

Belastung für den Boden

Saurer Regen; Umweltbeeinflussung durch Niederschläge an der Universität Bochum nachgewiesen

Luftfremde Stoffe werden aus der Atmosphäre auf zwei verschiedenen Wegen (Senken) entfernt, wenn man einmal die chemische Stoffumwandlung als dritte Möglichkeit außer Betracht läßt: Bei der trockenen Deposition werden gas- und partikelförmige Spurenstoffe an künstlichen oder natürlichen Oberflächen abgelagert. Hierzu zählen heterogen gestaltete Land- und Vegetationsoberflächen der Ökosysteme ebenso wie die künstlich entstandenen teilweise homogenen Flächen der anthropogenen Kulturlandschaft. Über die Effektivität dieser Senke entscheiden zahlreiche Wirkgrößen (Sehmel 1980), wozu einerseits die Struktur der Oberflächen (rauh-glatt, trocken-naß), andererseits die zum Zeitpunkt der Ablagerung bestehenden meso- und mikroklimatischen Verhältnisse der bodennahen Luftschichten zählen. Als Maß der Wirksamkeit der trockenen Deposition gelten spurenspezifische Ablagerungsgeschwindigkeiten, die sich aus der pro Flächeneinheit abgelagerten Menge und der Spurenstoffkonzentration in der Luft berechnen lassen (Garland 1978, Davies et al. 1982).

Ist jedoch die Ablagerungsgeschwindigkeit aus Labor- oder Freilandexperimenten bekannt und wurde darüber hinaus die Spurenstoffkonzentration in der Luft ermittelt, so lassen sich Abschätzungen über die deponierte Menge

Saurer Regen ist eine der Hauptursachen für das weltweite Waldsterben, auch wenn vordergründige Beschwichtigungen – vor allem in den letzten Wochen – dies immer wieder in Frage stellen möchten. Der Regen bringt aber nicht nur den Wäldern Schaden. Er belastet auch den Boden und die Gewässer. – Um die Auswirkungen genau und konkret definieren zu können, werden an der Ruhr-Universität Bochum seit einiger Zeit Regenwasseranalysen durchgeführt. Mit ihnen soll festgestellt werden, welche Mengen beispielsweise an Sulfat, Chlorid und Calcium mit den Niederschlägen in den Boden gelangen. – Dr. Wilhelm Kuttler, der am Geographischen Institut der Universität Bochum maßgeblich an diesen Untersuchungen arbeitet, veröffentlicht nachfolgend die derzeitigen Erkenntnisse der Bochumer Arbeiten.

vornehmen, wie sie unter der Annahme „mittlerer“ Ablagerungsverhältnisse flächendeckend bereits für verschiedene Gebiete durchgeführt wurden (OECD 1977, Perseke et al. 1980, Kuttler 1982 a).

Auf feuchtem Wege werden Spurenstoffe durch Anlagerung an und Aufnahme in Wolkentropfen („rainout“) oder Inkorporation in Regentropfen oder Schneeflocken („washout“) dem Boden zugeführt und somit aus der Atmosphäre eliminiert. Die Höhe der entsprechenden Spurenstoffkonzentration im aufgefundenen Wolken- oder Niederschlagswasser und deren Menge bestimmen die entsprechenden Depositionsmengen auf der Bodenoberfläche.

Der Komplex der niederschlagsbedingten nassen Senke von Spurenstoffen wird gerade in jüngster Zeit verallgemeinernd auch mit dem Begriff „Saurer Regen“ (acid precipitation) umschrieben, obwohl bekanntermaßen hierunter nicht nur saure Niederschlagsbestandteile subsumiert werden, die in den Boden gelangen.

Um quantitative und qualitative Aussagen über Spurenstoffe machen zu können, die mit dem Niederschlag und Staub in die industriebelasteten und urbanen Ökosysteme gelangen, wird im Labor des Geographischen Institutes der Ruhr-Universität Bo-

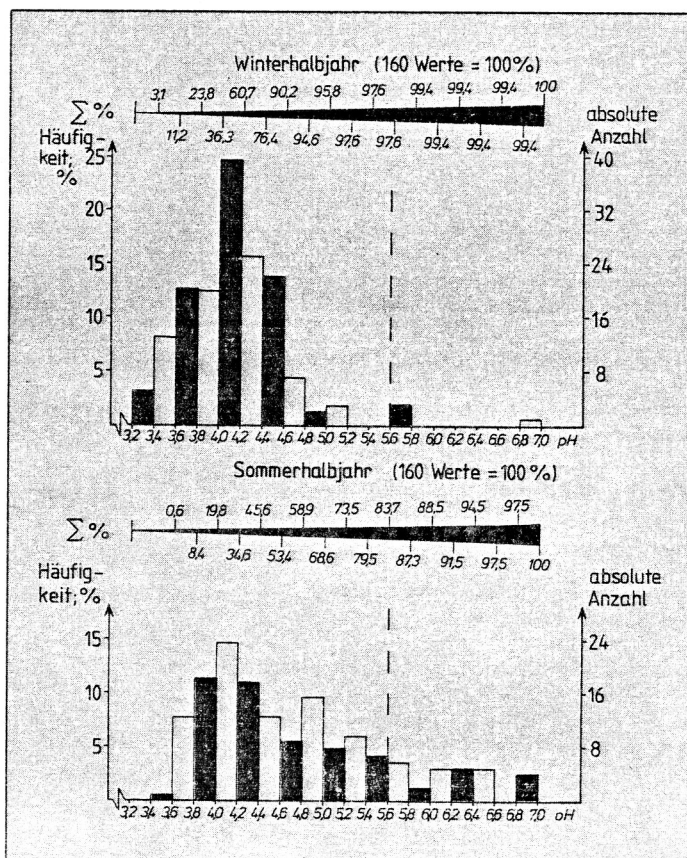


Bild 1: Häufigkeitsverteilungen von pH-Werten des Niederschlags für die Station Bochum (Mai 1973 bis April 1980)

chum seit Mai 1978 das in offenen Auffanggefäßen wö-
 chentlich gesammelte Nie-
 derschlagswasser auf ver-
 schiedene Inhaltsstoffe analysiert. An dieser Stelle sollen
 Untersuchungsergebnisse der
 Spurenstoffe Sulfat, Calcium
 und Chlorid sowie des pH-
 Wertes für einen zweijähri-
 gen Untersuchungsabschnitt
 beschrieben werden

pH-Werte

Schon seit mehreren Jahr-
 zehnten ist bekannt, daß der
 pH-Wert von Niederschlags-
 wasser im sauren Bereich der
 pH-Skala liegt. Wenn in die-
 sem Zusammenhang vom
 Säuregehalt des Regenwas-
 sers gesprochen wird, dann ist
 damit nicht die Orientierung
 der ermittelten pH-Werte am
 chemischen Neutralpunkt bei
 pH=7,0 gemeint, sondern
 am sogenannten „biologi-
 schen Neutralpunkt“ (Kayser
 et al. 1974), der im schwach
 sauren Bereich bei etwa
 pH=5,6 liegt. Bestimmt wird
 dieser „biologische Neutral-
 punkt“ durch den Anteil des
 zu etwa 330 ppm in der At-
 mosphäre enthaltenen Koh-
 lendioxids. Dieser pH-Wert
 stellt sich somit in einer At-
 mosphäre ein, die keine ande-
 ren ansauernden Stoffe ent-
 hält als CO₂. Werden nun
 pH-Werte gemessen, die deut-
 lich unter diesem biologi-
 schen Neutralpunkt liegen, so
 müssen andere Säuren in der
 Atmosphäre enthalten sein,
 die zu einer Verschiebung des
 Säuregehaltes des Nieder-
 schlagswassers unterhalb von
 pH=5,6 führen.

Eine Häufigkeitsverteilung
 der an der Station Bochum
 gemessenen pH-Werte macht
 sehr deutlich, daß die meisten
 Werte zwischen pH=4,0 und
 4,2 liegen und somit rund
 40mal saurer sind als der Sä-
 uregehalt von Niederschlags-
 wasser am biologischen Neu-
 tralpunkt. Die in Bild 1 dar-
 gestellten Häufigkeitsverhält-
 nisse der Analysenergebnisse
 sind für das Sommer- und
 Winterhalbjahr getrennt auf-
 geführt worden. Für beide
 Jahreszeiten liegt eine gleiche
 absolute Anzahl der Einzel-
 werte vor. Das Häufigkeits-
 spektrum für das Winterhalb-
 jahr zeigt eine Eingrenzung

aller Werte zwischen pH=3,2
 und 5,2, wenn man die ä-
 ßerst gering vertretenen Be-
 reiche zwischen 5,6 und 5,8
 sowie zwischen 6,8 und 7,0
 unberücksichtigt läßt.

Das bedeutet, daß rund
 98% aller pH-Werte des Win-
 terhalbjahres unterhalb des
 biologischen Neutralpunktes
 liegen. Etwa 25% aller Werte
 bestimmen das Maximum
 der Häufigkeitsverteilung
 zwischen pH=4,0 und 4,2,
 36% liegen zwischen 3,2 und
 4,0, und 37% entfallen auf
 die Klasse 4,2 bis 5,2. Ein
 Blick auf die Häufigkeitsver-
 teilung für das Sommerhalb-
 jahr läßt erkennen, daß das
 absolute Maximum ebenfalls
 bei pH-Werten zwischen 4,0
 und 4,2 liegt, daß dieses je-
 doch im Vergleich zum Win-
 terhalbjahr wesentlich
 schwächer ausgebildet ist.
 Darüber hinaus erstreckt sich
 das Spektrum der pH-Werte
 im Sommerhalbjahr zwi-
 schen pH=3,4 und 7,0. Rund
 84% aller pH-Werte liegen
 unterhalb des biologischen
 Neutralpunktes; das sind
 rund 14% weniger als im
 Winterhalbjahr.

Niedrige Werte durch Verbrennung

Anhand dieses Vergleichs
 wird deutlich, daß die Säure-
 belastung im Niederschlags-
 wasser in den Sommermon-
 aten niedriger ist als im Win-
 terhalbjahr. Diese unter-
 schiedlich hohe Säurebelas-
 tung in den beiden
 Jahreshälften wird auf die
 stärkere Freisetzung säurebil-
 dender Substanzen durch
 Verbrennungsprozesse im
 Winterhalbjahr zurückge-
 führt (Klockow et al. 1978).
 Darüber hinaus muß berück-
 sichtigt werden, daß im Som-
 merhalbjahr die Staubbelas-
 tung in Form von Calcium
 größer ist als im Winterhalb-
 jahr, was zu einer teilweisen
 Kompensierung der Säurege-
 halte führen kann.

Als wesentliche Verursa-
 cher niedriger pH-Werte in
 Niederschlägen werden das
 aus Verbrennungsvorgängen
 entstehende Schwefeldioxid
 und Stickoxide angesehen.
 Nach Angaben von Ulrich
 (1982) soll das in der Atmo-
 sphäre durch homogene und
 heterogene Gasphasenreak-

tion (Georgii 1981) in Schwe-
 felsäure oder Sulfat umge-
 wandelte Schwefeldioxid zu
 etwa ³/₄ an der Säureentste-
 hung im Niederschlagswasser
 beteiligt sein.

Der Säuregehalt der Nie-
 derschläge war nicht immer
 so hoch, wie er heutzutage ge-
 messen wird. Ein Vergleich
 zweier zu unterschiedlichen
 Zeiten durchgeführten Meß-
 reihen in Gelsenkirchen und
 Bochum verdeutlicht, daß im
 Laufe von etwa 10 Jahren der
 pH-Wert der Niederschläge
 im Ruhrgebiet durchschnitt-
 lich um 0,9 Einheiten gesun-
 ken ist; dies entspricht einem
 Anstieg des Säuregehaltes um
 den Faktor 8 (Bild 2).

□ Die Säurezunahme des
 Regenwassers ist nicht ein lo-
 kales, auf die Industriegebiete
 beschränktes Phänomen, son-
 dern ein überregionales, ja
 globales: Wie die Auswahl
 der pH-Wert-Trends zwi-
 schen 1956 und 1964, darge-
 stellt für verschiedene euro-
 päische Stationen, zeigt
 (Bild 3), haben die Säurege-
 halte der Niederschläge in
 unterschiedlich starkem

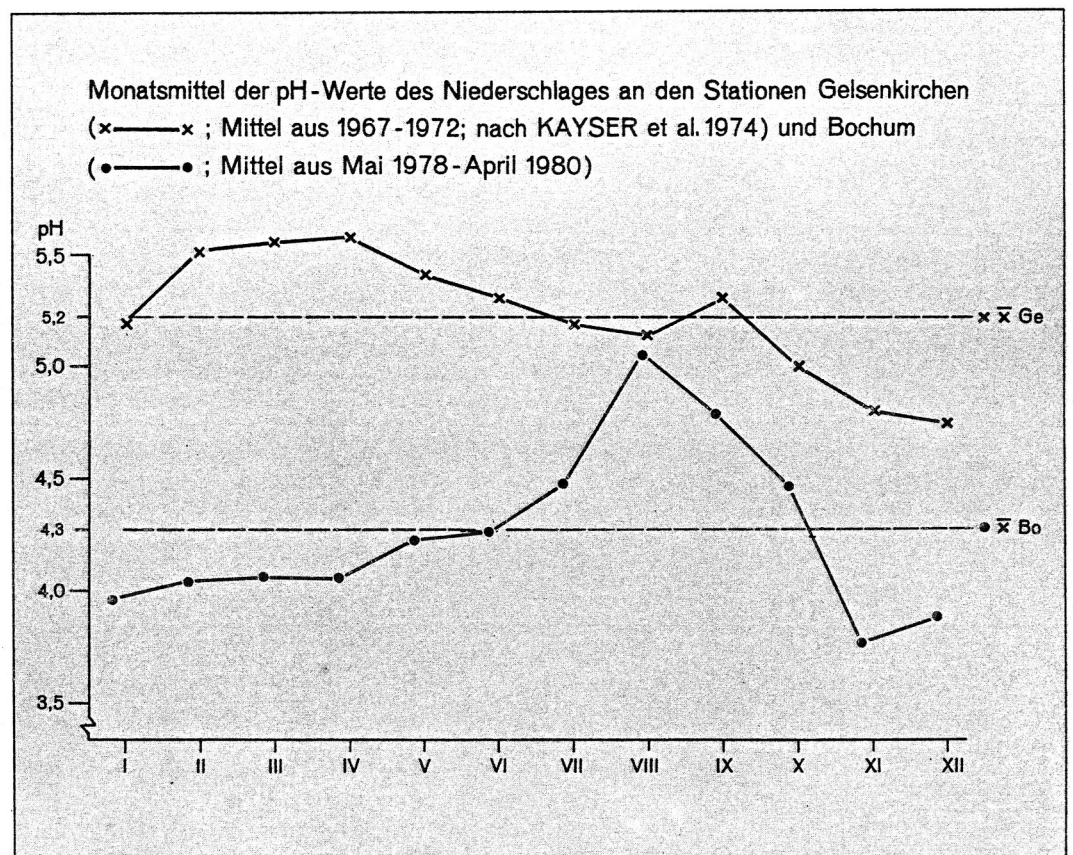


Bild 2: Monatsmittel der pH-Werte des Niederschlages an den Stationen Gelsenkirchen und Bochum

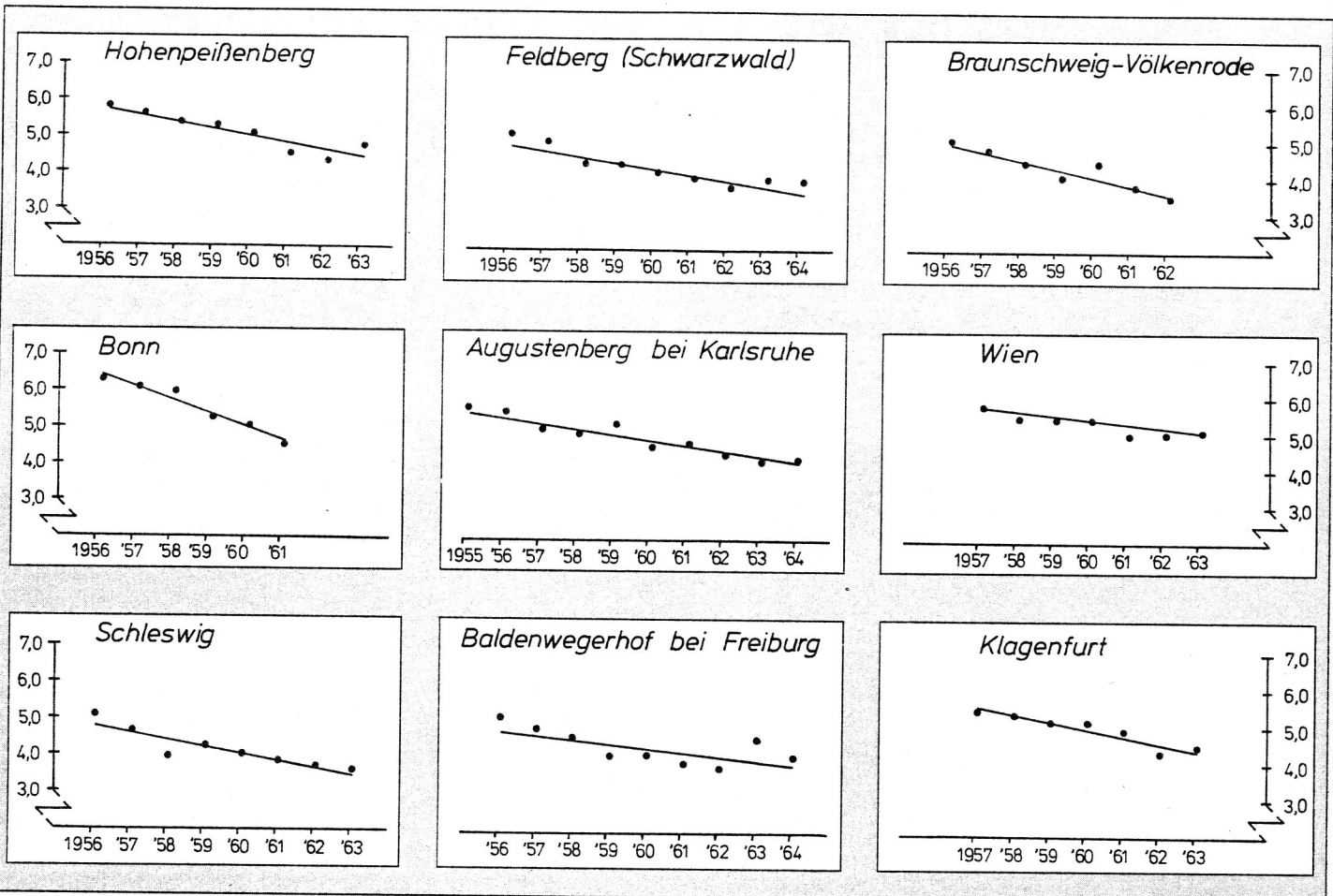


Bild 3: Trends der pH-Werte im Niederschlagswasser an Stationen der Bundesrepublik Deutschland und Österreich für den Zeitraum 1955 bis 1964

Maße in den letzten Jahrzehnten zugenommen. Dies bestätigen auch die Untersuchungen aus Nordeuropa (Drabløs et al. 1980), Kanada und den Vereinigten Staaten von Nordamerika (Likens 1976).

Sulfat, Chlorid, Calcium

Das im Niederschlagswasser in nicht unerheblichen Konzentrationen enthaltene Sulfat gelangt zu etwa 90% als SO_2 aus Verbrennungsvorgängen fossiler Energieträger in die Atmosphäre und wird dort durch verschiedene Umwandlungsprozesse letztlich in schweflige Säure, Schwefelsäure oder Sulfat umgewandelt. Knapp 10% werden direkt als fertiges Sulfat emittiert.

Die Häufigkeitsanalyse der ermittelten Sulfatkonzentrationen zeigt (Tafel 1), daß rund 48% der ermittelten Werte zwischen 8 und 16 mg Sulfat/l liegen. Extrem nied-

rige oder auch hohe Konzentrationen stehen mit der Art des gefallenen Niederschlags in engem Zusammenhang. So wurden beispielweise Gehalte zwischen 0,5 und 1,0 mg/l während intensiver sommerlicher Schauerniederschläge gemessen (Kuttler 1981). Dies ist sowohl auf die geringere Anzahl an Kondensationskernen in Schauerwolken zurückzuführen als auch auf die kürzere Verweildauer der großen und damit schnell fallenden Tropfen in der Atmosphäre. Durch beide Vorgänge werden weniger Spurenstoffe in die Tropfen aufgenommen und dem Boden zugeführt.

Überdurchschnittlich hohe Sulfatkonzentrationen verursachte dagegen langsam fallender Regen (z.B. Landregen aus Aufgleitbewölkung an einer Warmfront) mit einer größeren Anzahl an Kondensationskernen. Neben der Intensität und Dauer der Niederschläge spielt ferner aber auch noch die Länge von

Trockenperioden zwischen zwei Niederschlagsereignissen eine Rolle. So wurden z.B. Sulfatkonzentrationen von über 50 mg/l insbesondere dann gemessen, wenn dem fallenden Niederschlag eine längere Trockenperiode vorausging.

Im Winter mehr Sulfat

Unabhängig von der Niederschlagsart, -intensität und -dauer zeigten die Untersuchungen ferner eine Überlagerung durch die Jahreszeiten Sommer und Winter.

In den Sommermonaten wurde gegenüber dem Winterhalbjahr eine geringere Sulfatbelastung beobachtet (Tafel 1). Die Sommerwerte wiesen ein deutliches Maximum zwischen 8 und 12 mg/l auf; eine solche Häufung war bei den Winterwerten nicht zu beobachten; relativ hohe Prozentzahlen kamen hier fast gleichverteilt zwischen 8 und 20 mg/l vor. Vergleicht

man einmal die prozentuale Verteilung der Werte zwischen 0 und 12 mg/l – also bis zum Erreichen des sommerlichen Maximums –, dann entfallen in den Sommermonaten über 51% der Werte auf diesen Bereich, während es im Winterhalbjahr nur knapp 27% sind. Die höheren Konzentrationen der Wintermonate werden auf die geringeren Austauschverhältnisse der bodennahen Atmosphäre durch verstärktes Auftreten austauscharmer Inversionswetterlagen (Kuttler 1979) und auf die stärkere lufthygienische Belastung durch Hausbrandabgase in der heizungintensiven Zeit zurückgeführt.

Der Verlauf der Chloridkonzentrationen in den einzelnen Monaten zeigte keinen ausgeprägten Jahresgang. Die am häufigsten erreichten Werte lagen mit rund 46% der Gesamtsumme im Bereich 2,1 bis 4,0 mg/l (Tafel 2). Eine Abhängigkeit zur Niederschlagsart konnte nicht festgestellt werden.

Im Sommer mehr Calcium

Deutlich höhere Belastungen in den Sommermonaten als in den Wintermonaten wiesen dagegen die Calciumgehalte der Niederschlagsproben auf (Tafel 3). Während sich in der warmen Jahreszeit die Analysenwerte zwischen 1,1 und 7,0 mg/l verteilten - eine Häufung von etwa 40% ergab sich für die Konzentrationsstufe 2,1 bis 3,0 mg/l -, beschränkten sich die Winterwerte auf ein Verteilungsspektrum zwischen 0 und 4,0 mg/l mit einem ausgeprägten Häufigkeitsmaximum (etwa 45%) zwischen 3,1 und 4,0 mg/l. Die höheren Werte in den Sommermonaten dürften auf einen höheren Turbulenzgrad der Atmosphäre und einer damit verbundenen stärkeren Staubaufnahme zurückzuführen sowie mit einer gegen-

über den Wintermonaten häufiger auftretenden Bautätigkeit und der dadurch bedingten Staubbefreiung zu erklären sein.

Für geoökologische Untersuchungen im Bereich der Immissionsbelastung ist die Kenntnis des Spurenstoffeintrags in die Ökosysteme eine wichtige Größe. Diese erhält man aus den ermittelten Konzentrationen und den entsprechenden Niederschlagshöhen für festgelegte Zeit- und Flächeneinheiten.

In den Bildern 4, 5 und 6 werden die monatlichen Spurenstoffbelastungen zu den Niederschlagshöhen in Beziehung gesetzt. Über die Regressionsrechnung wird der formelmäßige Zusammenhang zwischen Depositionsmenge und Niederschlagshöhe beschrieben. Hieraus läßt sich nun sehr einfach bei Kenntnis der monatlichen

Niederschlagsmenge die zu erwartende Immissionsbelastung ablesen oder mit den angegebenen Formeln berechnen. So gelangen beispielsweise im niederschlagsreichsten Monat Juli (88,3 mm, langjähriges Mittel) etwa 950 mg/m² Sulfat, 280 mg/m² Chlorid und 260 mg/m² Calcium in den Boden, im niederschlagsärmsten Monat Februar (55,2 mm) verringert sich dagegen die Depositionsmenge für Sulfat auf etwa 710 mg/m², für Chlorid auf 190 mg/m² und für Calcium auf 160 mg/m².

Höhere Belastung in Industriegebieten

Im Vergleich zu denjenigen Werten, die an einer industriefernen Reinluftstation im Bayerischen Wald ermittelt wurden, ist die Zufuhr anthropogener Spurenstoffe in

industriebelasteten Ökosystemen um ein Vielfaches höher, wie die Werte in Tafel 4 erkennen lassen.

Ökosystembelastung

Für viele Biotope sind der Ablagerungsvorgang und die Einwirkung atmosphärischer Spurenstoffe noch nicht hinreichend quantitativ und qualitativ geklärt. Insbesondere sollten diesem Einfluß saurer Niederschläge pauschal zugeschriebenen ökosystemaren Belastungen oder Schädigungen differenzierter gesehen werden. Es sollte bedacht werden, daß durch die Industrie geprägte Gebiete im Hinblick auf die Möglichkeiten der Spurenstoffablagerungen andere Senkenschwerpunkte aufweisen als Reinluftökosysteme.

Der wesentlichste Ablagerungsmechanismus in Indu-

Tafel 1: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Sulfatkonzentrationen an der Station Bochum (Meßzeitraum Mai 1978 bis April 1980)

mg · l ⁻¹	0 - 4	4,1 - 8,0	8,1 - 12,0	12,1 - 16,0	16,1 - 20,0	20,1 - 24,0	24,1 - 28,0	28,1 - 32,0	32,1 - 36,0	36,1 - 40,0	> 40
Mittel % 104 Analysen	3,9	5,8	27,2	20,4	13,6	7,8	6,8	3,9	5,8	1,9	2,9
Sommer % 51 Analysen	6,0	-	45,2	15,8	9,7	9,8	5,8	-	3,9	1,9	1,9
Winter % 53 Analysen	-	7,5	18,9	18,9	17,0	5,6	7,5	7,5	7,5	3,8	5,8

Tafel 2: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Chloridkonzentrationen an der Station Bochum (Meßzeitraum Mai 1978 bis April 1980)

mg · l ⁻¹	0 - 2	2,1 - 4,0	4,1 - 6,0	6,1 - 8,0	8,1 - 10,0	10,1 - 12,0	12,1 - 14,0	14,1 - 16,0
% 72 Analysen	5,5	45,9	34,8	4,1	4,1	2,8	1,4	1,4

Tafel 3: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Calciumkonzentrationen an der Station Bochum (Meßzeitraum Mai 1978 bis April 1980)

mg · l ⁻¹	0 - 1	1,1 - 2,0	2,1 - 3,0	3,1 - 4,0	4,1 - 5,0	5,1 - 6,0	6,1 - 7,0
Mittel % 72 Analysen	2,8	8,3	40,3	30,5	9,7	7,0	1,4
Sommer % 43 Analysen	-	9,3	39,7	20,9	16,2	11,6	2,3
Winter % 29 Analysen	6,8	8,8	41,5	44,9	-	-	-

striegebieten oder in industriennahen Räumen ist die trockene Spurenstoffdeposition, da hier nur ein geringer Teil über die Niederschläge dem Boden zugeführt wird. In industriefernen Reinluftgebieten ist dagegen der Ablagerungsschwerpunkt vornehmlich auf die Seite der nassen Deposition verschoben. Der Anteil der trockenen Deposition erscheint hier gering. Das bedeutet jedoch, daß die Höhe des Spurenstoffeintrags in Reinluftgebieten überwiegend durch die Menge der fallenden Niederschläge bestimmt wird.

Hieraus resultiert insbesondere für diejenigen Räume eine erhöhte nasse Deposition, die hohe jährliche Niederschlagssummen aufweisen. Gebiete, die durch den nassen Spurenstoffeintrag in der Bundesrepublik Deutschland gefährdet sind, liegen in der Eifel (900 bis 1200 mm Niederschlag), im Hochsauerland (1000 bis 1400 mm), im Bayerischen Wald (750 bis 1500 mm), im Schwarzwald (1000 bis 1500 mm) und in den Alpen (1000 bis 2000 mm).

Wälder stärker belastet

Eine beträchtliche Erhöhung des Spurenstoffeintrags bewirken in diesem Zusammenhang vegetationsbestandene Flächen (Höfken et al. 1981). Wälder beispielsweise, die je nach Bestandsart über unterschiedlich hohe Blattflächenindices verfügen (7-15 nach Whittaker und Likens 1975, Larcher 1980), treten als effektive Filter durch die Ab- und Adsorption von Spurenstoffen an den Assimilationsorganen und der Sproßachse in Trockenperioden auf.

Nachfolgende Niederschläge reichern sich mit den Spurenstoffen an und lassen im Vergleich zum Freiland ein um ein Vielfaches stärker konzentriertes Regenwasser in Form der Kronentraufe, des Kronendurchlasses und des Stammabflusses den Waldböden zukommen. Diese erhöhten Säure- und Spurenstoffakkumulationen führen im Bereich von Flora

und Fauna zu den verschiedensten Belastungen und Schädigungen der Produzenten-Konsumenten-Zersetzer-Kette.

Untersuchungen an ausgewählten Standorten in Nordrhein-Westfalen, im Solling und in Berlin (Butzke 1980 Ulrich et al. 1979, Blume 1981) machen eine zuneh-

mende Versauerung des Waldbodens in den letzten beiden Jahrzehnten wahrscheinlich. So sank der pH-Wert an Bodenprofilen in Nordrhein-Westfalen je nach Bodentyp um 0,12 bis 1,15 Einheiten. Im Raum Berlin konnten Reduzierungen der pH-Werte zwischen 1960 und 1972 von pH = 3,6 auf

pH = 2,7 nachgewiesen werden. Die Folge der Zunahme des Bodenwassersäuregehaltes liegt in einer Verminderung der Sorptionseigenschaften für Nährstoffe sowie in einer Mobilisierung der Schwermetalle, so daß diese von den Pflanzen unkontrolliert aufgenommen werden und Schädigungen am Wur-

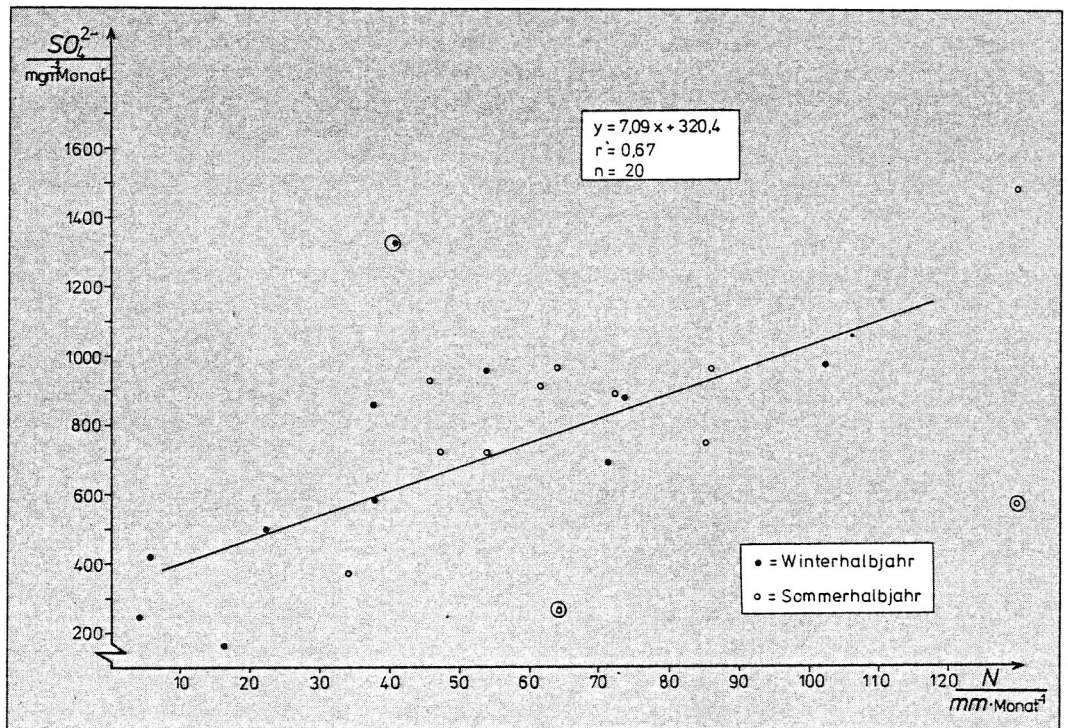


Bild 4: Sulfatdeposition in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe (Mai 1978 bis April 1980)

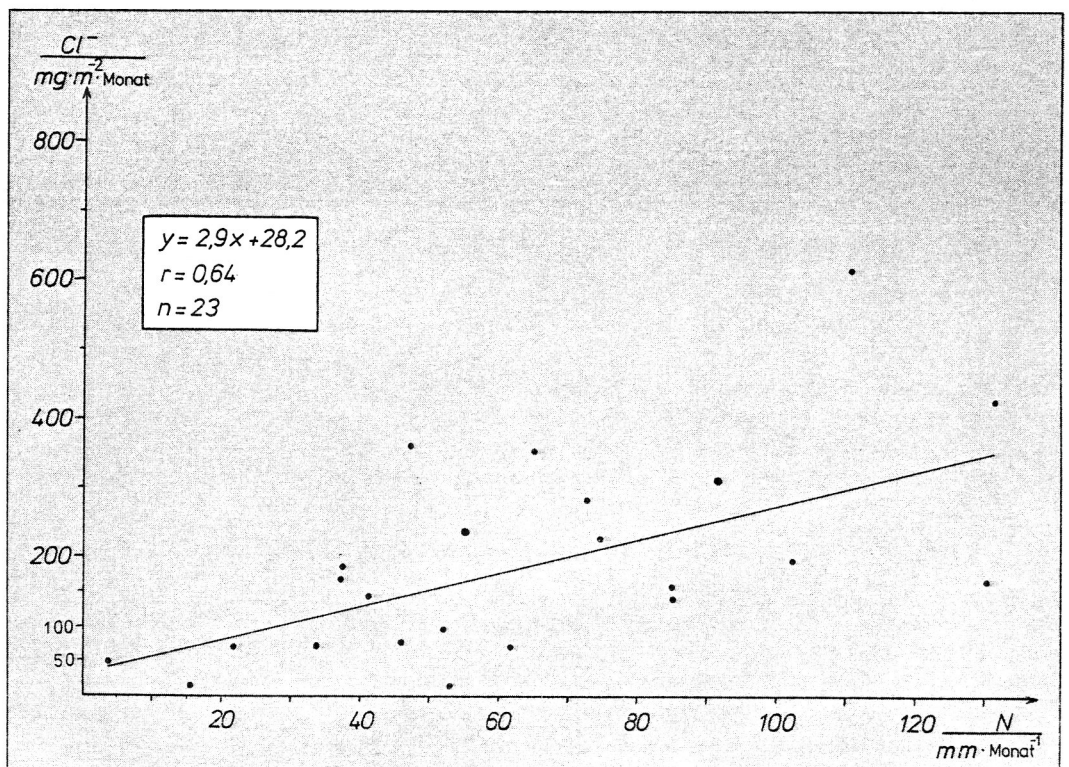


Bild 5: Chloriddeposition in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe (Mai 1978 bis April 1980)

zelsystem und an den Blättern verursachen können.

Schäden an Bauwerken

Schädigungen lassen sich jedoch nicht nur in der Natur nachweisen, sondern auch an Bauwerken. Vornehmlich Gebäude aus Kalk- und Kalksandstein sowie Betonbauten unterliegen durch die auf trockenem und feuchtem Wege erfolgende Spurenstoffdeposition in den Industriegebieten einem in den letzten Jahrzehnten zu beobachtenden beschleunigt ablaufenden Verwitterungsprozess. Untersuchungen am Kölner Dom und auch an Betonbauten (Luckat 1976, Ruffert 1981) belegen dies. Kostspielige Sanierungsmaßnahmen, wie z.B. in Form witterungsfester Anstriche, sollen die leicht angreifbaren Bauteile vor weiterer Auflösung schützen; dies ist notwendig, da die pH-Werte zwischen 4,0 und 4,5, wie sie z.B. an der Station Bochum gemessen werden, als „sehr stark angreifend auf Betonbauten“ (DIN 4030) klassifiziert werden.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen lassen deutlich werden, daß auf nationaler

Tafel 4: Jährliche Deposition an Sulfat, Chlorid und Calcium in einem urbanen Ökosystem (Ruhrgebiet) und einem Reinluftökosystem (Bayerischer Wald), Meßzeitraum Ruhrgebiet: Mai 1978 bis April 1980, Bayerischer Wald: Januar 1980 bis Dezember 1980; in kg/ha · a)

	Sulfat	Chlorid	Calcium
Ruhrgebiet	104	32	23
Bayerischer Wald ¹	36	5	3,6

¹ Werte nach Umweltbundesamt (1981)

und internationaler Ebene eine weitere Emissionsverminderung im Bereich aller Quellen erzielt werden muß, um den anthropogenen Spurenstoffeintrag in die Atmosphäre und damit eine Belastung der Biosphäre wirksam zu reduzieren.

Wilhelm Kuttler

Schrifttum

Blume, H.-P. (1981): Alarmierende Versauerung Berliner Forsten. - In: Berliner Naturschutzblätter 25, S. 713 - 715.
 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.
 Davies, T. D., und K. W. Nicholson (1982): Dry deposition velocities of aerosol sulphate in rural Eastern England. - In: H. W. Georgii und J. Pankrath (eds.): Depositions of Atmos-

pheric Pollutants, S. 31 - 42, Dordrecht, Holland.
 DIN 4030 (1969): Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase.
 Drablos, D., und A. Tollan (eds.) (1980): Ecological impact of acid precipitation. - SNSF Project, Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway.
 Garland, J. A. (1978): Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. - In: Atmospheric Environment 12, S. 349 - 362.
 Georgii, H. W. (1981): Luftchemische Umsetzungen und Verweildauer von Luftverunreinigungen beim regionalen und globalen Transport. - In: Hohe Schornsteine als Element der Luftreinhaltungspolitik in NW, hrsg. vom Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NW, S. 39 - 53.
 Höfken, K.-D., H. W. Georgii und G. Gravenhorst (1981): Untersuchungen über die Deposition atmosphärischer Spurenstoffe an Buchen- und Fichtenwald. Berichte des Institutes für Meteorologie und Geophysik der Univ. Frankfurt/M., Nr. 46.
 Kayser, K., K. Jessel, A. Köhler und G. Rönicke (1974): Die pH-Werte in der Bundesrepublik Deutschland

1967 - 1972. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Mitteilungen IX der Kommission zur Erforschung der Luftverunreinigung.
 Klockow, D., H. Denzinger und G. Rönicke (1978): Zum Zusammenhang zwischen pH-Wert und Elektrolytzusammensetzung von Niederschlägen. - In: VDI-Berichte Nr. 314, S. 21 - 26.
 Kuttler, W. (1979): Einflußgrößen gesundheitsgefährdender Wetterlagen und deren bioklimatische Auswirkungen auf potentielle Erholungsgebiete. - Bochumer Geografische Arbeiten, H. 36, Paderborn, 130 S.
 Kuttler, W. (1981): Zur Niederschlagswasserqualität eines industriellen Ballungsraumes. Vorläufige Ergebnisse einer Untersuchung über die Belastung urbaner Ökosysteme durch anthropogene Schadstoffe. - 43. Deutscher Geographentag, Oktober 1981, Mannheim, im Druck.
 Kuttler, W. (1982 a): Zum Ausmaß der Schwefelablagerung im Ruhrgebiet. - In: Sicherheit in Chemie und Umwelt, im Druck.
 Kuttler, W. (1982 b): Saure Niederschläge. - Vortrag vor dem Kolloquium des Instituts für Umweltschutz, Dortmund, im Druck.
 Larcher, W. (1980): Ökologie der Pflanzen. 3. Auflage, Stuttgart.
 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. - In: Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, 37, S. 112 - 122.
 OECD (1977): The OECD programme on long-range transport of air pollutants. Paris.
 Perseke, C., S. Beilke und H. W. Georgii (1980): Die Gesamtschwefeldeposition in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage von Meßdaten des Jahres 1974. Berichte des Institutes für Meteorologie und Geophysik der Univ. Frankfurt/M., Nr. 40.
 Riehm, H., E. Quellmalz und M. Kraus (1965): Ergebnisse atmosphärisch-chemischer Untersuchungen in Mitteleuropa. - In: Zentralblatt für biologische Aerosolforschung, 12, S. 434 - 454.
 Ruffert, G. (1981): Schadstoffe der Luft zerstören den Beton. - In: VDI-Nachrichten, 1, S. 6.
 Sehmel, G. A. (1980): Particle and gas dry deposition. - In: Atmospheric Environment 14, S. 983 - 1011.
 Ulrich, B., R. Mayer und D. K. Khanna (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. - In: 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, Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW, S. 9 - 25.
 Umweltbundesamt (1981): Luftqualität 1980. Meßnetz des Umweltbundesamtes. Pilotstation Schauinsland.
 Whittaker, H. R., und G. E. Likens (1975): The biosphere and man. - In: H. Licht und R. H. Whittaker: Primary productivity of the biosphere. Ecological studies 14, S. 305 - 328. Berlin.

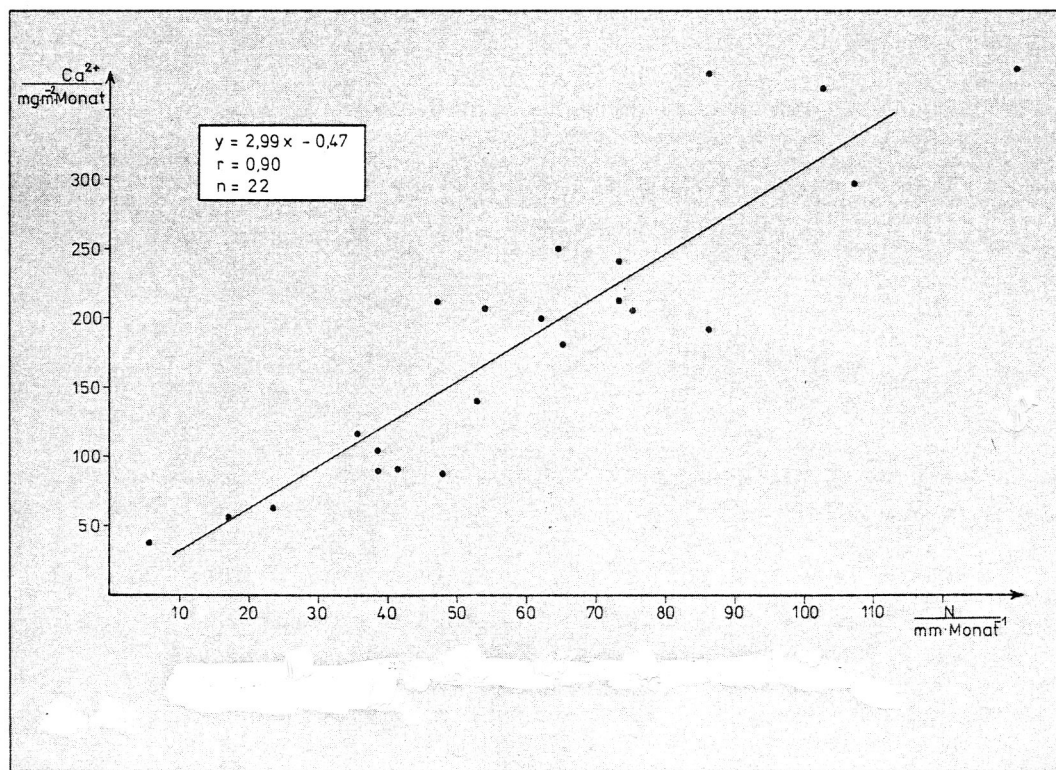


Bild 6: Calciumdeposition in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe (Mai 1978 bis April 1980)