

Saure Niederschläge

Wilhelm Kuttler ¹⁾

1. Problemstellung

Zu Beginn der Industrialisierung war die Belastung der Umwelt im wesentlichen auf die unmittelbare Umgebung der Ballungsräume beschränkt. Hier traten Schäden in den verschiedensten Bereichen der Ökosysteme auf, die entweder direkt oder indirekt auf die Schadstoffzunahme in der Atemluft zurückgeführt werden konnten. Ein bekanntes Beispiel ist hierfür das Ruhrgebiet mit seiner Fichten- und Flechtenwüste (DOMRÖS 1966) sowie der immissionsabhängige Artenschwund epiphytischer Flechten im angrenzenden südlichen Münsterland (HEIDT 1978).

Im Zeitraum der zurückliegenden drei bis vier Jahrzehnte vergrößerten sich jedoch die Flächenanteile der unter der anthropogenen Verschmutzung leidenden Umwelt rapide. Aus lokalen und regionalen Problemen der Verschmutzung der Biosphäre wurden überregionale und globale. Untersuchungen aus Räumen, die lange Zeit als vermeintliche Reinluftgebiete fernab größerer Industrien galten, belegen dies in erschreckendem Maße (z.B. DRABLØS & TOLLAN 1980).

Als Verursacher dieser hoffentlich bald, jedoch wohl vorerst nur schwer zu bremsenden Entwicklung sind die nach dem letzten Kriege immens gestiegenen Emissionsmengen anzusehen, die den Quellengruppen Industrie, Hausbrand und Kleingewerbe sowie dem land-, wasser- und schienengebundenen Verkehr angehören und die für eine unentwegte Schadstoffzufuhr in die bodennahe Atmosphäre sorgen.

Die von der Atmosphäre aufgenommenen Fremdstoffe werden durch verschiedene chemische Reaktionen (ZEILKE 1980,

1) Dr. rer. nat. Wilhelm Kuttler, Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum, Postfach 102148, 4630 Bochum 1

GIEBEL 1977, GEORGII & HERRMANN 1979, PENZHORN et al. 1974) in ihrem Chemismus verändert, darüber hinaus verdünnt und abtransportiert. Neben der chemischen Umwandlung lassen sich prinzipiell zwei weitere Schadstoffsenken nennen, durch die die belastete Atmosphäre wieder gereinigt wird. Einerseits erfolgt dies durch die trockene Deposition, andererseits durch die feuchte Deposition. Saure Niederschläge sind der Sammelbegriff, unter dem ein großer Teil der auf feuchtem Wege erfolgenden Schadstoffrückführung aus der Atmosphäre zusammengefaßt werden.

2. Quellen der Luftverunreinigung

Im Bereich der die Luftverunreinigung bestimmenden Schadstoffe (eine zusammenfassende Übersicht findet sich in KUTTLER 1979) nehmen die aus dem Verbrauch fossiler Brennstoffe entstehenden anorganischen Schadgase nach wie vor eine überragende Stellung ein. Nachfolgende Zahlenangaben verdeutlichen am Beispiel des Schwefeldioxids die permanente globale Zunahme dieses Schadstoffes (CULLIS & HIRSCHLER in GEORGII 1981), vergleiche Tab. 1.

Seit der Jahrhundertwende wurde der SO_2 -Ausstoß bis zum Jahre 1974 mehr als versechsfacht, bei einer Verdoppelungsrate von etwa 30 Jahren. Als Hauptquellen der SO_2 -Emissionen treten auf der Nordhalbkugel überwiegend die nordamerikanischen und europäischen Ballungszentren auf.

Einen Eindruck über die regionale Verteilung der SO_2 -Emissionen in Europa zeigt Abb. 1, in der das Ergebnis einer durch die OECD (1977) im Rahmen des Projektes "long-range transport" durchgeführten Untersuchung festgehalten ist. Die Abbildung enthält die für das Jahr 1973 bestimmten SO_2 -Emissionsmengen, bezogen jeweils auf eine Grundfläche von rund 16100 km^2 . Trotz der generalisierenden Größe

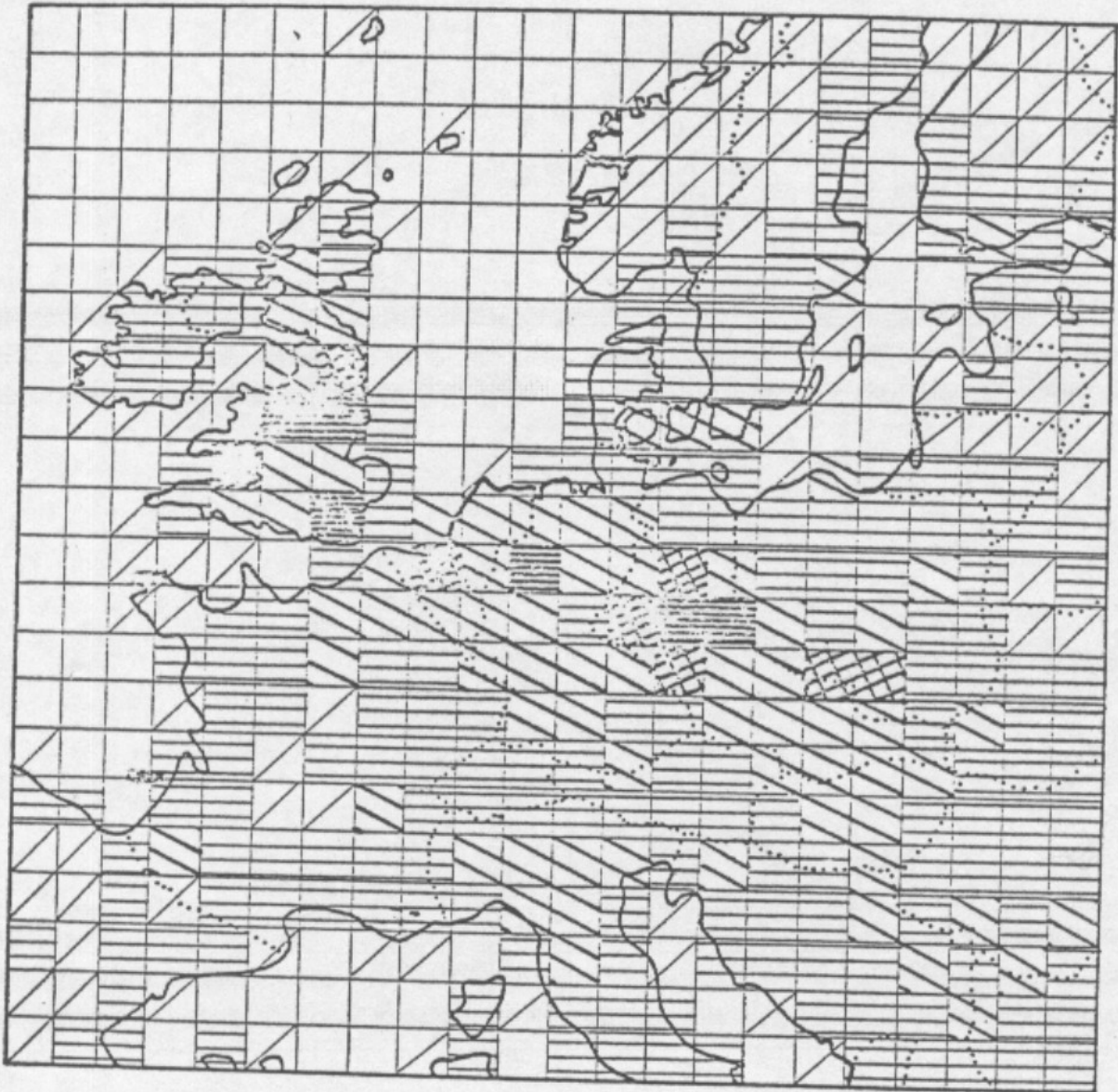
Tab. 1

Zunahme der globalen SO₂-Emission

Jahr	Menge in Mio. t SO ₂ /Jahr
1900	30,6
1930	60,0
1960	130,0
1974	187,0

SO₂-Emissionskataster für Europa

[nach NILU, 1973, verändert] (in 1000 t/a)



≤ 10

>10 - ≤100

>100 - ≤500

>500 - ≤1000

>1000 - ≤2000

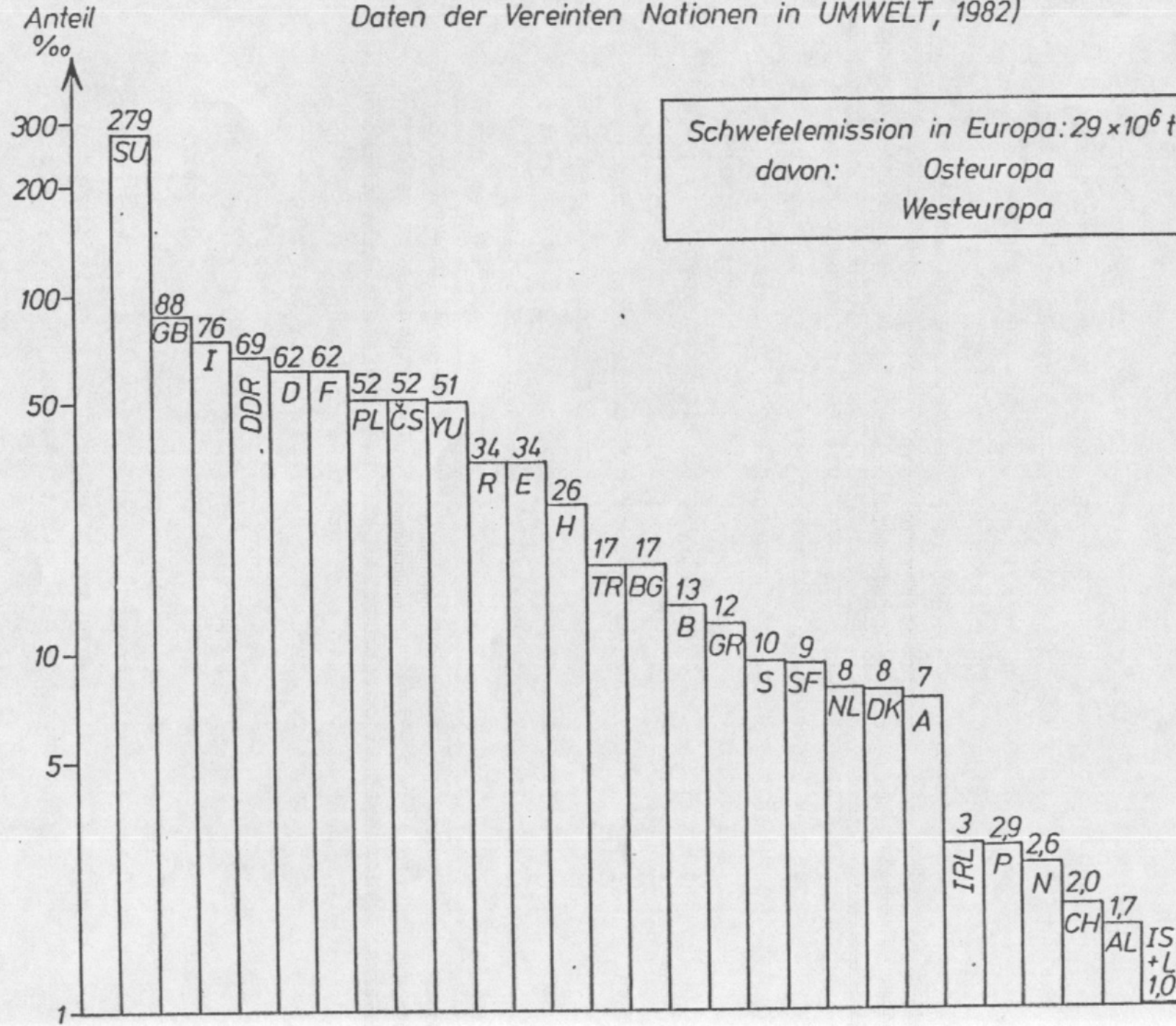
dieser Einheitsflächen, lassen sich die schadstoffproduktivsten anthropogenen Schwefelquellen in Mittelengland, im Ballungsraum um London, in den Niederlanden und Belgien sowie im Rhein-Ruhr-Raum, in der DDR und in Polen erkennen.

Nach den von den Vereinten Nationen durchgeführten Berechnungen (Abb. 2) wurden 1978 rund 29 Mio. t Schwefel in Europa an die Atmosphäre abgegeben. Hieran waren zu 60 % die Staaten Osteuropas und zu 40 % diejenigen Westeuropas beteiligt. Die stärksten Luftverschmutzer in Osteuropa liegen im europäischen Teil der Sowjetunion, hier werden 27 % des SO_2 emittiert sowie in der DDR, Polen, Jugoslawien und der Tschechoslowakei, wo zwischen 5 und 7 % der Gesamtemission des SO_2 freigesetzt werden. Der Rest verteilt sich auf die anderen osteuropäischen Länder mit Anteilen zwischen 0,1 und 4 %.

Zu den herausragenden Emittenten Westeuropas zählen Großbritannien mit über 8 %, Italien mit rund 7 %, Frankreich und die Bundesrepublik Deutschland mit über 6 % der Gesamtemission.

Stellvertretend für die Größenordnungen der Emissionsanteile und -mengen, die in Ballungsräumen freigesetzt werden, seien Daten aus dem Rhein-Ruhr Raum für die Belastungsräume Rheinschiene-Süd, Ruhrgebiet - West, - Mitte und - Ost genannt (Tab. 2). Die hier anfallenden Staub- und SO_2 -Emissionen entstammen zu 82 bis 95 % (Staub) bzw. zu 88 % bis 94 % (SO_2) der Industrie. Insgesamt werden auf der Gesamtfläche von 2837 km^2 dieser Belastungsgebiete rund 285500 t Staub sowie rund 799000 t SO_2 pro Jahr (Berechnungszeitraum 1976 bis 1978) von den verschiedenen Quellenhöhenklassen in die Atmosphäre eingeleitet.

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



Tab.2 Anteile der Staub- und SO₂-Emissionen für Belastungsgebiete des Rhein-Ruhr-Raumes (zusammengestellt nach den Luftreinhalteplänen des MAGS, NW)

Belastungsraum	Industrie		Hausbrand/Klein- gewerbe		Kfz-Verkehr		Gesamtemission in t	
	Staub	SO ₂	Staub	SO ₂	Staub	SO ₂	Staub	SO ₂
Rheinschiene Süd	82,3	88,0	16,2	11,0	1,5	1,0	25201	150856
Ruhrgebiet West	95,4	91,9	4,5	7,2	0,1	0,9	201387	210383
Ruhrgebiet Mitte	83,9	94,0	15,1	5,7	1,0	0,3	36242	311893
Ruhrgebiet Ost	84,7	89,0	13,9	10,0	1,4	1,0	22682	126342

3. Schadstoffsenken

3.1 Trockene und nasse Ablagerung

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß atmosphärische Spurenstoffe auf zweierlei Wegen aus den bodennahen Luftschichten entfernt werden, wenn man einmal deren chemische Umwandlung außer Betracht läßt. Als eine Schadstoffsenke tritt die trockene Deposition (dry deposition) auf, eine andere ist die nasse Deposition (wet deposition). Die trockene Deposition umfaßt die Prozesse der Ablagerung atmosphärischer Spurenstoffe an den verschiedenen natürlichen und künstlichen Oberflächen sowie deren Aufnahme durch die pflanzlichen Stomata im Rahmen der Photosynthese. Trockene Depositionsraten für Oberflächen zu bestimmen, die so heterogen sind wie Landoberflächen z.B., ist nicht einfach, da neben der Oberflächenbeschaffenheit vornehmlich die meteorologischen Parameter die Effektivität der Senke bestimmen (WHELPDALE & SHAW 1974, ROTH 1975, GARLAND 1978). Um dennoch großräumige Vergleiche der Depositionsraten für unterschiedlich stark lufthygienisch belastete Landschaften zu ermöglichen, entwickelte man Berechnungsmöglichkeiten (SCHWELA 1977, HORBERT 1978), die es gestatten, über die Konzentration eines Spurenstoffes in der Luft die entsprechenden Bodenbelastungen zu errechnen (GIEBEL 1977). Für das SO₂ wurden z.B. Flächenbelastungen an Schwefel für die Bundesrepublik Deutschland (PERSEKE et al. 1980) und für das mittlere Ruhrgebiet (KUTTLER 1981c, 1982) berechnet.

Die Bestimmung der nassen Depositionsmenge erfolgt durch Analyse von festen und flüssigen Niederschlägen, wobei die Bodenbelastung aus der Schadstoffkonzentration und der gefallen Niederschlagsmenge pro Zeiteinheit errechnet werden kann (KUTTLER 1981 a,b). Beide Reinigungsmechanismen der Atmosphäre besitzen jedoch eine unterschiedliche Effektivität. So wird im Falle des Schwefels im Industriegebiet der wesentlich größere Teil über die trockene Deposition abgelagert, der geringere Teil über die nasse Deposition (Abb. 3).

In Reinluftgebieten dagegen tritt die trockene Deposition mengenmäßig hinter die der nassen Deposition zurück. Wie es das Schema (Abb. 3) zeigt, erfolgt der größere Input an Schadstoffen über die nasse Ablagerung. Vergleicht man die nassen Depositionsraten des Industriegebietes und des Reinluftgebietes miteinander, so weist bei vergleichbar hohen Niederschlagssummen in beiden Gebieten die nasse Ablagerung im Industriegebiet höhere Werte auf als im Reinluftgebiet, was auf die größere Konzentrationsbelastung der Niederschläge im Belastungsraum zurückzuführen ist. Bei höheren Niederschlagssummen im Reinluftgebiet, z.B. Staulage mit Steigungsregen, nimmt die nasse Deposition dort im Vergleich zum Industriegebiet zu, obwohl niedrigere Schadstoffkonzentrationen vorherrschen. Dies dürfte sich z.B. an Vergleichsmessungen aus dem Ruhrgebiet (Bochum: langjähriges Mittel des Jahresniederschlags 810 mm) und dem regenreicheren Sauerland (Kahler Asten: 1450 mm) zeigen.

Legt man die Meßergebnisse der Station Bochum aus dem Jahre 1979 zugrunde (Tab. 3), so wird deutlich, daß im Jahresmittel rund 80 % des abgelagerten Schwefels auf trockenem Wege zur Erde gelangt, nur 20 % dagegen auf nassem Wege.

4. Saure Niederschläge als Schadstoffsenken

Fallende Niederschläge, die in flüssiger oder fester Form den Erdboden erreichen, bilden sich durch Kondensation bzw. Sublimation des in der Atmosphäre enthaltenen Wasserdampfes, der auf dem Wege der Evapotranspiration permanent in die Atmosphäre gelangt.

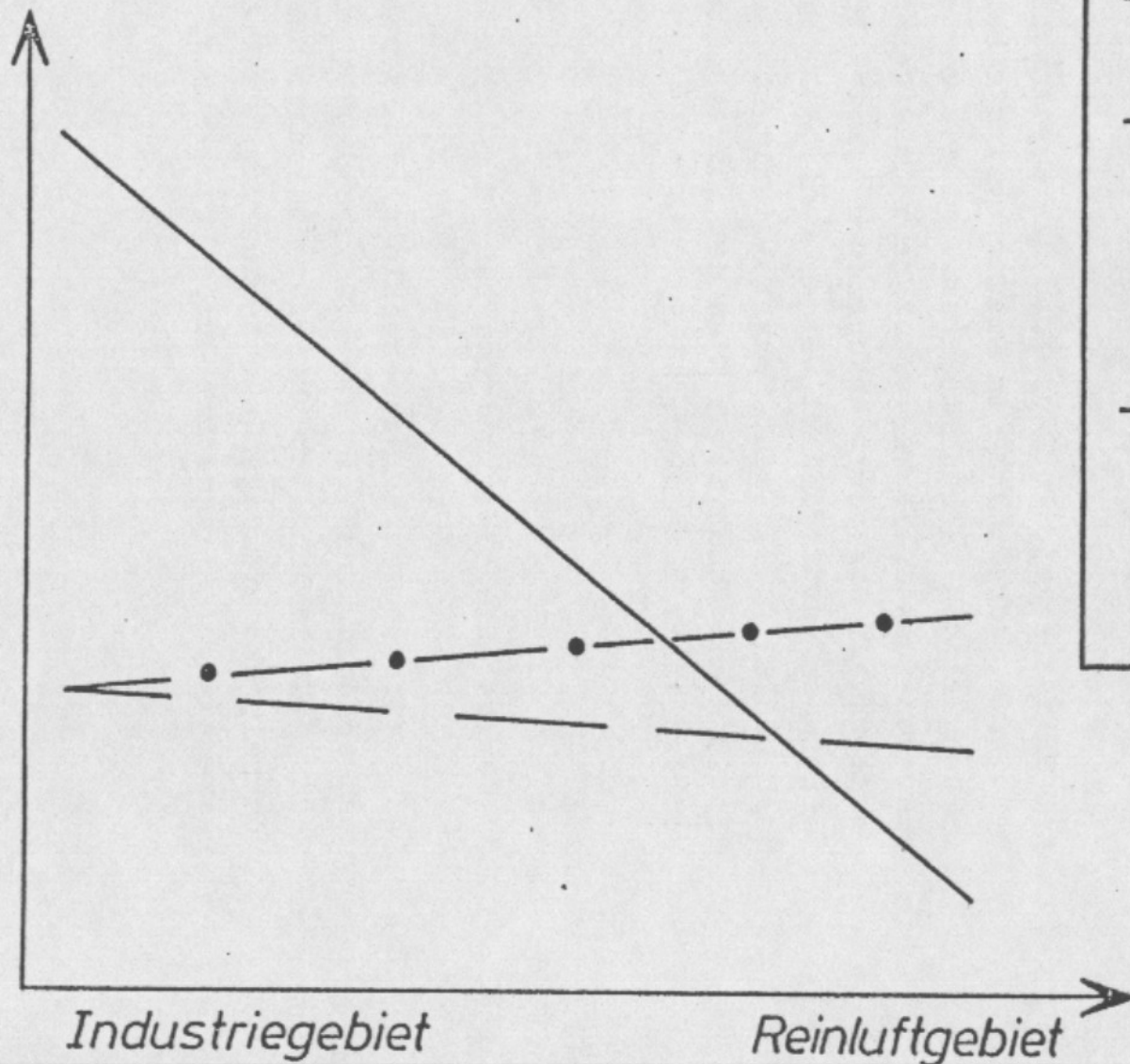
Niederschlagswasser, das außer CO_2 keine anderen gelösten Stoffe enthält, besitzt einen von der Temperatur abhängigen pH-Wert von etwa 5,6. Im Gegensatz zum chemischen Neutralpunkt bei $\text{pH} = 7$ wird dieser Wert auch "biologischer Neutralpunkt" genannt (KAYSER et al. 1974). Werden pH-Werte deutlich unter diesem Wert gemessen - so wie es vielerorts

Tab. 3. Trockene, nasse und Gesamtschwefeldeposition im Jahre 1979
an der Station Bochum (KUTTLER 1981)

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahres- summe	
$\text{SO}_2\text{-S}_{\text{tr.}}$ [mg·m ⁻²]	2785	2612	856	726	750	726	856	642	829	1178	1140	1071	14.171	
$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}_{\text{naß}}$ [mg·m ⁻²]	364	307	694	188	288	268	170	229	136	117	338	337	3.436	
Σ naß, tr. [mg·m ⁻²]	3149	2919	1550	914	1038	994	1026	871	965	1295	1478	1408	17.607	
pro- zen- tua- ler An- teil	tr.	88	89	55	79	72	73	83	74	86	91	77	76	80
	naß	12	11	45	21	28	27	17	26	14	9	23	24	20

- 97 -

Ausmaß der trockenen und feuchten Schwefeldeposition im Vergleich zwischen einem Industrie- und Reinluftgebiet (schematisch)



- = trockene Schwefeldeposition
- - = feuchte Schwefeldeposition bei gleich hohen Niederschlagssummen im Industrie- und Reinluftgebiet
- = feuchte Schwefeldeposition bei höherer Niederschlagssumme im Reinluftgebiet als im Industriegebiet

zu beobachten ist - müssen stärker ansäuernde Bestandteile in der Atmosphäre vorhanden sein. Die Suche nach den Säurebildnern im Niederschlagswasser hat gezeigt, daß es im wesentlichen Sulfate und Nitrate sind (KLOCKOW et al. 1978), die den pH-Wert unter die Grenze des biologischen Neutralpunktes absinken lassen. Am Beispiel der Gegenüberstellung der Schwefelkonzentrationen im Niederschlagswasser und des pH-Wertes (Abb. 4) läßt sich recht gut die Abhängigkeit des Säuregrades vom vorhandenen Schwefelgehalt zeigen. Dieses für Stationen in Reinluftgebieten gefundene enge Abhängigkeitsverhältnis zwischen den pH-Werten und Schwefelkonzentrationen im Niederschlagswasser läßt sich für Stationen in luftverschmutzten Ballungsräumen nicht ohne weiteres nachweisen, da hier säurepuffernde Atmosphäreninhaltsstoffe wie z.B. Calcium den direkten Einfluß des Sulfates auf den Säuregrad des Niederschlages überdecken. Die Säurezunahme im Niederschlagswasser erfolgte in den letzten Jahrzehnten parallel zur vermehrten Bildung von Schwefelsäure, deren mengenmäßiges Auftreten ursächlich auf die vorab beschriebenen angestiegenen SO_2 -Emissionen zurückgeführt werden kann.

Nach ULRICH (1982) sind Schwefeldioxid mit 76 %, Stickoxide mit 19 % und Chlor mit 5 % an der Säurebildung im Niederschlagswasser beteiligt.

5. Geographische Verbreitung saurer Niederschläge

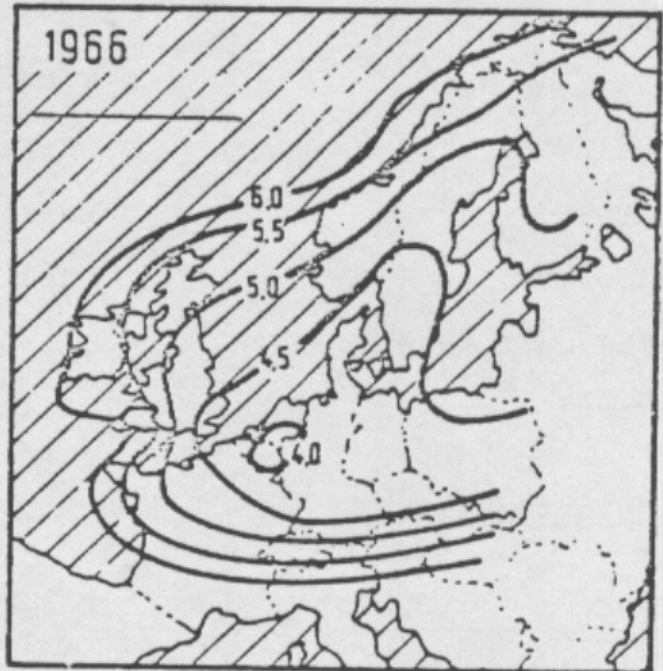
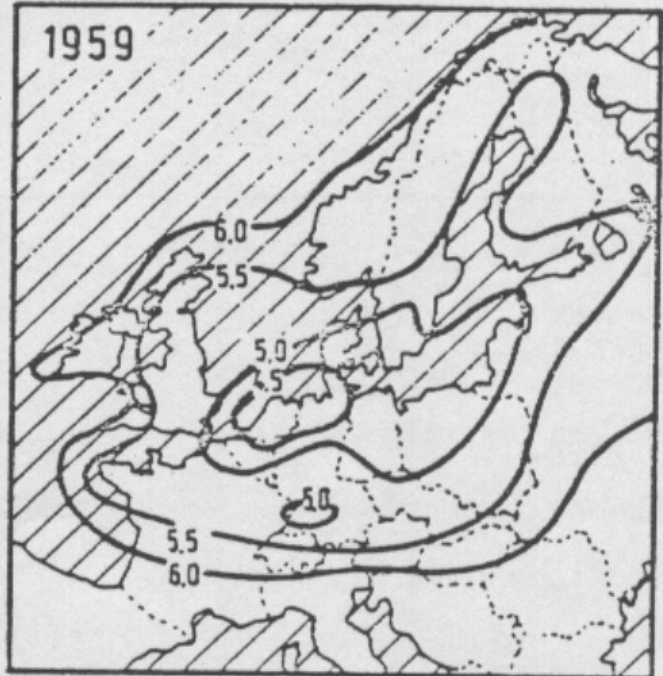
Das Auftreten saurer Niederschläge ist kein lokales Phänomen, sondern kann seit etwa 30 Jahren weltweit beobachtet werden. Erste Anhaltspunkte für eine über den biologischen Neutralpunkt hinausgehende Ansäuerung des Niederschlagswassers auch in industriiefernen Ländern lieferten die

umfangreichen Untersuchungen, die von der OECD (1977) durchgeführt wurden. Die Ergebnisse zeigten, daß seit Beginn der Messungen in großem Rahmen seit 1956 von einer Vergrößerung der Flächenanteile, die unter der Zufuhr saurer Niederschläge zu leiden haben, in den folgenden Jahren ausgegangen werden mußte (Abb. 5). Während 1956 in den Ländern Belgien, Holland, Nordfrankreich sowie Ostengland Niederschlagswasser mit einem pH-Wert von 5,0 aufgefangen wurde, hatte sich bis zum Jahre 1959 dieser isoacide Bereich in Richtung Osten vergrößert. Zusätzlich bildete sich in diesem Gebiet eine kleinere neue Fläche, die Holland und Norddeutschland bedeckte. In den darauffolgenden Jahren (1961 und 1966) vergrößerten sich die isoaciden Flächen (pH = 5 und pH = 4,5) nicht nur, sondern es wurden innerhalb dieser Gebiete neue kleinere Flächen mit noch höherem Säuregehalt im Niederschlagswasser eingeschaltet, z.B. im Bereich der holländischen und belgischen Industriegebiete.

Außerordentlich hohe Säurebelastungen des Niederschlagswassers werden auch mit zunehmender Tendenz aus den Vereinigten Staaten von Nordamerika und Kanada gemeldet. Die zahlreichen dort durchgeführten Untersuchungen lassen erkennen (vergl. z.B. die Arbeiten von LIKENS et al. 1974, LIKENS 1976), daß die pH-Werte des Niederschlagswassers in den letzten Jahrzehnten insbesondere im Gebiet der Ostküste stark abgesunken sind.

Schaut man sich die pH-Werte des Niederschlags an verschiedenen europäischen Stationen an, so wird deutlich, daß in der überwiegenden Mehrzahl der Länder die Niederschlags-pH-Werte zwischen 4,0 und 5,0 liegen (Tab. 4). Abweichende Werte hierzu traten während der Meßperiode 1977/78 außer in England, Italien und Ungarn insbesondere an der Station Kurgan im asiatischen Teil der Sowjetunion auf, wo das Monatsmittel der pH-Werte 5,9 erreichte.

Die Zunahme des Säuregrades im Niederschlagswasser wird auch an einem Vergleich der Ruhrgebietsstationen Gelsenkirchen und Bochum für den Zeitraum 1967 bis 1980 ersichtlich (Abb. 6). Während noch für die Station Gelsen-

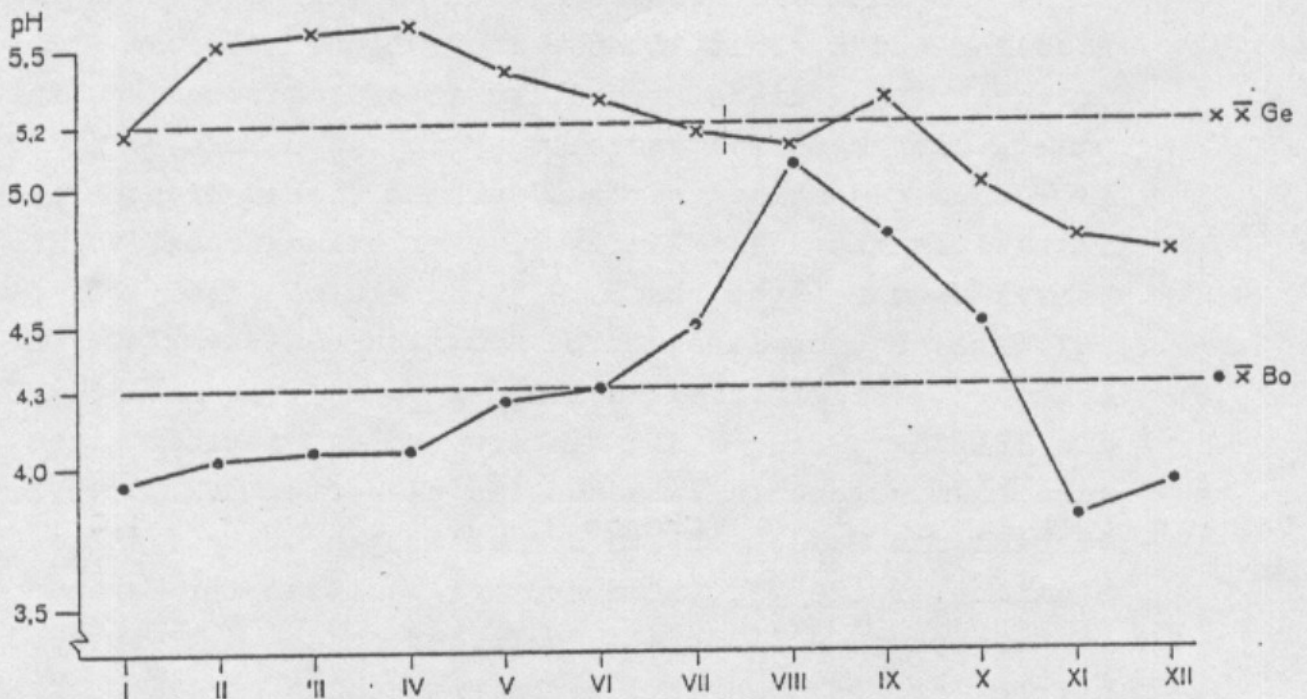


Tab. 4

pH-WERTE DES NIEDERSCHLAGSWASSERS an verschiedenen Stationen
in Europa (Monatsmittelwerte der Meßperiode 1977/78; nach WMO 1981)

Land	Stadt	pH-Wert
Schweden	Velen	4,3
Finland	Sodankyla	4,7
Norwegen	Birkenes	4,2
England	Dumfries (Schottland)	5,2
Dänemark	Anholt	4,2
Bundesrepublik Deutschland	Schauinsland	4,5
DDR	Neuglobsow	4,0
Polen	Suwalki	4,7
Niederlande	Witteveen	4,5
Frankreich	Phalsbourg	4,4
Italien	Monte Cimone	5,1
Jugoslawien	Puntijarka	4,9
Tschechoslowakei	Chopok	4,2
Ungarn	Kecskemet	5,1
<u>Außereuropäisch</u>		
UdSSR	Kurgan	5,9

Monatsmittel der pH-Werte des Niederschlages an den Stationen Gelsenkirchen
(x—x ; Mittel aus 1967-1972; nach KAYSER et al.1974) und Bochum
(•—• ; Mittel aus Mai 1978-April 1980)



kirchen im Untersuchungszeitraum 1967 bis 1972 ein mittlerer pH-Wert von 5,2 ermittelt wurde, ergab sich nach den zweijährigen Messungen in Bochum für die Periode 1978 bis 1980 ein mittlerer pH-Wert von 4,3. Während der höchste Monatsmittelwert in Gelsenkirchen noch pH = 5,5 (April) erreichte und das Minimum bei pH = 4,76 (Dezember) lag, wurde an der Station Bochum der Höchstwert von pH = 5,05 (August) und der niedrigste Monatsmittelwert mit pH = 3,81 (November) gemessen.

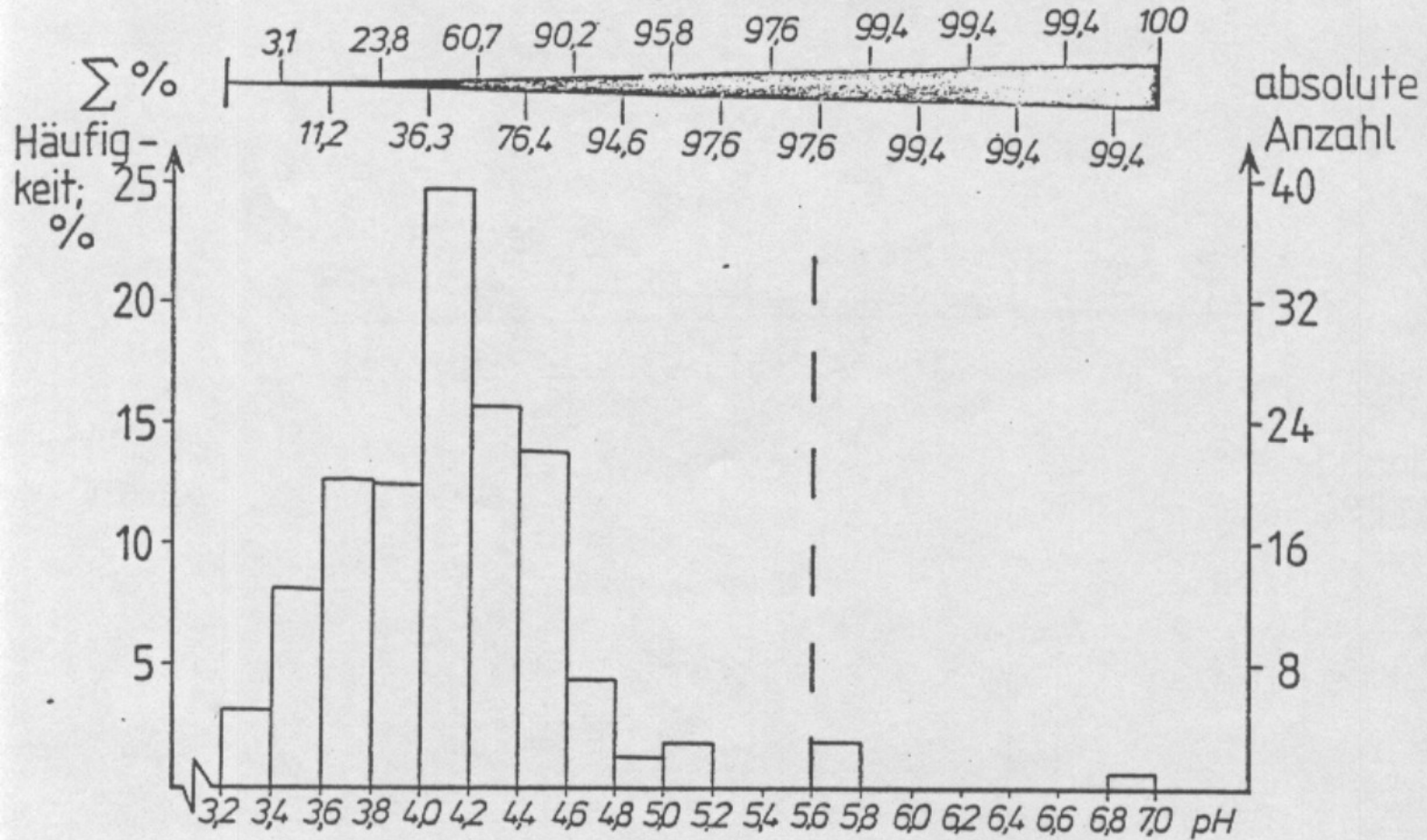
Eine für die Station Bochum durchgeführte Häufigkeitsanalyse der pH-Werte des Niederschlagswassers (Abb. 7) zeigt die maximale Verteilung der an vier Stationen im Bochumer Süden ermittelten Werte zwischen 4,0 und 4,2. Orientiert man diese Ergebnisse am biologischen Neutralpunkt, dann kann festgestellt werden, daß rund 90 % der in Bochum gemessenen Werte unterhalb dieser Grenze liegen. Schlüsselte man diese Häufigkeitsverteilung nach den Halbjahren Sommer (1.4. bis 30.9.) und Winter (1.10. bis 31.3.) auf (Abb. 8), so lassen sich deutliche Unterschiede erkennen. Bei gleicher Anzahl der Werte (jeweils 160) für die Halbjahre liegen die Winterwerte von geringfügigen Ausnahmen abgesehen zwischen den pH-Werten 3,2 und 5,2, während die Bandbreite im Sommerhalbjahr pH = 3,4 bis 6,6 einnimmt. Beide Verteilungsmuster besitzen ihr Maximum im Bereich pH = 4,0 bis 4,2. In der Anzahl der Werte, die hierbei erreicht werden, dominiert jedoch das Winterhalbjahr mit rund 40 Werten. Im Sommerhalbjahr entfallen hierauf nicht einmal 24 Einzelwerte.

Die Summenprozentage zeigen, daß im Winterhalbjahr rund 60 % der pH-Werte $\leq 4,2$ liegen, im Sommerhalbjahr dagegen nur rund 35 % der Werte. Über dem biologischen Neutralpunkt liegen im Winterhalbjahr nur 2,4 %, im Sommerhalbjahr 16,3 %.

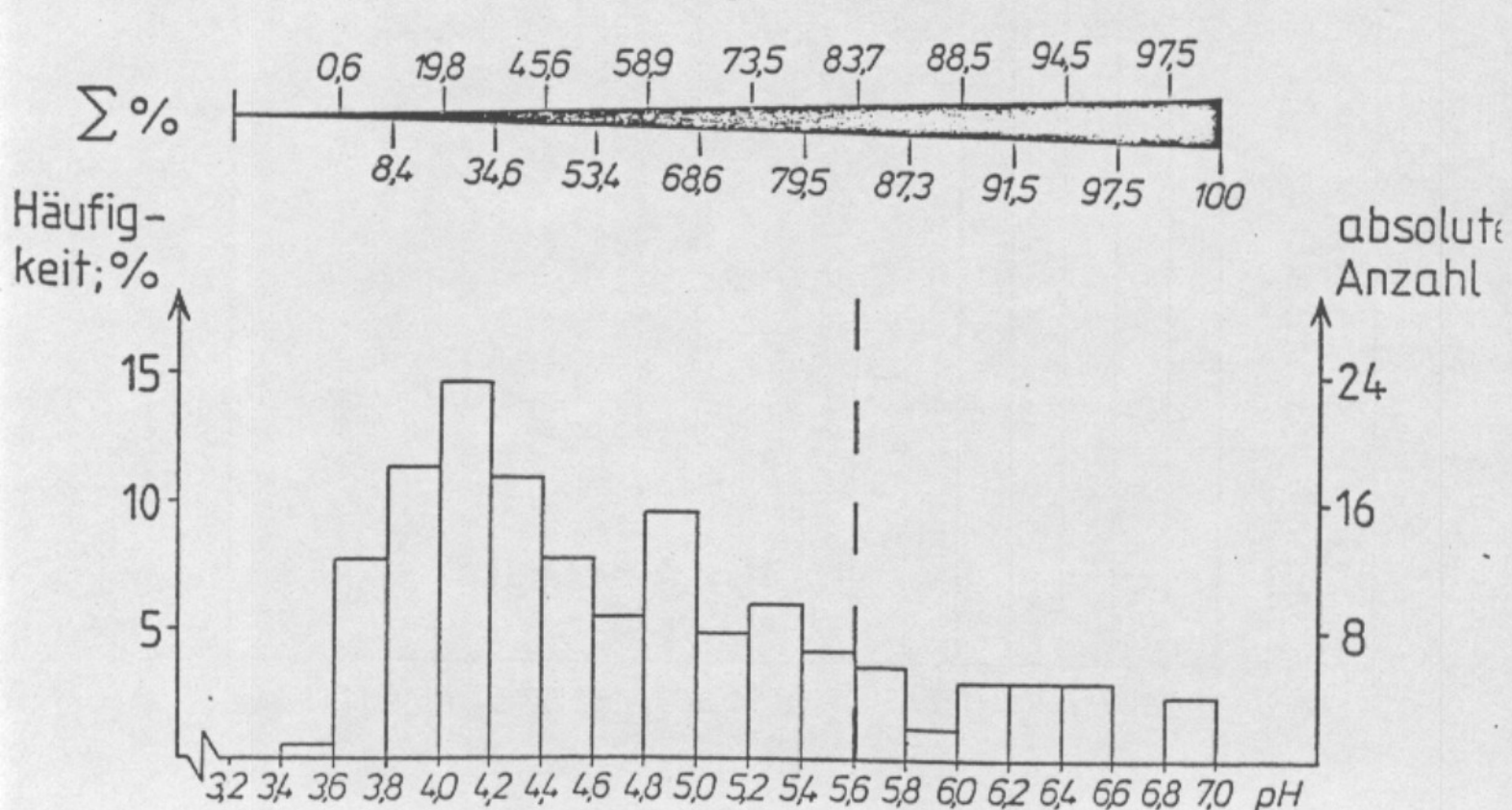
Die höheren winterlichen Säurekonzentrationen werden auf die verstärkte Heizintensität und den dadurch verstärkten Ausstoß verschiedener säureproduzierender bzw. -haltiger

Häufigkeitsverteilungen von pH-Werten des Niederschlags für die Station Bochum (Mai 1978 bis April 1980)

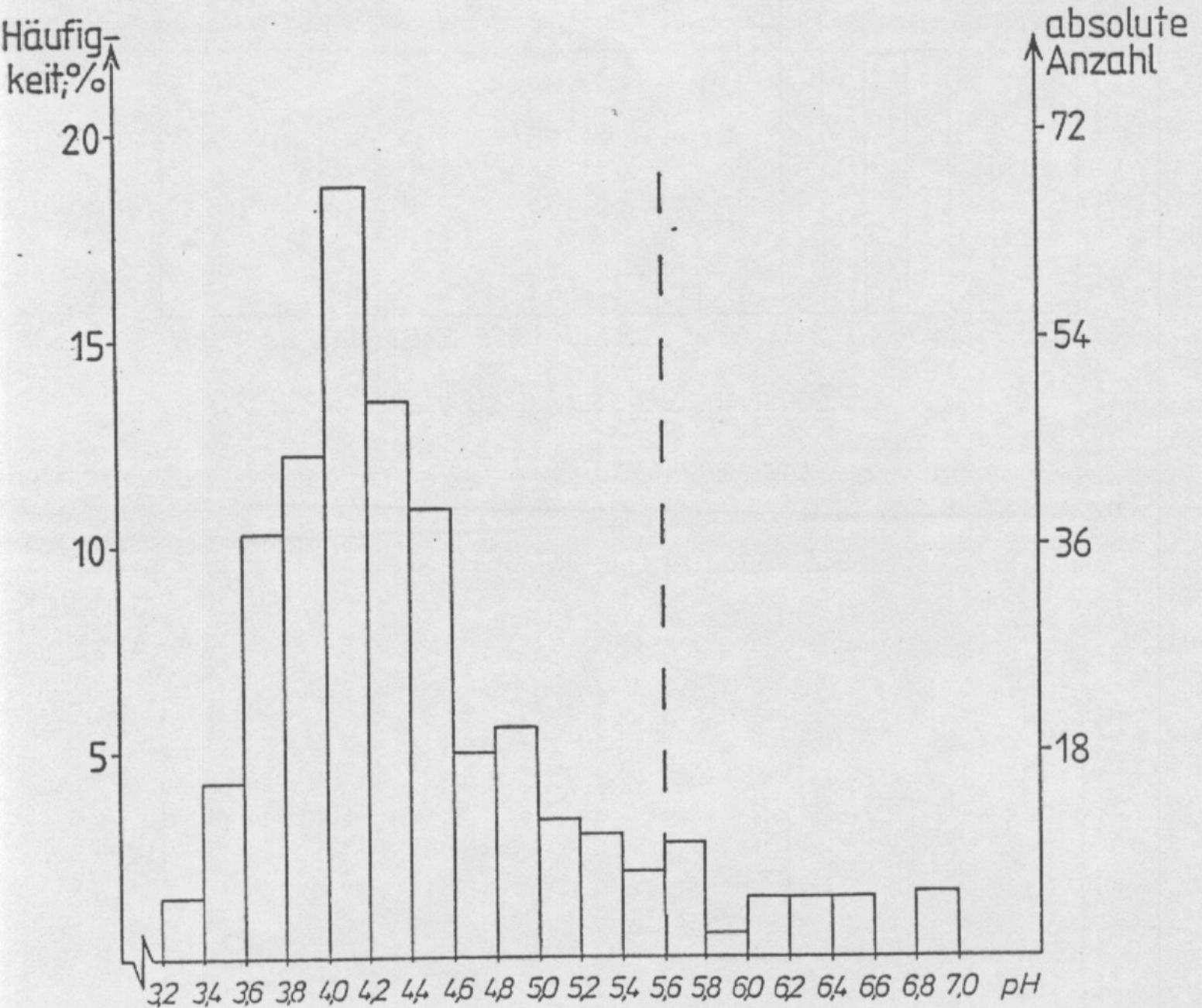
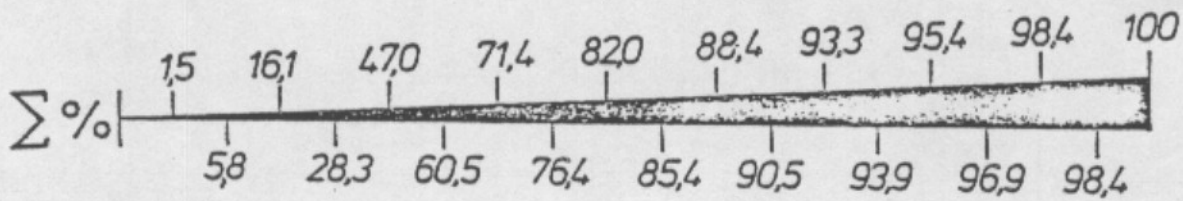
Winterhalbjahr (160 Werte = 100%)



Sommerhalbjahr (160 Werte = 100%)



Häufigkeitsverteilung von pH-Werten des Niederschlags
für die Station Bochum (Mai 1978 bis April 1980;
360 Werte = 100 %)



Stoffe zurückgeführt (KAYSER et al. 1974, KLOCKOW et al. 1978).

6. Auswirkungen saurer Niederschläge

Schädigungen luftfremder Stoffe, die sowohl auf trockenem als auch auf feuchtem Wege abgelagert werden, sind im gesamten Bereich der Ökosphäre zu beobachten; dies belegen die Untersuchungen an Flora und Fauna (BÖRTITZ 1974, HEIDT 1978, KNABE 1970, KUTTLER 1980, MÜLLER 1978, SUKOPP 1974, KELLER 1974, GUDERIAN 1966), Mensch (HETTICHE 1966, GRANDJEAN 1973, SCHLIPKÖTER 1970) und Bauwerken (LUCKAT 1976, 1978; RUFFERT 1981). Aus der Vielzahl der hierzu durchgeführten Untersuchungen soll diese Problematik nur an wenigen Beispielen herausgegriffen und kurz erläutert werden, und zwar an der Versauerung von Böden, Schädigung der Vegetation und an der gegenüber früheren Jahren heute schnelleren Verwitterung von Bauwerken.

Im Rahmen ausdehnter Bodenuntersuchungen konnte an verschiedenen Stellen in der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesen werden, daß es in den letzten Jahrzehnten zu einer deutlichen pH-Wert Absenkung im Trägermaterial Boden gekommen ist. Dies belegen die Analysen von ULRICH et al. (1979) im Solling, von BLUME (1981) in Berlin und von BUTZKE (1981) im Münsterland.

Die Ergebnisse von BUTZKE sollen anhand Tab. 5 etwas genauer betrachtet werden. Seine Untersuchungen wurden für einen 20 jährigen Vergleichszeitraum (1959/61 bis 1981) durchgeführt. Bei allen Bodentypen (Podsol, Braunerden, Pseudogley), unterschiedlicher Bestockung und für alle pH-Wert Bereiche (von pH = 2,5 bis pH = 5,4) konnte eine Abnahme der pH-Werte nach 20 Jahren festgestellt werden, die je nach pH-Wert Bereich zwischen 0,12 und 1,15 lag.

VERSAUERUNG VERSCHIEDENER OBERBÖDEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN

im Laufe von 20 Jahren (Werte nach einer Abbildung bei BUTZKE 1981)

pH-Wert-Bereiche der untersuchten Böden 1959/61	2,5 - 2,9	3,0 - 3,4	3,5 - 3,9	4,0 - 4,9	5,0 - 5,4	
Betrag der pH-Wert-Ernied- rigung (1959/61 bis 1981)	0,12	0,34	0,50	0,67	1,15	
Anzahl der untersuchten Böden	9	11	10	3	2	
Bodentypen	Podsole (7) Podsol-Pseudo- ogley (1) Schwarzgr. Plaggenesch (1)	Braunerden/ Parabraunerden (3) Rankerpodsol (1) Pseudogleye (6) Schwarzgr. Plaggenesch (1)	Braunerden/ Parabraunerden (3) Pseudogleye (5) Graubr. Plaggenesche (2)	Pseudogleye aus Mergel (2) Gley (1)	basenreiche Pseudogleye aus Mergel (2)	
Be- stockung	Laubholz	(3)	(6)	(9)	(3)	(2)
	Kiefer	(3)	(3)	(1)	-	-
	Fichte	(3)	(2)	-	-	-
Humusformen	Mull	-	-	(5)	(3)	(2)
	mullartiger Moder	-	(3)	(3)	-	-
	Moder	(2)	(3)	(2)	-	-
	rohhumusartiger Moder	(1)	(3)	-	-	-
	Rohhumus	(6)	(2)	-	-	-

Wie diese Ergebnisse sehr deutlich zeigen, ist auf allen untersuchten Bodenarten mit einer Verschlechterung der Ausgangssituationen zu rechnen. Dies hat insbesondere deshalb so nachteilige Folgen auf die Ökosysteme, weil der Boden ein wichtiger Träger der Biotope ist. In diesem Zusammenhang sind auch die Untersuchungen zu stellen, die von ULRICH (1982; dort weitere Literatur) und seiner Arbeitsgruppe über die Auswirkungen der Bodenversauerung auf das Ökosystem Wald durchgeführt werden. Die Arbeitsergebnisse zeigen, daß die Abnahme der Boden-pH-Werte zu einer außerordentlich komplexen nachteiligen Veränderung des Bodenmilieus (Flora und Fauna) und der Nahrungs- bzw. Zersetzerketten führt, die - um einen wichtigen Faktor herauszugreifen - sich u.a. darin äußert, daß Schwermetalle im Boden nicht mehr zurückgehalten werden können und sowohl mit dem Sickerwasser ausgetragen als auch von den Pflanzen unkontrolliert aufgenommen werden. Eine wesentliche Rolle spielt in diesem Zusammenhang die durch die Absenkung der pH-Werte herbeigeführte Löslichkeit des Aluminiums, dessen Toxizität auf die Vegetation bekannt ist (FOY et al. 1978). Da die Löslichkeit des Aluminiums im Boden von der Höhe des Calciumgehaltes abhängig ist, läßt sich aus der Kenntnis des Molverhältnisses Ca/Al etwas über die Pflanzenschädigungsrate aussagen. So konnte ROST (in ULRICH 1982) durch Untersuchungen an Fichtenkeimlingen zeigen, daß z.B. das Längenwachstum der Wurzel hauptsächlich von dem Ca/Al-Molverhältnis der Bodenlösung abhängt. Seinen Ergebnissen zufolge läßt sich bei einem Ca/Al-Verhältnis von unter 2 eine Wachstumsabnahme der Wurzeln erkennen, die bei Werten zwischen 0,5 und 0,15 in starke Schädigungen übergeht. Ein vermindertes oder gar eingestelltes Wurzelwachstum führt neben einer Schädigung des gesamten Kormus durch unkontrollierte Stoffaufnahme aus dem Boden auch zu einer Verringerung der Standfestigkeit der Pflanze im Boden, wodurch diese gegen Windwurf wesentlich empfindlicher wird.

Bei dem weitverbreiteten Tannen- und Fichtensterben handelt es sich nach ULRICH (1982) um eine "Komplexkrankheit", die über den Wurzelschaden, dem Befall mit Bakterien, die Naßkernbildung verursachen, einer dadurch bedingten Beeinträchtigung des Wassertransportes Vorschub leistet und hierdurch zu den vielerorts zu beobachtenden Trockenschäden an Nadelhölzern führt.

Doch nicht nur die Natur wird durch sauren Regen und trockene Schadstoffdeposition geschädigt, sondern auch die vom Menschen geschaffenen Bauwerke zeigen in zunehmendem Maße eine immer größer werdende Anfälligkeit gegenüber dieses Umweltproblems.

So werden insbesondere Sand-, Kalksandstein- und Betonbauten besonders durch aggressives Niederschlagswasser angegriffen. Ausführliche Untersuchungen wurden hierzu von LUCKAT (1976, 1978) vorgenommen. Diese Arbeiten lassen die hohe Schädigungsrate an Sandsteinbauten (z.B. Kölner Dom) im Rhein-Ruhr Raum deutlich werden. Auf die Schädigung von Betonbauten durch saure Niederschläge wird schon seit längerer Zeit von Seiten der Bauingenieure hingewiesen (RUFFERT 1981), wonach von einer gewissen "Betonaggressivität der Niederschläge" gesprochen wird, was aus den in Tab. 6 enthaltenen Werten ersichtlich ist.

Nach der hier vorgenommenen Klassifizierung wird der stark schädigende Einfluß von saurem Regen mit pH-Werten um 4,3 - wie er z.B. in Bochum gemessen wird - deutlich.

Diese wenigen Beispiele zeigen, daß Untersuchungen in allen Bereichen unserer Umwelt, seien sie nun anthropogen gestaltet oder natürlich, in verstärktem Maße durchgeführt werden sollten, um hieraus Möglichkeiten der Sanierung abzuleiten. Es sollte jedoch oberstes Ziel aller Entscheidungsträger sein, Vermeidungsstrategien gegen die Bildung saurer Niederschläge zu entwickeln und durchzuführen, die in einer drastischen Begrenzung der Emissionsmengen und im Bereich effektiverer Filteranlagen in der Industrie zu suchen sind.

Tab. 6

Grenzwerte zur Beurteilung des Angriffsgrades von
Wässern auf Betonbauten (nach DIN 4030)

	schwach angreifend	stark angreifend	sehr stark angreifend
pH-Wert	6,5 bis 5,5	5,5 bis 4,5	unter 4,5

LITERATURVERZEICHNIS

- BEILKE, S. (1980): Luftchemisches Verhalten von SO₂. - In: Luftchemisches Verhalten anthropogener Schadstoffe. Ergebnisse der Arbeitsgruppe "Luftchemie" in der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, S.12-24.
- BINGEMER, H. (1977): Transport und Abbau schwefelförmiger Luftverunreinigungen im Lee großer Flächenquellen.- Diplomarbeit, Institut für Meteorologie und Geophysik, Univ. Frankfurt/M.
- BLUME, H.-P. (1981): Alarmierende Versauerung Berliner Forsten.- In: Berliner Naturschutzblatt, S. 713-715.
- BÖRTITZ, S. (1974): Bedeutung "unsichtbarer" Einflüsse industrieller Immissionen auf die Vegetation.- In: Biol. Zbl., 93 (3), S. 341-349.
- BUTZKE, H. (1981): Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens.- In: Forst- und Holzwirt 36, S. 542-548.
- DIN 4030 (1969): Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase.
- DOMRÖS, M. (1966): Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch-Westfälischen Industriegebiet und ihre Auswirkung auf den Flechtenbewuchs der Bäume.- Arb. z. Rhein. Landeskd 25, Bonn.
- DRABLØS, D. & A. TOLLAN (Ed.) (1980): Ecological impact of acid precipitation.- SNSF Project, Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway, 1980.
- FOY, C.D., R.L. CHANEY & M.C. WHITE (1978): The physiology of metal toxicity in plants.- In: Ann. Rev. Plant Phys. 29, S.511-566.
- GARLAND, J.A. (1978): Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere.-In: Atmospheric Environment 12, S. 349-362.
- GEORGII, H.W. & K. HERRMANN (1979): Umwandlung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre.- In: Umwelt, 6, S. 463-465.
- GEORGII, H.W. (1981): Luftchemische Umsetzungen und Verweildauer von Luftverunreinigungen beim regionalen und globalen Transport.- In: Hohe Schornsteine als Element der Luftreinhaltepolitik in NW, herausgeg. vom Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NW, S. 39-53.
- GIEBEL, J. (1977): Untersuchungen zur Abbaurrate von Schwefeldioxid in der Atmosphäre.- Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, 40, S. 13-22.
- GRANDJEAN, E. (1973): Epidemiologie der Luftverunreinigungen. In: Naturwiss. Rdschau, 26 (8), S. 323-329.

- GUDERIAN, R. (1966): Luftverunreinigungen und Pflanzenschutz
Zeitschr. f. Pflanzenkrankheiten, Pflanzenpath. u.
Pflanzenschutz, 73, S.241-265.
- HEIDT, V. (1978): Flechtenkartierung und die Beziehung zur
Immissionsbelastung des südlichen Münsterlandes.-
Biogeographica Vol. XII, The Hague.
- HETTICHE, K.(1966): Die Gefahren der Luftverunreinigungen für
die Gesundheit.- In: Med. Welt, 4, S. 2552-2554.
- HORBERT, M. (1978): Klimatische und lufthygienische Aspekte
der Stadt- und Landschaftsplanung.- In: Natur und Heim-
mat, 38 (1/2), S. 34-49.
- KAYSER, K., K. JESSEL, A. KÖHLER & G. RÖNICKE (1974): Die
pH-Werte in der Bundesrepublik Deutschland 1967-1972.
Deutsche Forschungsgemeinschaft, Mitteilungen IX der
Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung.
- KELLER, T. (1974): Über den Einfluß verunreinigter Stadt-
luft auf die Vegetation.- In: Umwelthygiene
10, S. 221-227.
- KLOCKOW, D., H. DENZINGER & G. RÖNICKE (1978): Zum Zusammen-
hang zwischen pH-Wert und Elektrolytzusammensetzung von
Niederschlägen.- In: VDI-Berichte Nr. 314, S.21-26.
- KNABE, W. (1970): Kiefernwaldverbreitung und Schwefeldioxid-
Immission im Ruhrgebiet.- In: Staub-Reinh. d. Luft,
30, S.32-35.
- KUTTLER, W. (1979): Einflußgrößen gesundheitsgefährdender
Wetterlagen und deren bioklimatische Auswirkungen auf
potentielle Erholungsgebiete.- Bochumer Geographische
Arbeiten, H. 36, Paderborn, 130 S.
- KUTTLER, W. (1980): Auswirkungen gasförmiger Luftverunreini-
gungen auf die Ökophysiologie junger Fichtennadeln.-
Verh. d. Ges. f. Ökologie, Bd. VIII, Freising-Weißen-
stephan 1979, S. 471-480.
- KUTTLER, W. (1981a): Zur Niederschlagswasserqualität eines
industriellen Ballungsraumes-Vorläufige Ergebnisse
einer Untersuchung über die Belastung urbaner Öko-
systeme durch anthropogene Schadstoffe.- 43. Deutscher
Geographentag, Oktober 1981, Mannheim, im Druck.
- KUTTLER, W. (1981b): Investigations about wet deposition of
pollutants in an urban ecosystem.- Symposium über
"Deposition of atmospheric pollutants", November 1981,
Oberursel/Taunus, im Druck.
- KUTTLER, W. (1981c): Trockene und feuchte Schwefeldeposition
im mittleren Ruhrgebiet.- 11. Jahrestagung der Gesell-
schaft f. Ökologie, Oktober 1981, Mainz, im Druck.
- KUTTLER, W. (1982): Zum Ausmaß der Schwefelablagerung im Ruh-
gebiet.- In: Sicherheit in Chemie und Umwelt, im Druck

- LIKENS, G. E., F.H. BORMANN (1974): Acid Rain: A serious regional environmental problem.- In: Science 184, S. 1176-1179.
- LIKENS, G. E. (1976): Acid precipitation.- In: Chemical and Engineering News, S. 29-44.
- LUCKAT, S. (1976): Die Erhebungen und Untersuchungen der LIB am Kölner Dom und seinen Baumaterialien.- Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, 37, S. 112-122.
- LUCKAT, S. (1978): Wirkungen von sauerstoffhaltigen Schwefelverbindungen auf Werkstein,- VDI-Berichte Nr. 314, S. 97-99.
- MAGS (Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NW): Luftreinhalteplan Ruhrgebiet Mitte 1980-1984; - Ruhrgebiet Ost 1979-1983; - Rheinschiene Süd (Köln) 1977-1981; - Ruhrgebiet West 1978-1982.
- MÜLLER, P.(1978): Ökologische Informationen für die Raum- und Stadtplanung.- Schriftenreihe Siedlungsverband Ruhrkohlenbezirk, 61, S. 49-80.
- OECD (1977): The OECD programme on long-range transport of air pollutants. OECD Paris.
- PENZHORN, R.D., W.G. FILBY & H. GÜSTEN (1974): Die photochemische Abbaurate des Schwefeldioxids in der unteren Atmosphäre Mitteleuropas,- In: Z. Naturforsch. 29 a, S. 1449.
- PERSEKE, C., S. BEILKE, H.W. GEORGII (1980): Die Gesamtschwefeldeposition in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage von Meßdaten des Jahres 1974.- Berichte des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt/M., Nr. 40.
- ROTH, R. (1975): Der vertikale Transport von Luftbeimengungen in der Prandlschicht und die Deposition Velocity.- In: Meteorologische Rdschau 28, S. 65-71.
- RUFFERT, G. (1981): Schadstoffe der Luft zerstören den Beton VDI-Nachrichten, 1 S. 6.
- SCHLIPKÖTER, H.W. (1970): Wirkung von Luftverunreinigungen auf die menschliche Gesundheit.- Bericht über den gegenwärtigen Stand der Forschung, herausgegeben vom Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NW.
- SCHWELA, D. (1977): Die trockene Deposition gasförmiger Luftverunreinigungen.- Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, S. 46-85.
- SUKOPP, H. (1974): Ökologische Charakteristika von Großstädten, bes. anthropogene Veränderungen von Klima, Boden und Vegetation.- Z. d. TU Berlin, 4, S. 469-488.

- UBA (Umweltbundesamt) (1981): Luftqualität 1980. Meßnetz des Umweltbundesamtes, vorläufige Meßdaten. Pilotstation Schauinsland.
- ULRICH, B., R. MAYER & P.K. KHANNA (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Wald-Ökosystemen im Solling.- In: Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen 58.
- ULRICH, B. (1982): Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge.- In: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, Sonderheft der Mitteilungen 1982, Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW, S.9-25.
- UMWELT (1982): Informationen des Bundesministers des Innern zur Umweltplanung und zum Umweltschutz, Nr. 88.
- WHELPLEDALE, D.H. & R.W. SHAW (1974): Sulfur dioxide removal by turbulent transfer over grass, snow and water surfaces.- In: Tellus 26, S.196-204.
- WMO (World Meteorological Organization) (1981): Global Atmospheric background monitoring for selected environmental parameters BAPMoN DATA for 1978, Asheville.
- WOHLRAB, B. (1980): Luftverunreinigungen - Entstehung und Wirkungen, Luftreinhalteung.- Berichte zur Landeskultur, Gießen.