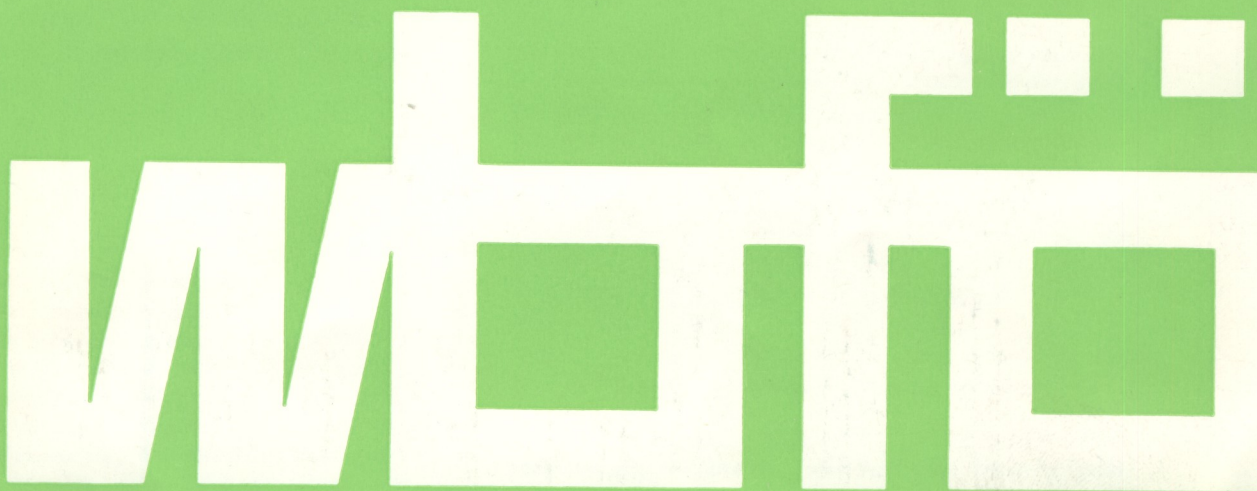


Nr. 11

Wohnbauforschung in Österreich

Mitteilungen der Forschungsgesellschaft für Wohnen, Bauen und Planen

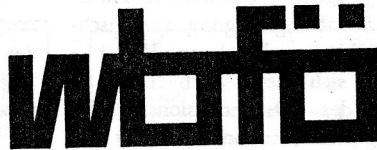


Inhalt:

Anthropogenes Schwefelproblem und saure Niederschläge . . .	1
EUROCONSTRUCT — Die Baukonjunktur in Österreich . . .	8
Nachrichten	10
Mitteilungen der FGW	12

1983

Heft 1/2 · Seite 1–12



WOHNBAUFORSCHUNG IN ÖSTERREICH

Mitteilungen der Forschungsgesellschaft für
Wohnen, Bauen und Planen

Schriftleitung:

Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Ewald LIEPOLT

Jahrgang 1983

Heft 1/2

Anthropogenes Schwefelproblem und saure Niederschläge

Von *Wilhelm Kuttler*

Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum

Anmerkung der Redaktion:

Das nachstehende Referat hat der Autor, derzeit Generalsekretär des „Ständigen Ausschusses für Stadt- und Bauklimatologie“ des Internationalen Verbandes für Wohnungswesen, Städtebau und Raumordnung anlässlich der letzten Plenarsitzung dieses Ausschusses am 13. Oktober 1982 in Basel gehalten. Wegen der besonderen Aktualität des Themas glauben wir, daß diese Ausführungen von besonderem Interesse für unsere Leser sein könnten.

1. Problemstellung

In der letzten Zeit häufen sich in zahlreichen Medien Meldungen über die ökologisch außerordentlich negativen Auswirkungen spurenstoffbelasteter (saurer) Niederschläge. Verantwortlich gemacht werden diese nicht nur für das in verschiedenen Gebieten auftretende Waldsterben und die Versauerung der Böden, sondern im abiotischen Bereich auch für eine schnelle Verwitterung von Baumaterialien, insbesondere Kalksandstein und Beton.

Bei der Diskussion dieses sehr ernst zu nehmenden Umweltproblems wird jedoch häufig übersehen, daß nicht nur Schnee und Regen für eine Reinigung der Atmosphäre sorgen, sondern daß auch auf trockenem Wege über die Sedimentation sowie die Ad- und Absorption von Gasen und Partikeln an den verschiedensten künstlichen und natürlichen Oberflächen Luftverunreinigungen aus der Atmosphäre entfernt werden.

Der letztgenannte Senkenmechanismus spielt zum Beispiel bei der Rückführung von Schwefel aus der Atmosphäre in industriebelasteten Räumen eine große Rolle; eine weniger große in industriefernen Reinluftgebieten.

Aus der Vielzahl der luftfremden Stoffe, die unsere bodennah verschmutzte Atmosphäre enthält (vgl. hierzu

eine Aufstellung bei Kuttler 1979 a), sind insbesondere die Gruppe der Schwefelverbindungen und die der Stickstoffverbindungen zu nennen, die man zu den wesentlichen Produzenten saurer Aerosolbestandteile und saurer Niederschläge zählt.

Wegen der Dominanz des Schwefels im Spektrum der Luftverunreinigung und seines großen Einflusses auf die Säurebildung in Niederschlägen soll auf das anthropogene Schwefelproblem nachfolgend näher eingegangen werden.

2. Schwefelemittenten und Verteilung der Spurenstoffe

Die der Atmosphäre zugeführten anthropogenen Schwefelemissionen bestehen zu rund 90% aus Schwefeldioxid, das den verschiedensten Verbrennungsprozessen schwefelhaltiger Energieträger entstammt. Die verbleibenden 10% werden als Sulfat, SO₃ und H₂S emittiert (Beilke 1980).

Als Emissionsquellen für Schwefeldioxid sind primär Kraftwerke und die Industrie zu nennen, geringere Anteile werden durch Hausbrand und Kleingewerbe, verhältnismäßig wenig wird durch den Straßenverkehr freigesetzt (Tabelle 1).

Der relativ kleine Anteil an der SO₂-Emission, der dem Hausbrand zufällt, darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß insbesondere in den heizungsintensiven Wintermonaten hohe Immissionskonzentrationen auftreten

Tabelle 1: Aufteilung der Schwefeldioxidemissionen in der Bundesrepublik Deutschland nach verschiedenen Quellen (nach UMWELT Nr. 88, 1982, verändert)

	Jahresemissionen	
	in %	in t
Kraftwerke, Fernheizwerke und Industriekraftwerke	50	1,750.000
Industriefeuerung	25	875.000
Industrieprozesse	9	315.000
Heizung und Brauchwassererwärmung in Haushalten, Verwaltung und Gewerbe	14	490.000
Verkehr	2	70.000
Jährliche Gesamtemission	100	3,500.000

können, die auf die niedrig gelegene Flächenquelle Hausbrand und auf eine größere Erhaltungsneigung austauschbarer Wetterlagen zurückgeführt werden kann (Kuttler 1979 a). Beispielhaft läßt sich dieser Sachverhalt an dem ausgeprägten Jahresgang der SO₂-Immissionskonzentrationen im mittleren Ruhrgebiet (Station Bochum) erkennen, wo es in den Wintermonaten zu einer Verdoppelung der Sommerwerte kommt (Kuttler 1982 a). Höchste Belastungsspitzen lassen sich allerdings nur dann beobachten, wenn hochdruckbestimmte austauscharme Inversionswetterlagen über längere Zeit den bodennah emittierten Schadstoffen keine ausreichenden Verdünnungsmöglichkeiten bieten. Der sich unter diesen Umständen bildende SO₂-Smog (Kuttler 1979 b) sorgte zum Beispiel im Januar 1979 im westlichen Ruhrgebiet für eine erste Auslösung des Smogalarms der Stufe I (Giebel & Bach 1979).

Abgesehen von den während Smogwetterlagen auftretenden SO₂-Spitzenbelastungen läßt sich jedoch feststellen, daß langfristig die SO₂-Immissionskonzentrationen an den Meßstationen in Industriegebieten rückläufig sind, wie Tabelle 2 zeigt. Abnahmen der SO₂-Immissionsbelastung um bis zu 69% während der entsprechenden Meßzeiträume stehen jedoch Zunahmen in Reinluftgebieten gegenüber, wie Meßergebnisse der Stationen auf der Insel Sylt (Anstieg der SO₂-Konzentrationen um den Faktor 5 zwischen 1967 und 1972) sowie der Station Deuselbach (Hunsrück; Anstieg um den Faktor 3) zeigen (Rönicke & Klockow 1974). Allerdings weisen nicht alle Reinluftstationen einen so klar steigenden Trend der SO₂-Belastung auf.

Tabelle 2: Abnahmen der Immissionskonzentrationen in verschiedenen Städten (nach Georgii, 1981)

Ort	Zeitraum	Gesamtabnahme der SO ₂ -Konzentration in %
Bottrop	1964—1970	55
Dortmund	1964—1970	38
Essen	1964—1970	56
Frankfurt	1963—1970	43
Hamburg	1961—1970	55
München	1965—1970	69
Oberhausen	1964—1970	42

Als Ursache für die Abnahme der SO₂-Immissionskonzentrationen in Industriegebieten wird eine Verminderung der Emissionen, der Einfluß höherer Schornsteine und eine Veränderung der meteorologischen Bedingungen in den einzelnen Jahren der Untersuchungszeiträume gesehen (Külske et al. 1980). Die zunehmende Belastung industrieferner Gebiete durch herantransportierte Luftverunreinigungen läßt sich schon seit Jahren großräumig beobachten, wie die Schwefelbilanzen verschiedener Länder Europas zeigen. Nach verschiedenen Schätz- und Berechnungsverfahren wurde für die in Abbildung 1 aufgeführten Staaten eine Differenzierung der auf ihren Flächen zur Ablagerung kommenden Schwefelschadstoffe durchgeführt. So erhält zum Beispiel Großbritannien rund 80% des abgelagerten Schwefels aus eigenen Quellen (Eigendeposition), 20% dagegen über den Ferntransport aus anderen Ländern (Fremddeposition). Ein solch hohes Verhältnis zwischen Eigen- und Fremddeposition wird in keinem anderen Land Europas erreicht. Betrachtet man nämlich die auf der Abszisse (Abbildung 1) eingetragenen, sich nach rechts anschließenden Länderwerte, dann läßt sich zum Beispiel für die Bundesrepublik Deutschland erkennen, daß 50% des abgelagerten Schwefels aus eigenen Quellen stammen, 50% dagegen aus anderen Ländern importiert werden. Extreme Verhältnisse weisen die nordischen Länder Schweden und Norwegen, aber auch Österreich auf. Hier stammen sogar zwischen 83 und 95% des zur Ablagerung kommenden Schwefels aus anderen Ländern.

3. Trockene und nasse Spurenstoffsenken

Es wurde eingangs schon darauf hingewiesen, daß man zwischen zwei verschiedenen Ablagerungsmechanismen bei der Spurenstoffeliminierung aus der Atmosphäre unterscheidet. Einerseits handelt es sich hierbei um die trockene Deposition, andererseits um die nasse Deposition. Im Gegensatz zur trockenen Spurenstoffablagerung erfolgt die nasse Deposition über die verschiedenen Aggregatformen der Niederschläge und wird von deren Menge, Intensität und Struktur bestimmt (Georgii 1965; Landsberg 1954). Der in der Atmosphäre enthaltene Schwefel wird auf trockenem Wege im wesentlichen als Schwefeldioxid an- und abgelagert. Ein Teil des Schwefeldioxids wird durch verschiedene Oxidationsmechanismen zu Schwefelsäure bzw. Sulfat oxidiert (Beilke 1980). Das emittierte und das aus SO₂ gebildete Sulfat werden dann im wesentlichen durch die nasse Deposition, und zwar über den washout-Effekt (Auswaschung von Spurenstoffen zwischen Wolkenuntergrenze und Boden) und den rainout-Effekt (Inkorporation von Spurenstoffen innerhalb der Wolken) der Atmosphäre entzogen.

Aufschluß über die Effektivität der trockenen und feuchten Schwefelsenken für Industrie- und Reinluftgebiete gibt Abbildung 2. Das Schema verdeutlicht, daß in Industriegebieten der dominierende Ablagerungsmechanismus die trockene SO₂-Schwefeldeposition ist (durchgezogene Linie), in Reinluftgebieten spielt sie dagegen wegen der niedrigeren SO₂-Immissionskonzentration eine untergeordnete Rolle. Über die Niederschläge wird in den Industriegebieten wesentlich weniger Schwefel abgelagert (gestrichelte Linie). In Reinluftgebieten ist der Anteil des auf feuchtem Wege abgelagerten Schwefels i. a. höher als die trockene Deposition. Im Vergleich zum Industriegebiet wird im Reinluftgebiet auf nassem Wege meist weniger

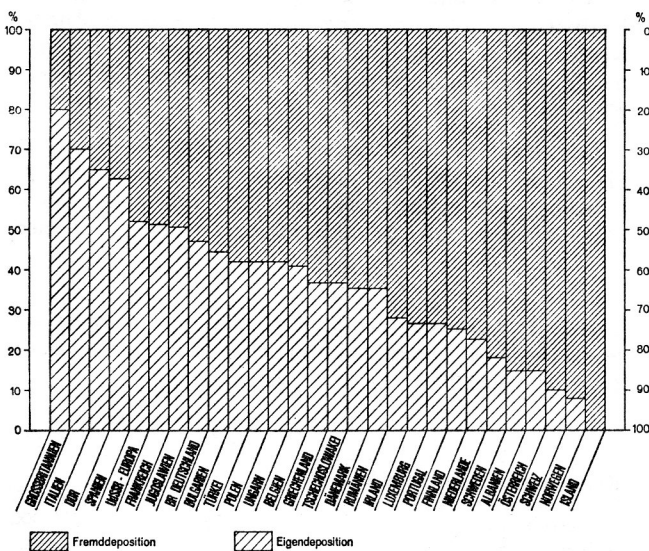


Abbildung 1

Prozentualer Anteil der Eigen- und Fremddeposition an Schwefel für verschiedene Länder (nach einer tap. Aufstellung in UMWELT, Nr. 90, 1982)

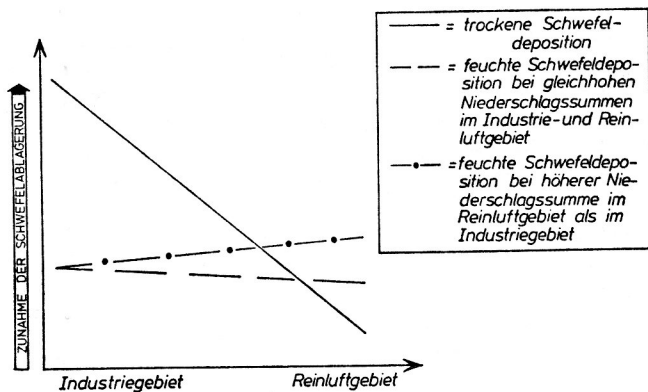


Abbildung 2

Ausmaß der trockenen und feuchten Schwefelablagung im Vergleich zwischen einem Industrie- und Reinfluftgebiet (schematisch; Kuttler 1982 d)

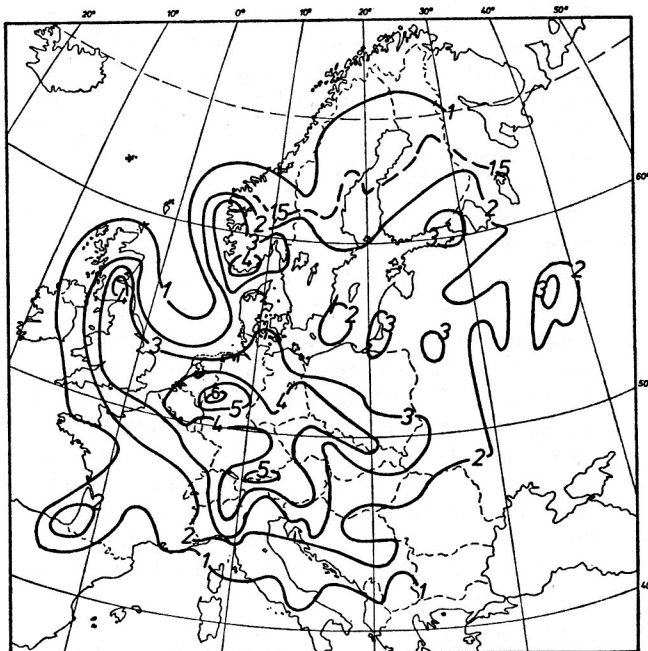


Abbildung 4

Geographische Verteilung der feuchten Sulfatdeposition (in g/m^2 als SO_2) für den Zeitraum Dezember 1973 bis März 1975 (nach Ottar 1976; verändert)

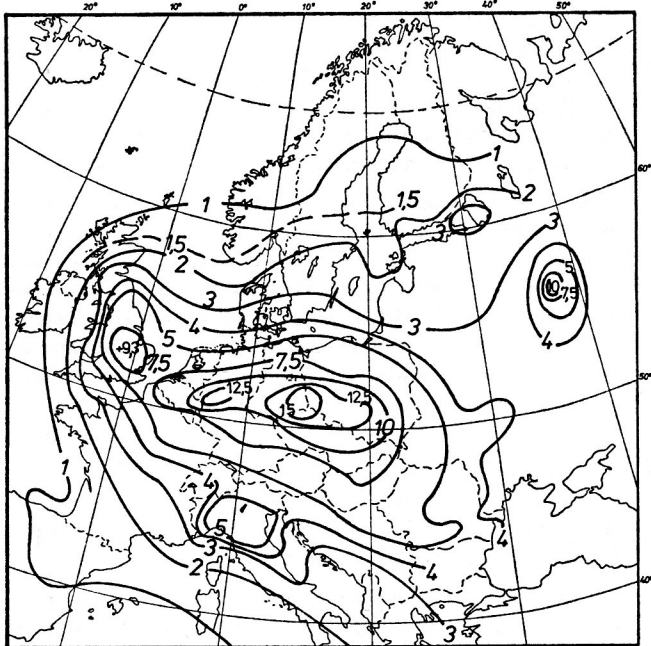


Abbildung 3

Geographische Verteilung der trockenen SO_2 -Deposition (in g/m^2) für den Zeitraum Dezember 1973 bis März 1975 (nach Ottar 1976; verändert)

Schwefel über den Niederschlag abgelagert. Liegen jedoch in den Reinfluftgebieten höhere Niederschlagssummen vor als in den Industriegebieten (strichpunktierte Linie), dann kann die Ablagerung saurer Spurenstoffe aus der Atmosphäre dort höher sein als die nasse Deposition in Industriegebieten (Perseke et al. 1980).

Diese wichtige Problematik soll anhand einiger Messergebnisse aus dem klein- und großräumigen Bereich mit Zahlenangaben belegt werden. Untersuchungen im mittleren Ruhrgebiet zur trockenen und nassen Schwefelablagung (Tabelle 3) zeigten, daß bei einer Gesamtdosition an Schwefel von rund $170 kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ im jährlichen Mittel etwa 80% auf trockenem Wege (Schwankung: 55 bis 91%) und 20% auf feuchtem Wege (Schwankung: 9 bis 45%) deponiert werden (Kuttler 1982 b).

Als Beispiel für die Darstellung des großräumigen Bereichs wurden Messungen und Berechnungen zur Schwefel-

Tabelle 3: Trockene, nasse und Gesamtschwefelablagung im Jahre 1979 an der Station Bochum (nach Kuttler 1982b)

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahres- summe	
$SO_2-S_{tr.}$ [$mg \cdot m^{-2}$]	2785	2612	856	726	750	726	856	642	829	1178	1140	1071	14.171	
$SO_4^{2-}-S_{naß}$ [$mg \cdot m^{-2}$]	364	307	694	188	288	268	170	229	136	117	338	337	3436	
$\Sigma_{naß, tr.}$ [$mg \cdot m^{-2}$]	3149	2919	1550	914	1038	994	1026	871	965	1295	1478	1408	17.607	
prozentualer Anteil	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

ablagerung für Europa gewählt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3 und 4 enthalten. Abbildung 3 läßt für die trockene Schwefeldeposition die Lage der großen Ballungsräume Englands, Hollands, Belgiens, Deutschlands, der DDR und Polens recht deutlich hervortreten. Hohe und höchste Depositionsraten zwischen 7,5 und 15 g SO₂/m² werden hier erreicht. Industrieferne Gebiete wie z. B. das südliche Norwegen weisen wesentlich niedrigere Werte der trockenen Schwefeldeposition auf. Hier werden dem Boden zwischen 1 und 1,5 g SO₂/m² zugeführt.

Die in Abbildung 4 dargestellten Verhältnisse der feuchten Deposition zeigen im Vergleich zur trockenen Ablagerung ein weniger stark strukturiertes Verteilungsmuster: Die emissionsstarken Ballungsräume pausen sich im Bild der feuchten Ablagerung nur noch verschwommen durch. Durch die nasse Schwefeldeposition werden in Mitteleuropa zwischen 1 und 5 g SO₂/m² abgelagert. Im Gegensatz zu den Werten der trockenen Deposition wird durch die nasse Ablagerung in den bereits oben angesprochenen industriefernen Reinluftgebieten Südnorwegens mit bis zu 4 g SO₂/m² fast dreimal soviel Schwefel abgelagert wie durch die trockene Deposition.

In den Industriegebieten werden dagegen — worauf bereits am Beispiel des Ruhrgebietes hingewiesen wurde — im Vergleich zur trockenen Deposition durch die nasse Deposition wesentlich geringere Ablagerungsmengen erreicht.

4. Säuregehalt der Niederschläge

Auf den überwiegenden Einfluß säurebildender Schwefelverbindungen auf den pH-Wert von Niederschlägen wurde bereits hingewiesen.

Amerikanische Untersuchungen, die an Niederschlagswasser kontinentaler Stationen durchgeführt wurden, führten zu einer Quantifizierung der Säurebildner. Hiernach werden dem Sulfat eine Beteiligung am Anionengehalt des Regenwassers von 68 bis 70%, dem Nitrat eine von 23 bis 27% und dem Chlorid eine von 4 bis 10% zugeschrieben. Analyseergebnisse küstennaher Stationen lassen mit 26 bis 44% den größeren Einfluß des Chlorids erkennen (Wilson et al. in Georgii et al. 1982).

Mit ähnlichem Ziel in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführte Arbeiten wiesen dem Sulfat eine Beteiligung am Säurebildungsprozeß von 50 bis 60%, dem Nitrat eine von 25 bis 30% und dem Chlorid eine von 10 bis 15% zu. Letztgenannter Spurenstoff zeigte wiederum Erhöhungen (bis zu 40%) in Regenwasserproben, die aus industriellen Ballungsräumen und von Küstenstationen stammten (Georgii et al. 1982).

Ferner konnten an untersuchten Proben von einer Reinluftstation im Schwarzwald eine enge Korrelation zwischen dem Wasserstoffionengehalt und dem des Überschusulfates nachgewiesen werden (Klockow et al. 1978).

Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Schwefelgehalt und dem pH-Wert des Niederschlagswassers läßt sich jedoch gerade an industriebelasteten Standorten nicht erkennen, da andere Regenwasserinhaltsstoffe (z. B. Calcium) für eine Kaschierung dieses eigentlich engen Zusammenhangs sorgen (Rönicke & Klockow 1974; Malissa et al. 1980). Setzt man jedoch die an Reinluftstationen im Regenwasser ermittelten Schwefelkonzentrationen zu den gemessenen pH-Werten in Beziehung, so läßt sich eine Korrelation zwischen den Meßwerten erkennen, wie sie Abbildung 5 darstellt. Hiernach treten hohe pH-Werte bei überwiegend niedrigen Schwefel- bzw. Sulfatkonzentrationen auf; bei höherer Schwefelbelastung im Regenwasser sinken dagegen die pH-Werte auf pH=3-4 ab.

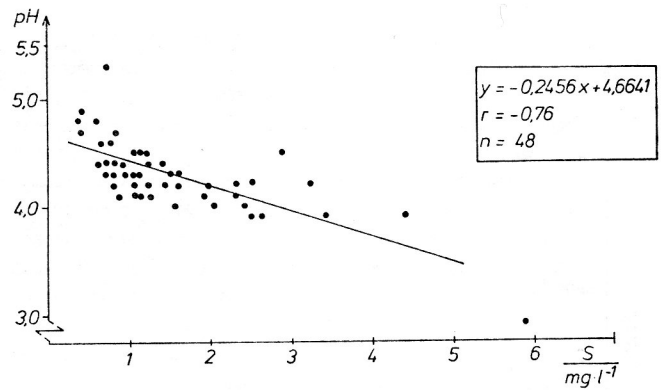


Abbildung 5

Abhängigkeit der pH-Werte von den Schwefelkonzentrationen im Niederschlagswasser (nach Messungen an vier bundesdeutschen Reinluftstationen im Jahre 1980; berechnet und zusammengestellt nach Werten des UBA, 1981 Kuttler 1982 d)

Bei der Diskussion über Niederschlags-pH-Werte sollte bedacht werden, daß sich aufgrund des CO₂-Gehaltes der Atmosphäre von derzeit etwa 330 ppm ein Gleichgewicht zwischen CO₂ und Regenwasser einstellt, das einen im schwach sauren Bereich liegenden pH-Wert von 5,6 verursacht. Im Gegensatz zum chemischen Neutralpunkt, der bei pH = 7 liegt, wird in älteren Arbeiten dieser Wert „biologischer Neutralpunkt“ genannt (Kaysers et al. 1974).

Niederschlags-pH-Werte, die deutlich unter dieser Marke von pH = 5,6 gemessen werden, müssen durch stärker ansäuernde Stoffe wie z. B. Schwefel- und Salpetersäuren bzw. Salzsäuren verursacht sein.

Analysen aufgefangener Niederschlagswasserproben in den 50er, 60er und 70er Jahren ließen im Verlauf des Untersuchungszeitraumes eine deutliche Abnahme der pH-Werte erkennen (Jessel 1964); weitere Beispiele hierzu finden sich in Kuttler (1982 c). Neuerdings werden diese an zahlreichen Stationen ermittelten Ergebnisse in Frage gestellt, da man bei der Auswertung der Analysen nicht die gefallene Niederschlagsmenge berücksichtigt habe.

Eine solche Abnahme der Niederschlags-pH-Werte läßt sich in den 70er Jahren für verschiedene europäische Stationen nicht mehr eindeutig nachweisen, wie die in Abbildung 6 enthaltenen Werte verdeutlichen.

Während an der Station in Irland (Nr. 1) die pH-Werte etwa bei pH = 5 liegen, mit einem leichten Anstieg im Jahre 1979, läßt sich für die Station auf den Shetland Inseln (Nr. 2) im gleichen Zeitraum ein starker Abfall von pH = 7 auf pH = 5 im Jahre 1976 beobachten. Schwedischer Niederschlag (Nr. 3) weist einen pH-Wert von knapp unter 5 auf mit einem leichten Abwärtstrend zum Ende der Meßperiode. Als einheitlich für schwedische Verhältnisse können diese Werte nicht aufgefaßt werden (vgl. hierzu Station Nr. 4). An der finnischen Station liegen die pH-Werte relativ einheitlich bei pH = 4,5; eben-

so in den Niederlanden (Nr. 6), wo jedoch stärkere Schwankungen auftraten. Auch die drei deutschen Stationen (Nr. 7, 8, 9) weisen generell einen relativ niedrigen pH-Wert zwischen 4 und 4,5 auf, lassen jedoch deutliche regionale Unterschiede von Jahr zu Jahr erkennen. Relativ hohe interannuelle Schwankungen zeigen auch die Werte der tschechoslowakischen und ungarischen Standorte (Nr. 10, 11). Die jugoslawischen pH-Werte liegen im Vergleich zu den anderen europäischen Stationen (abgesehen den Shetland-Werten) relativ hoch bei Werten zwischen pH = 5 und 6. Läßt man die interannuelle Schwankung einmal unberücksichtigt und orientiert sich nur am Verkauf der pH-Werte zwischen 1972 und 1979, dann kann für die europäischen Stationen festgestellt werden, daß

1. die pH-Werte an den meisten Stationen in Europa zwischen pH = 4 und 5 liegen und daß sich
2. in den 70er Jahren — im Gegensatz zu den 50er und 60er Jahren — kein einheitlicher Trend im achtjährigen Untersuchungszeitraum erkennen läßt.

Für die in Abbildung 6 dargestellten Verhältnisse dürften mit Georgii et al. (1982) im wesentlichen lokale Einflußfaktoren maßgeblich sein.

Wie stark die pH-Werte schwanken können, zeigen auch die in Bochum durchgeführten Messungen (Abbildung 7). Die nach Klassen geordneten pH-Werte für den zweijährigen Meßzeitraum (1978 bis 1980) weisen eine maximale Verbreitung zwischen pH = 4 und 4,2 auf; die Summenhäufigkeitsverteilung zeigt, daß 47% aller gemessenen pH-Werte dieser Verteilungsklasse entsprechen bzw. kleiner sind als sie. Insgesamt 90,5% der Summenhäufigkeit liegen unter dem biologischen Neutralpunkt. Verändernd auf die Höhe des pH-Wertes im Niederschlagswasser wirken die Intensität und die Art des fallenden Regens ein. In langsam zur Erde nieselndem Landregen konnten höhere Schadstoffkonzentrationen nachgewiesen werden als in großtropfigem und damit schnell fallendem Schauerregen (Georgii 1965). Diesen Zusammenhang belegt auch eine Untersuchung von Landsberg (1954), in der eine Abhängigkeit der pH-Werte vom Tropfendurchmesser ermittelt werden konnte: bei kleinem Tropfenradius (0,1 mm) lagen die gemessenen Werte um pH = 3,5, bei großen Tropfen (Radius = 2,0 mm) etwa bei pH = 4,5. Eine Abhängigkeit der Niederschlagssäuregehalte von der Luftmasse bzw. der Windrichtung konnte dagegen nicht eindeutig ermittelt werden (Berg 1959). Ferner muß darauf hingewiesen werden, daß auch die Art der Probennahme (offene Sammelgeräte; Trocken-/Naßsammler) einen Einfluß auf die ermittelten Ergebnisse hat (Galloway & Likens 1978). Ein Vergleich der Meßwerte, die an verschiedenen Standorten mit nach unterschiedlichen Methoden arbeitenden Meßgeräten gewonnen werden, ist häufig schwierig, läßt sich jedoch insbesondere bei großräumigen geographischen Vergleichen nicht immer vermeiden.

5. Gesamtdeposition verschiedener Spurenstoffe

Die Bodenbelastung durch Spurenstoffablagerungen aus der Atmosphäre ist primär von der Lage der Ökosysteme zu den Emittenten (Industriegebietsnähe — Industriegebietsferne) sowie der dadurch bedingten Höhe der Depositionsmenge abhängig. Dies soll beispielhaft für vier verschiedene Spurenstoffe (Schwefel, Nitrat, Chlorid, Blei) erläutert werden.

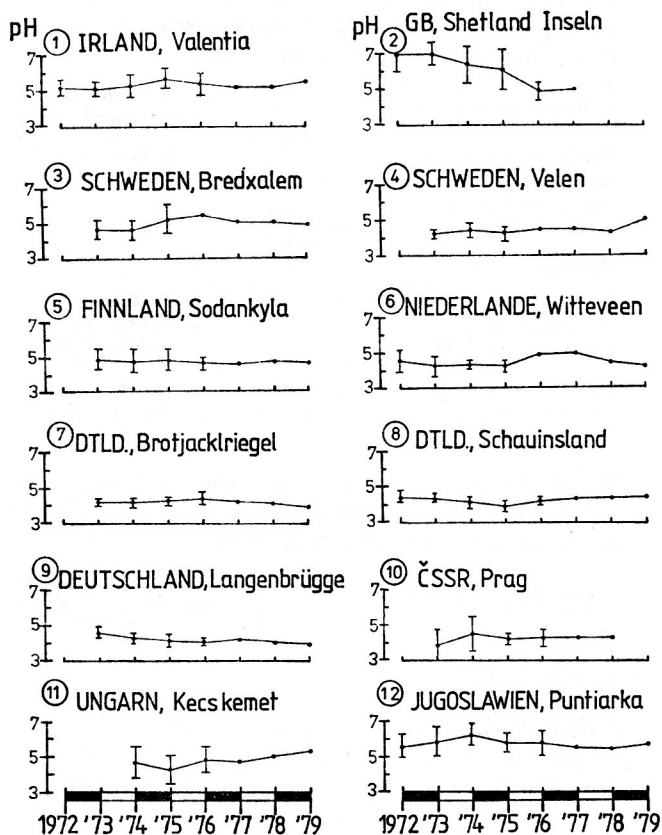


Abbildung 6

Trends der pH-Werte im Niederschlagswasser an verschiedenen Stationen in Europa (Zeitraum: 1972 bis 1979; nach Georgii 1982; verändert)

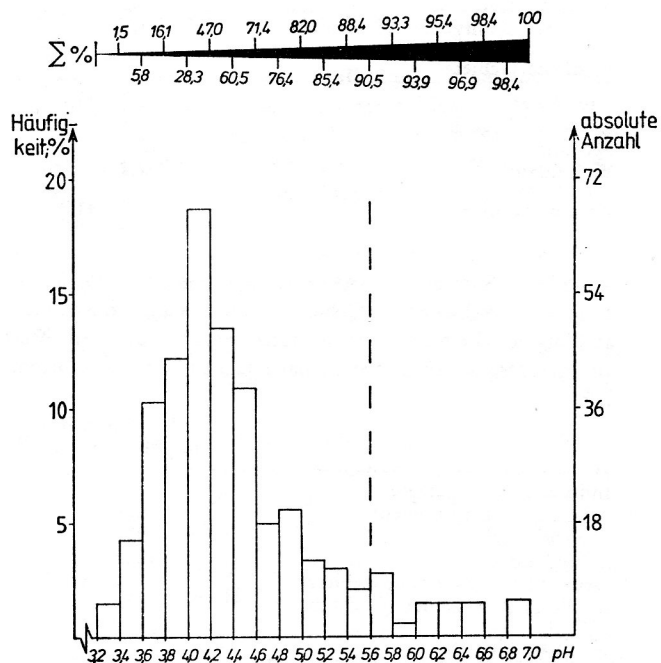


Abbildung 7

Häufigkeitsverteilung von pH-Werten des Niederschlags für die Station Bochum (Mai 1978 bis April 1980; nach Kuttler 1982 c)

Tabelle 4: Summe der trockenen und feuchten Schwefel-deposition in verschiedenen Gebieten (nach einer Zusammenstellung in Georgii et al. 1982).

Industrie-/Stadtgebiete	Schwefeldeposition (mg S . m ⁻² . d ⁻¹)
Rhein-Main-Gebiet	28,84—29,84
Berlin 1953	30
Berlin 1978	20
Mittleres Ruhrgebiet (Bochum)	48,2
ländliche Gebiete	
England	10,22
Deuselbach (D)	7,74— 8,73
Schauinsland (D)	6,02— 7,48
Europa	5,886
Deutschland	9,6 —34,2

Tabelle 5: Summe der trockenen und feuchten Nitrat-deposition in verschiedenen Gebieten (nach einer Zusammenstellung in Georgii et al. 1982)

Industrie-/Stadtgebiete	Stickstoffdeposition (mg N . m ⁻² . d ⁻¹)
Ruhrgebiet	2,12
ländliche Gebiete	
Deuselbach (D)	1,57
Europa	1,323—2,734
Deutschland	1,16 —2,78

Tabelle 6: Summe der trockenen und feuchten Chloriddeposition in verschiedenen Gebieten (nach einer Zusammenstellung in Georgii et al. 1982; ergänzt um den Wert für das Mittlere Ruhrgebiet, nach Kuttler, unveröffentlicht)

Industrie-/Stadtgebiete	Chloriddeposition (mg Cl . m ⁻² . d ⁻¹)
Swansea, städtisch	6—7
Mittleres Ruhrgebiet (Bochum)	36,011
	7,0
ländliche Gebiete	
Süd-Wales	14,7—32,2
Savanne, Nigeria	0,6
Seenähe	12
Binnenland	2,2
Großbritannien	3,6—41,7

Tabelle 7: Summe der trockenen und feuchten Bleideposition in verschiedenen Gebieten (nach einer Zusammenstellung in Georgii et al. 1982; ergänzt um den Wert für das Mittlere Ruhrgebiet, nach Kuttler, unveröffentlicht)

Industrie-/Stadtgebiete	Bleideposition (µg Pb . m ⁻² . d ⁻¹)
London (Dachniveau)	634,3
New York	959
England	1863
Deutschland, Belastungsgebiete	90—170
Mittleres Ruhrgebiet (Bochum)	177
ländliche Gebiete	
Süd-Wales	49—115
Savanne, Nigeria	<27
Lancaster, England	18—60
Südengland, Wald	54—130
Deutschland, Reinluftgebiete	38—40

Im Falle des Spurenstoffs Schwefel läßt sich feststellen, daß in den industriebelasteten Agglomerationszentren durch die trockene SO₂-Schwefeldeposition der größte Teil trocken abgelagert wird. Bei der Sulfat-Schwefeldeposition überwiegt dagegen ganz eindeutig die feuchte Deposition mit 75 bis 80% (Zahlenangaben nach Georgii et al. 1982). Die Gesamtdosition an Schwefel liegt in den Industriegebieten zwischen 20 und 50 mg S.m⁻².d⁻¹, in den Reinluftgebieten werden Werte zwischen 6 und 10 mg S.m⁻².d⁻¹ erreicht (Tabelle 4).

Bei der Nitrat-Stickstoffdeposition gelangen zwischen 8 und 23% der Ablagerungsmenge auf trockenem Wege in den Boden, der Rest als weitaus größerer Teil auf feuchtem Wege über die Niederschläge. Der Unterschied in der Stickstoffbelastung zwischen Industrie- und Reinluftgebiet ist nicht so groß, wie es bei der Schwefeldeposition der Fall ist. Während Belastungsgebiete eine mittlere Stickstoffdeposition von 2,1 mg N.m⁻².d⁻¹ aufweisen, werden an den unbelasteten Stationen 1,6 mg N.m⁻².d⁻¹ deponiert (Tabelle 5).

Bei der Gesamtdosition an Chlorid beläuft sich der Anteil der trockenen Ablagerung auf 15 bis 20%, während der überwiegende Teil über die Niederschläge den Oberflächen zugeführt wird. In Industrie- und Stadtgebieten werden zwischen 6 und 7 mg Cl.m⁻².d⁻¹ abgelagert, in ländlichen Bereichen zwischen 0,6 und 2,2 mg Cl.m⁻².d⁻¹, in küstennahen Gebieten dagegen bis zu über 30 mg Cl.m⁻².d⁻¹ (Tabelle 6).

Blei wird in Reinluftgebieten auf trockenem Wege nur zu 6 bis 8% abgelagert, während in den Belastungsgebieten der trocken deponierte Anteil auf 35% ansteigt. Industrie- und Stadtgebiete weisen — je nach Meßstandortlage und -höhe über dem Erdboden — Gesamtleidepositionswerte zwischen 90 und über 1800 µg Pb.m⁻².d⁻¹ auf, ländliche Gebiete können Werte von bis zu 130 µgPb.m⁻².d⁻¹ erreichen (Tabelle 7).

Diese für die vier ausgewählten Spurenstoffe genannten Depositionsmengen wurden unter Freilandbedingungen gemessen. Vegetationsbestandene Flächen — wie Analysen von Traufwasser unter Bäumen belegen — weisen dagegen einen wesentlich höheren Spurenstoffeintrag auf, da sie mit der großen Oberfläche ihrer Assimilationsorgane als sehr effektive Filter für Luftverunreinigungen wirken. Aufgrund der je nach Bestandesart unterschiedlich hohen Blattflächenindices (Verhältnis von Blattoberfläche zu Bodenoberfläche) mit Werten zwischen 7 und 15 (Larcher 1980) werden an den Blatt- und Nadelflächen die Spurenstoffe während der niederschlagsfreien Zeit abgelagert. Mit einsetzendem Regen gelangen die akkumulierten Spurenstoffe in meist hohen Konzentrationen und Depositionsraten in den Boden. Ein Beispiel möge dies erläutern. Setzt man den Schwefelgehalt von Freilandniederschlag gleich 1, dann wird unter einer Buche etwa das 1,6fache, unter einer Fichte etwa das 3,3fache abgelagert. An Stickstoff wird unter einer Buche ebenfalls das 1,6fache und unter einer Fichte das 2,5fache deponiert, an Chlorid erhöht sich der Spurenstoffeintrag unter einer Buche um das 1,9fache, unter einer Fichte um das 5,7fache. Bei Blei ließ sich nur eine Erhöhung der Depositionsmenge um das 2,3fache unter Fichte feststellen (Georgii et al. 1981).

Ausschlaggebender Faktor für die Konzentrationserhöhung des Traufwassers gegenüber dem Freilandniederschlag ist die trockene Spurenstoffablagerung am Blattwerk,

während die nasse Deposition hierdurch nicht verändert wird.

Auch der Säuregehalt des Tropfwassers unter Bäumen ist im Vergleich zum Freiland wesentlich erhöht. Bei einem Niederschlags-pH-Wert unter Freilandbedingungen von $\text{pH} = 4,05$ wiesen die Meßergebnisse des Kronentraufwassers der Fichte einen solchen von $\text{pH} = 3,35$ auf, was etwa einer Verfünffachung des Säureeintrages entspricht (Ulrich et al. 1979).

Aufgrund des erhöhten Spurenstoffeintrags durch die Vegetation konnte an verschiedenen Waldstandorten im Solling, Münsterland und in Berlin eine Erhöhung der Bodensäuregehalte nachgewiesen werden (Blume 1981; Ulrich et al. 1979). Einer Vergleichsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen zufolge gingen die pH-Werte verschiedener Oberböden innerhalb von 20 Jahren um 0,12 bis 1,15 pH-Einheiten zurück (Butzke 1981).

Die Übersäuerung von Waldböden greift in vielschichtiger Weise in die Flora und Fauna der Ökosysteme ein (Ulrich 1982). Gerade in der letzten Zeit wird ein Teil des an verschiedenen Waldstandorten beobachteten Siechtums von Nadel- und auch Laubbäumen auf die Einwirkung saurer Niederschläge zurückgeführt. Da jedoch die mit den Niederschlägen aus der Atmosphäre entfernten Spurenstoffe nicht alleinige Verursacher dieser negativen Umwelteinflüsse sind, sondern ein nicht zu unterschätzender Anteil der trockenen Spurenstoffdeposition zugeschrieben werden muß, sollte besser von sauren Depositionen gesprochen werden, die in ihrer Gesamtheit ökosystem-schädigend wirken.

Literaturverzeichnis

- Beilke, S. (1980): Luftchemisches Verhalten von SO_2 . — In: Luftchemisches Verhalten anthropogener Schadstoffe. Ergebnisse der Arbeitsgruppe „Luftchemie“ in der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, 12—24. Düsseldorf.
- Berg, H. (1959): PH-Werte des Niederschlages in Köln. Meteorologische Rundschau 47, 2, 47—51.
- Blume, H.-P. (1981): Alanmierende Versauerung Berliner Forsten. — Berliner Naturschutzblätter, 25, 713—715.
- Butzke, H. (1981): Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens. — Forst- und Holzwirt 36, 542—548.
- Galloway, J. N. & Likens, G. E. (1978): Calibration of collection procedures for the determination of precipitation chemistry. — Water, Air and Soil Pollution 6, 241—258.
- Georgii, H.-W. (1965): Untersuchungen über Ausregnen und Auswaschen atmosphärischer Spurenstoffe durch Wolken und Niederschlag. — Ber. Dtsch. Wetterdienst, 14, 100.
- Georgii, H.-W. (1981): Luftchemische Umsetzungen und Verweildauer von Luftverunreinigungen beim regionalen und globalen Transport. — In: Hohe Schornsteine als Element der Luftreinhaltungspolitik in Nordrhein-Westfalen, hrsg. vom Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NW, 39—53.
- Georgii, H.-W. (1982): Global Distribution of the acidity in precipitation. — In: Georgii, H.-W. & Pankrath, J. (eds.): Deposition of atmospheric pollutants, 55—66.
- Georgii, H.-W., Perseke, C., Rohbock, E. (1981): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. Datenband Juli 1979 bis September 1980. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Georgii, H.-W., Perseke, C., Rohbock, E. (1982): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Spurenstoffen aus Belastungsgebieten. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums des Innern. Luftreinhaltung, Forschungsprojekt 10402600.
- Giebel, J. & Bach, R. W. (1979): Ursachenanalyse der Immissionsbelastung während der Smogsituation am 17. 1. 1979. — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz, 47, 60—73.
- Jessel, U. (1964): Mitteilung über eine auffällige Zunahme der Niederschlagsazidität in Europa in der Zeit von 1955 bis zur Gegenwart. — Fundamenta Balneo-Biostatologica, 3, 1—12.
- Kayser, K., Jessel, K., Köhler, A. & Rönicke, G. (1974): Die pH-Werte des Niederschlags in der Bundesrepublik Deutschland 1967—1972. — Deutsche Forschungsgemeinschaft, Mitt. IX der Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung.
- Klockow, D., Denzinger, H. & Rönicke, G. (1978): Zum Zusammenhang zwischen pH-Wert und Elektrolytzusammensetzung von Niederschlägen. — VDI-Berichte Nr. 314, 21—26.
- Külske, S., Pfeffer, H. U. & Buck, M. (1980): Immissionsüberwachung im Land Nordrhein-Westfalen, II. Meßprogramm — Smogwarndienst. — Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz, Essen, H. 50, 57—66.
- Kuttler, W. (1979 a): Einflußgrößen gesundheitsgefährdender Wetterlagen und deren bioklimatische Auswirkungen auf potentielle Erholungsgebiete — dargestellt am Beispiel des Ruhrgebietes und des Sauerlandes. Bochumer Geographische Arbeiten, H. 36, 130 Seiten, Schöningh, Paderborn.
- Kuttler, W. (1979 b): London-Smog und Los Angeles-Smog. — Erdkunde 33, 3, 236—240.
- Kuttler, W. (1982 a): Trockene und nasse Schwefeldepositionen im mittleren Ruhrgebiet. — 11. Jahrestag. d. Ges. f. Ökologie vom 28. 9. bis 3. 10. 1981 in Mainz; im Druck.
- Kuttler, W. (1982 b): Investigations about wet deposition of pollutants in an urban ecosystem. — In: Georgii, H.-W. & Pankrath, J.: Deposition of atmospheric pollutants, 97—113, Dordrecht, Holland.
- Kuttler, W. (1982 c): Belastung für den Boden. — Umweltmagazin, H. 10, 56—61.
- Kuttler, W. (1982 d): Saure Niederschläge als Umweltproblem. — Institut für Umweltschutz, Universität Dortmund (INFU); im Druck.
- Landsberg, H. (1954): Some observations on the pH of precipitation. — Archiv f. Meteorologie, Geophysik u. Bioklimatologie, Serie A, 7, 219—226.

- Larcher, W. (1980): Ökologie der Pflanzen. 3. Aufl., Stuttgart.
- Malissa, H., Puxbaum, H. & Wopenka, B. (1980): Zum chemischen Zusammenhang von urbanen Niederschlägen. — Fresenius Z. Anal. Chem. 301, 279—286.
- Ottar, B. (1976): Monitoring long-range transport of air pollutants: The OECD study. — Ambio 5, 203—206.
- Perseke, C., Beilke, S. & Georgii, H.-W. (1980): Die Gesamtschwefeldeposition in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage von Meßdaten des Jahres 1974. — Berichte des Institutes für Meteorologie und Geophysik d. Univ. Frankfurt/M., Nr. 40.
- Rönicke, G. & Klockow, D. (1974): Der Grundpegel der Schwefelkonzentrationen der Luft in der Bundesrepublik Deutschland 1967—1972. — Mitteilung XII der Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung. DFG. Bonn.
- Ulrich, B., Mayer, R. & Khanna, D. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. — Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen, Nr. 58.
- Ulrich, B. (1982): Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. — In: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, Sonderheft der Mitteilungen 1982, LÖLF, NRW, 9—25.
- Umwelt (1982): Informationen des Bundesministers des Innern zur Umweltplanung und zum Umweltschutz, Nr. 88 und 90, Bonn.
- Umweltbundesamt (1981): Luftqualität 1980. Meßnetz des Umweltbundesamtes. Pilotstation Schauland.