist hohen Konzentrationen dem Boden zugeführt. GEORGII wies ferner darauf hin, daß prinzipiell in der Nähe von Emittenten die trockene Deposition dominiert, in entfernteren Lagen dagegen die nasse Deposition. Das Schema in Abb. 3 verdeutlicht diesen Zusammenhang. So wird z. B. in Hamburg weniger Schwefel naß deponiert als etwa auf dem 850 m hohen Kleinen Feldberg im Taunus. Eine Zusammenstellung über die Effektivität der trockenen und nassen Schwefeldeposition sowie über deren Menge zeigt für verschiedene Gebiete Tabelle 3.

Neue Ergebnisse zu der in der letzten Zeit wiederholt aufgeworfenen Frage der Trendentwicklung saurer Depositionen behandelten BEILKE(D) und SCHWELA (D). Letzterer (SCHWELA 1983) konnte anhand einer Auswertung der Daten aus dem Buch "Air and Rain" von SMITH aus dem Jahre 1872 wahrscheinlich machen, daß die Deposition saurer Spurenstoffe für das vorige Jahrhundert schon außerordentlich hoch anzusetzen ist und daß die pH-Werte, die er aus Aziditätsberechnungen des alten Datenmaterials abschätzte, in städtischen Gebieten um 1860

bei pH = 3,4 bis 3,9, in Reinluftgebieten bei pH = 4,5 bis 5,6 lagen.

Die zahlreichen Messungen aus den 30er, 40er und 50er Jahren dieses Jahrhunderts, die aus den verschiedenen Meßnetzen stammen, und die z. T. einen drastischen Rückgang der pH-Werte wahrscheinlich gemacht haben wollen (RIEHM et al. (1965) können mit den heutigen Werten wegen der unterschiedlichen Probenahmezeiträume (Tages-, Wochen- und Monatsproben) und Analysenmethoden ('bulk', dry und wet only) nicht mehr verglichen werden. So vorgeblich eindeutige Trends wie sie zwischen 1960 und 1970 auftraten, lassen sich z. B. im Zeitraum 1970 bis 1980 nicht mehr beobachten (Vergleiche Abb. 4). Nach der Auffassung verschiedener mit diesem Thema Beschäftigter wird diesen älteren Messungen kein großer Genauigkeitsgrad mehr eingeräumt.

Bezüglich der SO<sub>2</sub>-Immissionssituation zeichnet sich in den letzten beiden Jahrzehnten eine Trendwende ab. Eine Auswertung der SO<sub>2</sub>-Immissionskonzentrationen in den Belastungsgebieten des Rhein-Ruhr-Raumes zeigt in Abb. 5 abnehmende Tendenz, und zwar im Mittel um 5-8%/Jahr. Dagegen weisen einige als unbelastet eingestufte Stationen einen Anstieg der SO<sub>2</sub>-Immissionskonzentrationen auf.

WINKLER (D) wies darauf hin, daß zur Diskussion von Niederschlags- pH-Werten auch die Leitfähigkeiten berücksichtigt werden sollen, um Mißinterpretationen vorzubeugen. Eine verhältnismäßig lange Meßreihe von monatlich gewonnenem Niederschlagswasser (von 1932 bis 1982) konnten LAHMANN und FETT (D) auf pH-Werte und Sulfatkonzentrationen hin auswerten. Die Untersuchung zeigte eine Abnahme des pH-Wertes während des Meßzeitraumes um ca. 0,3 Einheiten. Die Niederschlagswassersammlung erfolgte allerdings mit 'bulk'-samplern.

Messungen zur Belastung schweizerischer Gewässer ergaben (ZOBRIST, CH), daß sich der Eintrag an Schwermetallen durch trockene und nasse Deposition etwa in der gleichen Größenordnung bewegt wie die Eintragsraten durch die verschiedenen Alpenflüsse in die Seen.

Die Sektion "Wirkungen auf verschiedene Akzeptoren" war unterteilt in die verschiedenen Ökosysteme Vegetation, Boden und Gewässer sowie in die Beeinflussung saurer Depositionen auf Materialien. Nach einer einleitenden Übersicht über die Wirkungen saurer Niederschläge auf Vegetation, wurden Ergebnisse aus Teilaspekten mitgeteilt und diskutiert. GLATZEL und PUXBAUM (A) berichteten über Analysen von Stammabläufen und wiesen auf den hohen Einfluß der trockenen Deposition hin. LINDBERG (USA) zeigte, daß rund 60% der Spurenstoffe, die sich trocken auf Blättern ablagern, durch den Niederschlag abgewaschen werden. SCHOLZ (D) konnte aufgrund der Analyse von Isoenzymen an Pflanzen erkennen, daß sich die Frequenz der Allele durch saure Depositionen verschob. Luftverunreinigungen schlechthin sorgen damit für eine Einengung.

der genetischen Varianz.

Freilandversuche zur Ermittlung der Wirkung von sauren Depositionen wurden von JACOBSON (USA) mit künstlichen Niederschlägen unterschiedlicher Säuregrade durchgeführt; bei steigender Säurezufuhr nahm der Ernteertrag ab. Als außerordentlich widerstandsfähig gegenüber Säuretröpfchen zeigten sich die Blätter von *Artemisia*, die in den Smoking Hills, in der westlichen kanadischen Arktis bei hohen natürlichen Rauchgasgehalten der Luft an  $\text{SO}_2$ , gedeiht. Erst ab pH-Werten, die in den Säuretröpfchen einen Wert von  $\text{pH} = 2,5$  erreichten, konnten leichte Schädigungen beobachtet werden. (HUTCHINSON et al., USA). Nach IRVING (USA) reduzieren die Spurenstoffe Ozon,  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_2$  stärker die Feldfruchterträge als saurer Niederschlag. Applizierung von simuliertem sauren Regen auf Sojabohnenpflanzen ließ selbst bei einer Erhöhung des Säuregrades um den Faktor 10 keine Ertragseinbußen auftreten.

De WITT und van DOBBEN (NL) wiesen anhand von Vergleichsuntersuchungen (vor und nach 1950) nach, daß eine große Zahl von Dikotyledonen, Monokotyledonen, Moosen, Flechten und Pilzen insbesondere in stark verschmutzten Gebieten Hollands verschwunden sind; sie führen dieses auf die Zufuhr saurer Depositionen zurück. Unterschiedliche Belastungsstufen, durch trockene und nasse Spurenstoffdepositionen verursacht, konnten RUDOLPH (D) und KNABE (D) in Waldgebieten Bayerns und Nordrhein-Westfalens zeigen. SCHRÖTER (D) stellte ein Untersuchungsprogramm vor, mit dessen Hilfe das Waldsterben im Schwarzwald untersucht werden soll. Hierzu wurden 32 Beobachtungsflächen von je 0,25 ha Größe eingerichtet.

ARNDT et al. (D) und KRAUSE et al. (D) teilten vorläufige Ergebnisse über Ozon- und  $\text{SO}_2$ -Messungen aus Gebieten nordöstlich von Stuttgart und des Schwarzwaldes mit. Relativ hohe  $\text{SO}_2$ - und  $\text{O}_3$ -Konzentrationen (ungefähr  $160 \mu\text{g O}_3/\text{m}^3$ ) wurden in "unbelasteten" Höhenlagen gemessen. KRAUSE et al. berichteten ferner über Kombinationswirkungen von  $\text{O}_3$  und sauren Niederschlägen an Nadelgehölzen.

REHFUESS (D) belegte anhand seiner Meßergebnisse, daß es in krankem Nadelmaterial zu einer Magnesium-Verarmung kommt.

ABRAHAMSEN (N) wies auf die unterschiedliche Empfindlichkeit mitteleuropäischer Böden gegenüber sauren Depositionen hin,

ULRICH (D) auf die differenzierte Freisetzung toxischer Aluminiumionen durch im Boden ausgelöste Versauerungsschübe. Untersuchungen zum Problem der Al-Toxizität und Messungen der Al-Konzentrationen in verschiedenen Bodenhorizonten und Flußlaufabschnitten zeigten, daß die Toxizität des Aluminiums davon abhängt, ob es in organisch oder anorganisch gebundener Form vorliegt (DRISCOLL et al., USA).

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Bundesrepublik Deutschland lassen sich, durch saure Depositionen verursacht, keine Schäden feststellen (HOFFMANN, D), weil einerseits intensive Landwirtschaft auf sauren Böden nicht betrieben wird (nur 1,8% der Böden Baden-Württembergs z. B. weisen einen pH-Wert von  $\text{pH} < 5,0$  auf), andererseits hier Kalkung, Düngung und Fruchtwechsel im Gegensatz zu den Waldforsten vorgenommen werden. Das Siechtum von

Waldökosystemen wird auch auf Bewirtschaftungsfehler in der Forstwirtschaft zurückgeführt (ISERMANN, D). Das Waldsterben, wie es in vielen Ländern Europas in der letzten Zeit beobachtet wird, tritt in Großbritannien nicht auf (SKEFFINGTON, GB). Arbeiten über den Spurenstoffeintrag und die Veränderung der pH-Werte in kanadischen Gewässern zeigten, daß bei einem Absinken des pH-Wertes auf  $\text{pH} < 4,0$  große Veränderungen in der Diversität verschiedener Planktonarten beobachtet werden konnten (DELISLE et al., CDN). Der Einfluß von Schneeschmelzwasser auf die Spurenstoffgehalte kanadischer Seen und Flüsse zeigte (JEFFRIES, CDN), daß die Spurenstoffkonzentrationen (einschließlich des  $\text{SO}_4$ -Aerosolgehaltes) in der Schneedecke niedriger sind als in Niederschlägen. DICKSON (S) berichtete über die seit langem bekannte Abnahme von pH-Werten in schwedischen Gewässern. Innerhalb von 30 Jahren sank dort der pH-Wert von  $\text{pH} = 7,0$  auf  $\text{pH} = 5,5$  ab. ROSENQUIST (N) wies dagegen darauf hin, daß skandinavische Gewässer schon vor der industriellen Verschmutzung der Atmosphäre sauer waren. Er führt die in den letzten Jahrzehnten beobachteten Säurezunahmen der Seen und Flüsse nicht auf die Zufuhr anthropogener saurer Depositionen zurück, sondern auf die schon immer bestehenden natürlichen Einflußfaktoren wie z. B. Verwitterungsreaktionen in der Mineralphase und eine Veränderung des Bodenhumusgehaltes. Um aktuelle Säureschäden zu verhindern, wurden 1500 schwedische Gewässer mit 200 000 t Kalk behandelt (HULTBERG, S). Für die der

Kalkung folgenden 7 Jahre wird mit einem Wirkungsgrad von 50 bis 70% gerechnet. Erfolge ließen sich mit dieser Sauerungsmaßnahme an allen Seenökosystemen erzielen.

Ebenfalls starke Versauerungen ließen verschiedene Gewässer im Hunsrück und Taunus erkennen (KRIETER, D). Problematisch wird die Situation in diesen Gebieten, wenn Säure und Schwermetalle nach ihrer Freisetzung in die Grundwässer dieser immer weniger zur Pufferung der Säuren fähigen Böden gelangen.

In einem abschließenden Vortrag beschäftigte sich LUCKAT (D) mit dem Einfluß saurer Depositionen auf Steinschäden. Spurenstoffdepositionen wurden in verschiedenen Orten der Bundesrepublik Deutschland gemessen und Abhängigkeiten zur Schädigungsrate speziell exponierter Natursteinproben untersucht. Für die beschleunigte Verwitterung von Natursteinen dürfte die trockene Deposition, die über die Sorption an feuchten Oberflächen auf diese einwirkt, entscheidenden Anteil haben.

Viele der auf diesem Symposium vorgestellten Ergebnisse besitzen vorläufigen Charakter, da die Messungen zum Teil auch mit verfeinerten Methoden fortgeführt werden sollen. Aus diesem Grunde strebt der Verein der Deutschen Ingenieure die Durchführung einer weiteren Tagung nach Ablauf von zwei Jahren an.

Literaturverzeichnis

- BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN (1982): Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region. - In: Landesanstalt für Immissionsschutz - Bericht Nr. 18.
- GARLAND, J. A. (1978): Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. - In: Atmospheric Environment 12, S. 349-362.
- GEORGII, H.-W. (1982): Global distribution of the acidity in precipitation. - In: GEORGII, H.-W., und J. PANKRATH: Deposition of atmospheric pollutants, Dordrecht, Holland, S. 55-66.
- GEORGII, H.-W., C. PERSEKE und E. ROHBOCK (1982): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Spurenstoffen aus Belastungsgebieten. - Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Luftreinhaltung Forschungsprojekt 10402 600, im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- KUTTNER, W. (1982): Investigations about wet deposition of pollutants in an urban ecosystem - In: GEORGII, H.-W. und J. PANKRATH (eds.): Deposition of atmospheric pollutants Dordrecht, Holland, S. 97-113.
- KUTTNER, W., (1983a): Anthropogenes Schwefelproblem und saure Niederschläge. - In: Wohnbauforschung in Österreich, Heft 1/2, S. 1-8.
- KUTTNER, W. (1983b): Saure Niederschläge. - In: INFU (Institut für Umweltschutz der Univ. Dortmund): Kurzfassung von Vorträgen aus dem INFU-Kolloquium des Sommersemesters 1982 - ein interdisziplinäres Seminar über ausgewählte Themen des Umweltschutzes, Werkstattreihe, Heft 11, 1983, S. 88-116.
- PERSEKE, C., S. BEILKE und H.-W. GEORGII (1980): Die Gesamtschwefeldepositionen in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage von Meßdaten des Jahres 1974. Berichte des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Univ. Frankfurt/M., Nr. 40.
- RIEHM, H., E. QUELLMALZ und M. KRAUS (1965): Ergebnisse atmosphären-chemischer Untersuchungen in Mitteleuropa. - In: Zentralblatt für biologische Aerosolforschung, 12, S. 434-454.
- RÖNICKE, G., und D. KLOCKOW (1974): Grundpegel der Schwefelkonzentration der Luft 1967 - 1972. - Deutsche Forschungsgemeinschaft, Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung, Mitteilung XII.
- SCHWELA, D. (1983): Vergleich der nassen Deposition von Luftverunreinigungen in den Jahren um 1870 mit heutigen Belastungswerten. - In: Staub-Reinhaltung der Luft 43, Nr. 4, S. 135-139.



UMWELT (1982), Informationen des Bundesministers des Innern zur Umweltplanung und zum Umweltschutz.

SEHMEL, G. A. (1980): Particle and gas dry deposition. - In: Atmospheric Environment, 14, S. 983-1011.

Tabelle 1

Entwicklung der SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland für den Zeitraum 1966 bis 1978 in 10<sup>6</sup> t Schwefel (nach DEUMLING, 1982).

	1966	1970	1974	1978
SO <sub>2</sub>	3,58	3,97	3,78	3,58
NO <sub>x</sub>	1,98	2,39	2,62	3,09

Tabelle 2

Ablagerungsgeschwindigkeiten für SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> und NO<sub>2</sub> in Abhängigkeit von Tageszeit und Vegetationsform (GARLAND)

Spurenstoff	Tag (T) / Nacht (N)	Vegetationsform	Vg (0,8 cm.s <sup>-1</sup> )
SO <sub>2</sub>	T	Gras	0,8
"	N	"	0,3
"	T	Wald	0,6
"	N	"	0,1
O <sub>3</sub>	T	Gras	0,6
"	N	"	0,3
"	T	Wald	0,7
"	N	"	0,1
NO <sub>2</sub>	T	Gras	0,4
"	N	"	0,05
"	T	Wald	0,6
"	N	"	0,1

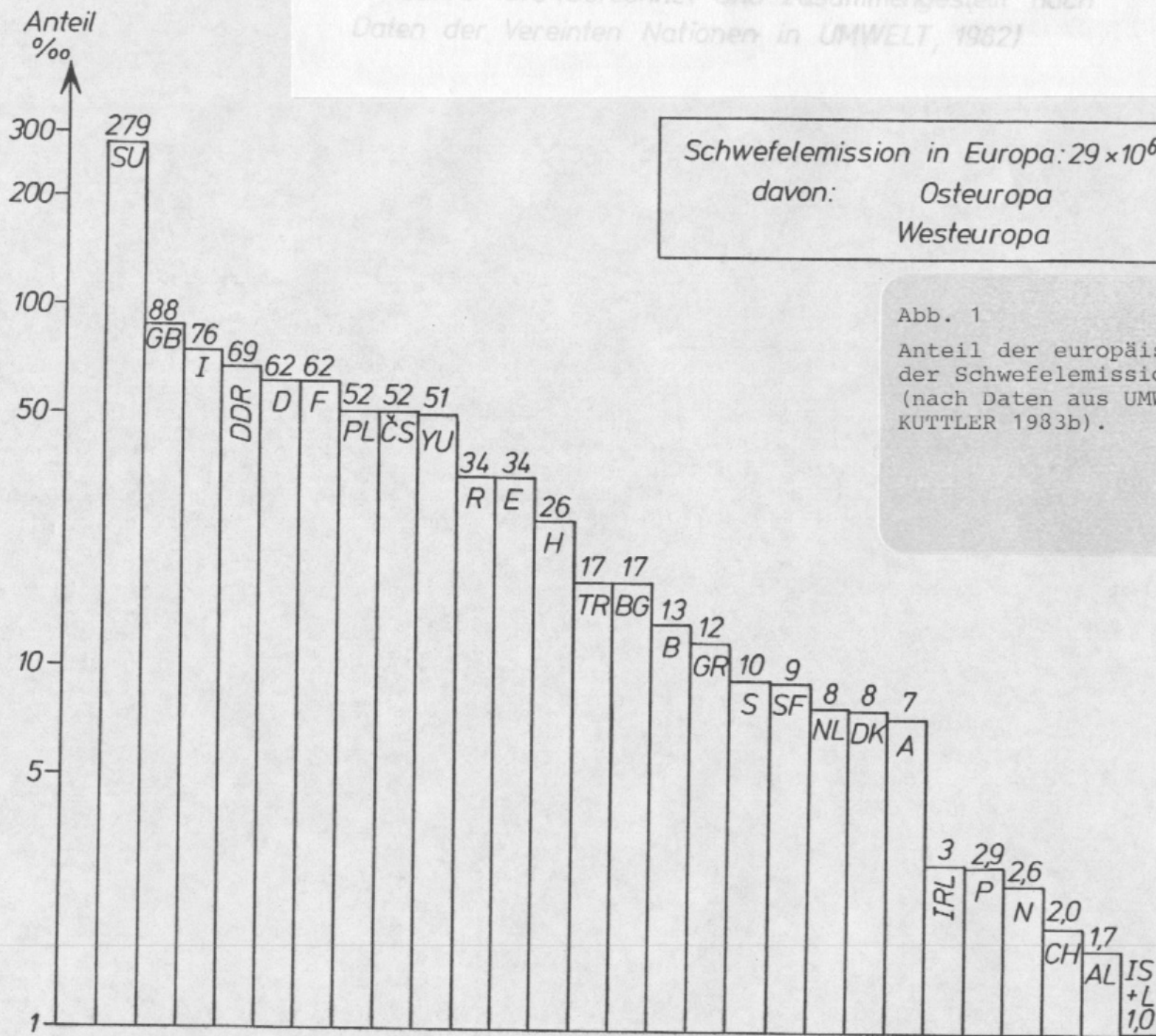
Tabelle 3: TROCKENE UND FEUCHTE SCHWEFELDEPOSITIONEN IN VERSCHIEDENEN GEBIETEN

(nach GEORGII et al. 1982)

Reihe	Gebiet	Trockene Deposition		Feuchte Deposition		Gesamt- deposition	Gesamtdeposition		Verfasser <sup>1)</sup>
		SO <sub>2</sub>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	in mg S · m <sup>-2</sup> · d <sup>-1</sup>			in Prozent		
				SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>		trocken	feucht	
1	Europa	2,609	0,146	3,131		5,886	46,8	53,2	MESZAROS et al. 1978
2	Europa		3,3	1,7		5,0	66,0	34,0	OTTAR 1978
3	Deutschland	8,5 - 27,4		2,74 - 6,85		9,6 - 34,2	71,5 - 80,1	19,9 - 28,5	OTTAR
4	Deutschland: <u>belastet</u> Ruhrgebiet	27,4	-	7,95 - 11,78		35,35 - 39,18	69,9 - 77,5	22,5 - 30,1	PERSEKE et al. 1980
	Rhein-Main- Gebiet	25 - 26	-	3,84		28,84 - 29,84	86,7 - 87,1	12,9 - 13,3	
	<u>unbelastet</u> Deuselbach	5	-	2,74		7,74	64,6	35,4	
	Schauinsland	2	-	5,48		7,48	26,7	73,3	
5	Deutschland: <u>belastet</u> Ruhrgebiet	-	1,87	5,55		34,82	84,1	15,9	GEORGII et al. 1982
	Rhein-Main- Gebiet	-	1,16	3,70		29,86 - 30,86	87,6 - 88,0	12,2 - 12,4	
	<u>unbelastet</u> Deuselbach	-	0,73	3,00		8,73	65,6	34,4	
	Schauinsland	-	0,36	3,66		6,02	38,9	61,1	
6	Deutschland: <u>belastet</u> Ruhrgebiet (Bochum)	38,8		9,4		48,2	80,0	20,0	KUTTLER 1982
7	Deutschland: Berlin 1953	-	-	-		30	-	-	LAHMANN et al. 1980
	Berlin 1978	-	-	-		20	-	-	
8	England: ländliches Gebiet	7,4	0,30	2,52		10,22	75,3	24,7	DAVIES et al. 1981
9	Nigeria: Savanne	-	-	0,63		-	-	-	BEAUVINGTON et al. 1979
10	U S A: Tennessee	-	-	0,6 - 3,7		-	-	-	LINDBERG et al. 1977

<sup>1)</sup> zitierte Arbeiten in: GEORGII et al. 1982

Anteil der europäischen Staaten an der Schwefelemission  
 im Jahre 1978 (berechnet und zusammengestellt nach  
 Daten der Vereinten Nationen in UMWELT, 1982)



Schwefelemission in Europa:  $29 \times 10^6 t = 1000\text{‰}$   
 davon: Osteuropa =  $600\text{‰}$   
 Westeuropa =  $400\text{‰}$

Abb. 1

Anteil der europäischen Staaten an  
 der Schwefelemission im Jahre 1978  
 (nach Daten aus UMWELT 1982 aus  
 KUTTLER 1983b).

Abb. 2  
Ablagerungsgeschwindigkeit ( $v_g$ ) von  $SO_2$  für Vegetation verschiedener Größen und Stomatuzuständen (nach FOWLER 1980 aus KÜTTLER 1982; verändert).

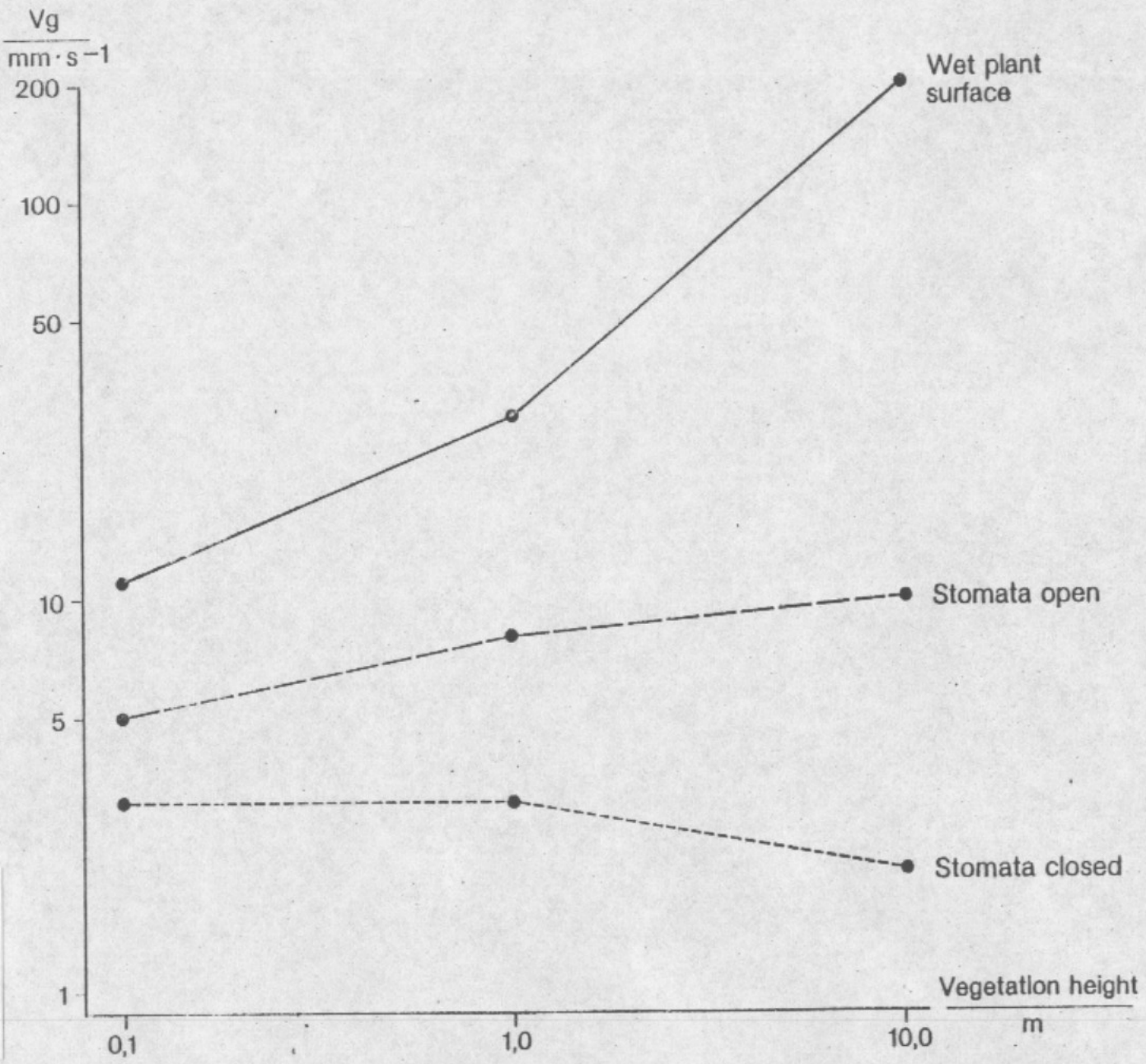


Abb. 3

Ausmaß der trockenen und feuchten Schwefeldeposition im Vergleich zwischen einem Industrie- und Reinluftgebiet (nach KUTTLER 1983a).

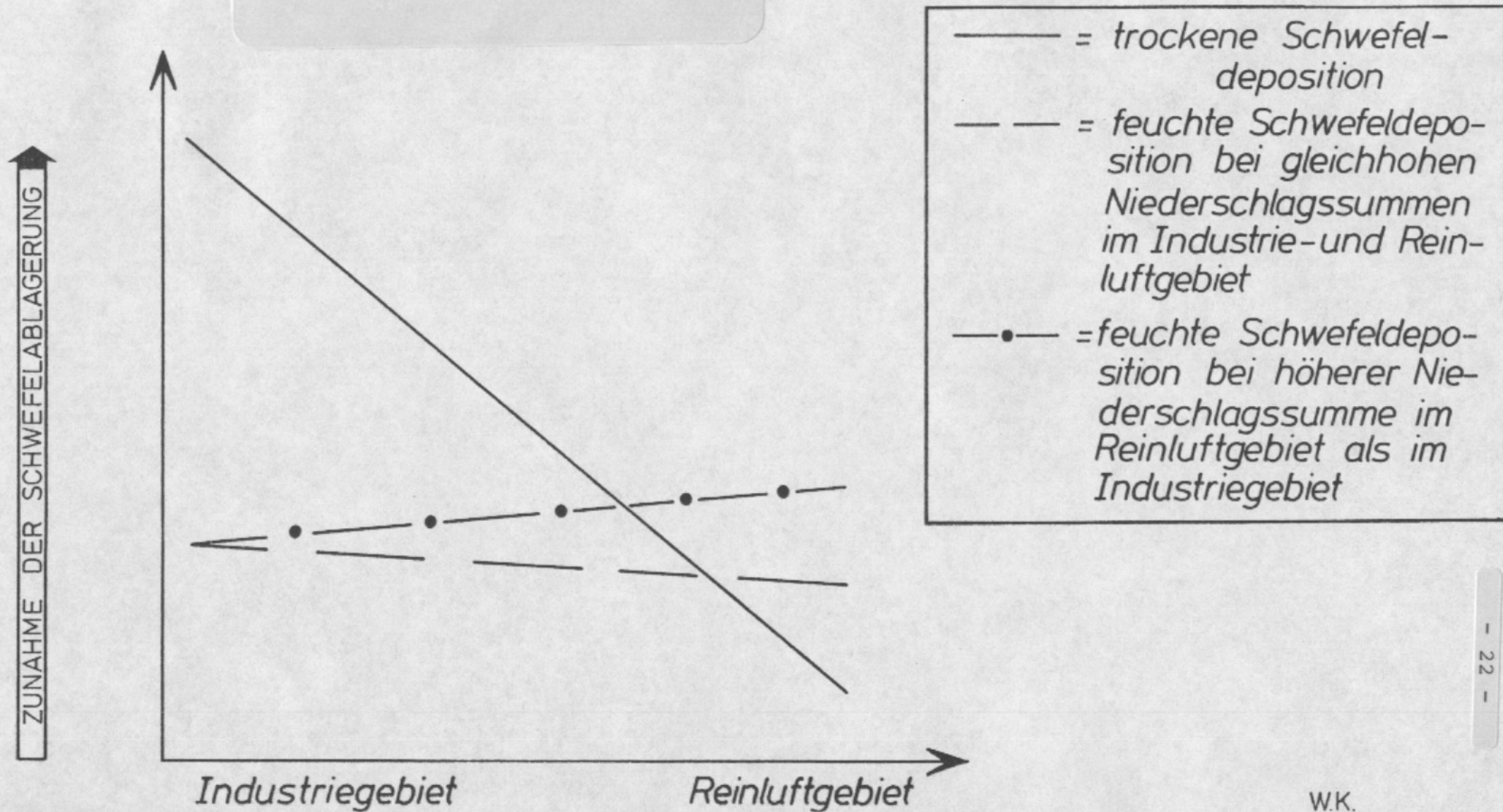


Abb. 4

Trends der pH-Werte im Niederschlagswasser an verschiedenen Stationen in Europa (Zeitraum: 1972 bis 1979; nach GEORGII 1982; verändert; aus KUTTLER 1983a).

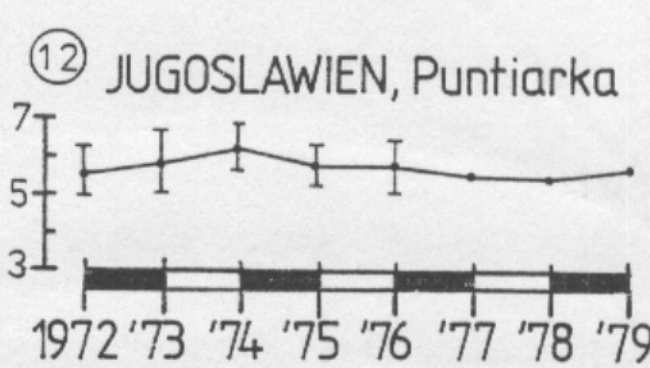
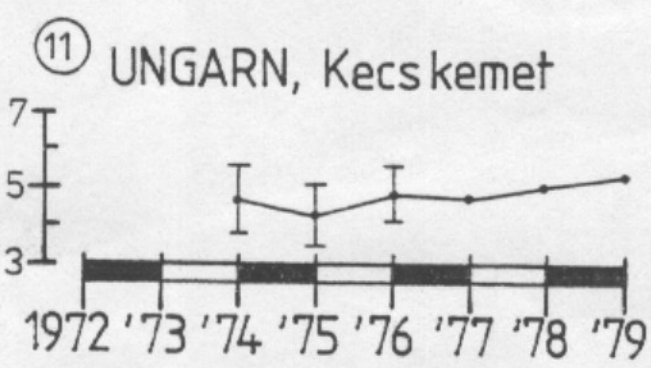
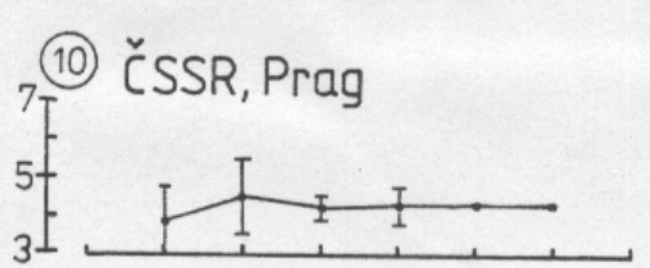
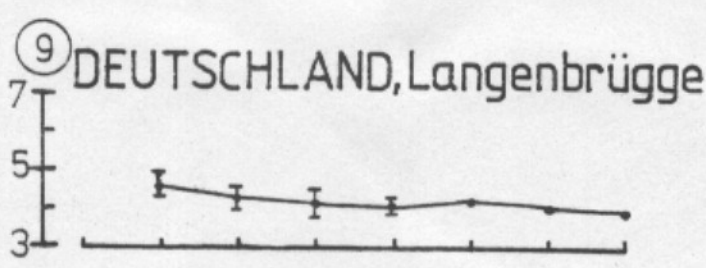
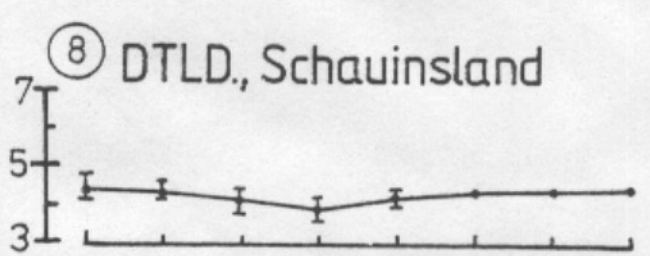
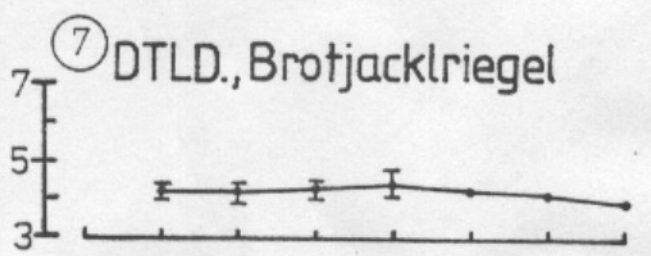
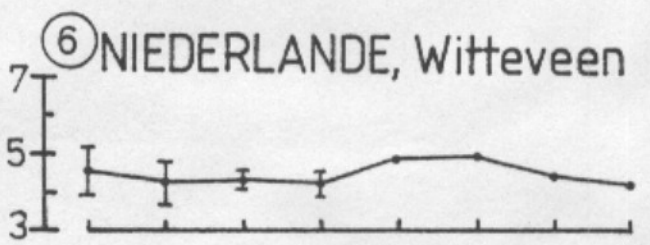
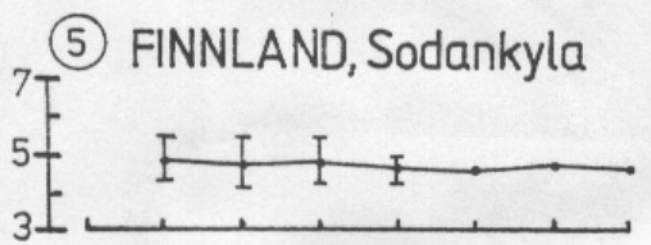
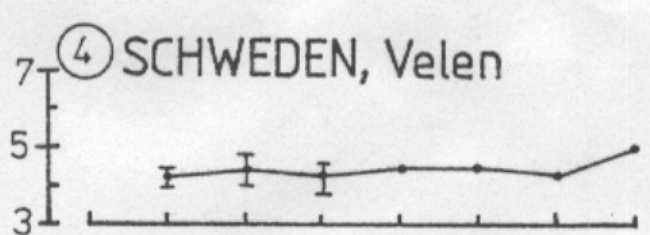
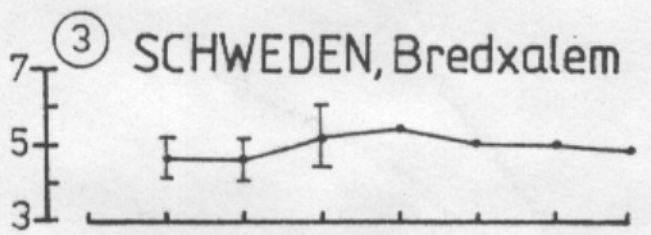
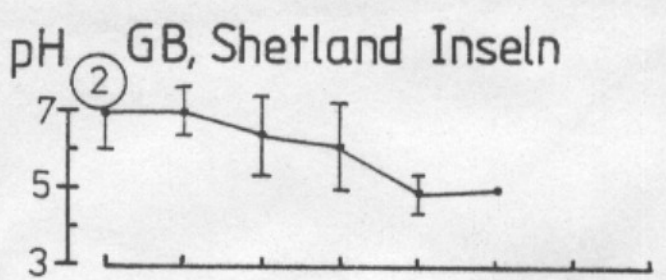
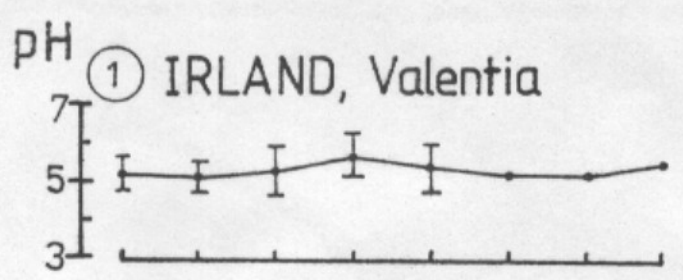


Abb. 5  
Trends der SO<sub>2</sub>-Immissionskonzentration in den Belastungsgebieten des Rhein-Ruhr-Raumes (Werte nach BUCK et al. 1982).

