

Depositionen säurebildender Luftschadstoffe – chemische Parameter, Säurestöße

Alfred Hamm

1. Einleitung

Für das betrachtete Untersuchungsgebiet, nämlich die versauerungssensitiven Landschaften des nord- nordostbayerischen Grundgebirges (vgl. Beitrag LEHMANN) liefern die Untersuchungen der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt hinsichtlich der Depositionen säurebildender Luftschadstoffe eine hervorragende Grundlage (HÜSER u. REHFUESS, 1988). Daraus ist Abb. 1 entnommen, die die jährlichen Depositionen von H^+ , SO_4 -S und NO_3 -N aus dem Meßzeitraum 1984-86 wiedergibt; also dem gleichen Zeitraum, in dem auch die Untersuchungen zur Gewässerversauerung durch die BayLWF durchgeführt worden sind. Es sind die Depositionen von Freiland- und Waldstandorten dargestellt, wobei sich insbesondere zeigt, daß die H^+ - und SO_4 -S-Depositionen im Oberpfälzer Wald und Steinwald deutlich höher sind, als im Bayerischen Wald, während die Nitrat-Depositionen sich nicht unterscheiden. Zum Vergleich sind Depositionsmessungen aus einer Station bei Landau/Isar und Gotzing (Alpenvorland) angeführt.

Im Folgenden kann gezeigt werden, daß sich auch bezüglich der Gewässerversauerung in den Grundzügen ein ähnliches Verteilungsmuster ergibt. Schwerpunkte der Gewässerversauerung in Bayern sind das Fichtelgebirge und der nördliche Oberpfälzer Wald. Nach Südosten zu nimmt sie deutlich ab, wobei jedoch wiederum in den Hochlagen des Bayerischen Waldes eine Zunahme der Häufigkeit von Gewässern mit sehr niedrigen pH-Werten festzustellen ist. Wie für kaum ein anderes Gebiet in der Bundesrepublik Deutschland läßt sich im bayerischen Grundgebirge mit seiner relativ einheitlichen geologischen Struktur eine großräumige Deckung zwischen der Höhe der atmosphärischen Säureinträge, insbesondere auch der Schwefelverbindungen, und der Gewässerversauerung erkennen. Zusätzlich spielen aber natürlich auch hier lokale Standorteigenschaften, wie Bodentyp, Gestein (Gneis, Granit, etc.), Morphologie, Landnutzung u. a. eine mehr oder weniger starke überformende Rolle.

Aus gewässerökologischer Sicht ist insbesondere das Auftreten von Säurestößen wichtig, so daß auf entsprechende Ergebnisse und Folgerungen dazu näher eingegangen wird. Ferner wird gegenwärtig die Frage der Kalkung stark diskutiert, so daß auch dazu etwas gesagt werden soll. Eine ausführliche Schilderung der chemischen und biologischen Untersuchungen im Forschungsprogramm der BayLWF ist im Bericht der BayLWF bei BAUER et al. (1988) enthalten, auf den verwiesen wird. Hier soll eine Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse insbesondere in Hinblick auf o. a. Zusammenhänge gebracht werden.

2. Regionale Verbreitung

Die Abbildungen 2 a-d bringen eine Übersicht zur pH-Wert-Situation im ganzen Untersuchungsgebiet. Dargestellt sind die minimal gemessenen pH-Werte (Abb. 2 a, b), wobei dahinter jeweils mehrere Meßwerte zu verschiedenen Bereisungen in den Jahren 1984-1987 stehen. Minimale pH-Werte treten insbesondere in der Schneeschmelze auf, aber auch bei Starkregenereignissen (siehe Pkt. 4). Selbstverständlich ist die Erfassung derartiger Situationen sehr zufallsbedingt. Dennoch zeichnet sich damit ein durchaus brauchbares Bild zur regionalen Verbreitung der Gewässerversauerung ab. Dies wird ergänzt durch Abb. 2 c, d, in der die auch bei Niedrigwasser (in der Regel im Herbst) vorliegenden pH-Werte dargestellt sind. Als permanent versauerte Gewässer werden diejenigen bezeichnet, die auch bei Niedrigwasser einen pH-Wert $< 4,3$ aufweisen oder zumindest $< 5,0$; wo also das Karbonatpuffersystem selbst bei Niedrigwasser keine oder nur eine sehr geringe Rolle spielt. Solche permanent versauerten Gewässer waren im Untersuchungszeitraum besonders häufig im Fichtelgebirge (z. B. Steinbach, Obere Lamitz, Lehstenbach, Obere Rösau und obere Fichtelnaab, Fichtelsee) und im Bereich des Flossenbürger Granitmassives (Zuflüsse in der oberen Waldnaab, Rumpelbach, Mühlbach) zu finden. Auch die Bayerwaldseen, Rachelsee, Kl. und Großer Arbersee und einige hochgelegene Klausen mit pH-Werten um 4,5-4,7 gehören dazu einschließlich der Zuflüsse zu diesen stehenden Gewässern. Im Frankensteinwald fanden sich niedrige pH-Werte $< 5,0$ im Bereich der Grubenbaue mit dem Abbau bituminöser Ton-schiefer (Loquitz und Zuflüsse) an der oberen Ölschnitz und Quellbächen der Nordhalbener Ködel. Einige Bäche mit niedrigen pH-Werten fanden sich auch in der Gegend um Mittwitz. Stark sauer sind auch Grubenbaue bei Schwandorf. Nähere Untersuchungen dazu wurden jedoch nicht durchgeführt.

Die regionale Verbreitung der Sulfatkonzentrationen zeigt ebenfalls ein deutliches Gefälle in den untersuchten Oberflächengewässern vom nordbayerischen Raum in Richtung zum Bayerischen Wald. Bei den Gewässern im Bayerischen Wald liegen die Sulfatkonzentrationen mit wenigen Ausnahmen < 10 mg/l. Dabei ist im Vergleich mit früheren Untersuchungen anzunehmen, daß die Sulfatkonzentrationen in den vergangenen Jahrzehnten auch hier erhöht worden sind, da frühere Veröffentlichungen durchgehend niedrigere Konzentrationen angeben (MATTHESS, 1963). In der Größenordnung ist hier etwa eine Verdoppelung der Sulfatkonzentrationen gegenüber dem

geogenen Hintergrund anzunehmen. Bei den Oberflächengewässern des Fichtelgebirges liegen sie im Bereich zwischen 15-30 mg/l und sind damit gegenüber dem geogenen Hintergrund um etwa das 10-fache erhöht. Ähnliches gilt für die Gewässer im nördlichen Oberpfälzer Wald. Im Frankwald treten ebenfalls z. T. hohe Sulfatkonzentrationen auf, die dort jedoch überwiegend geogen bedingt sind (Alaunschiefer).

Zwischen pH-Wert-Situation und der Sulfatkonzentration finden sich bei höheren Sulfatkonzentrationen deutliche Beziehungen (vgl. Abb. 3 a-d und Pkt. 3). Dagegen ist ein Zusammenhang zwischen niedrigen pH-Werten und den jeweiligen Nitratkonzentrationen aus dem vorliegenden Datenmaterial nicht zu erkennen. Die Gewässer im Bayerischen Wald sind mit Konzentrationen meist $< 5 \text{ mg/l NO}_3^-$ in der Regel nitratärmer als die Gewässer in den anderen untersuchten Teilgebieten (NO_3^- meist um 5-10 mg/l). Bei landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten bzw. bei Siedlungseinflüssen sind (bei entsprechendem pH-Anstieg) die Nitratkonzentrationen meist höher. Es ist zu berücksichtigen, daß die Stickstoffverbindungen einem wesentlich intensiveren Umsatz in Vegetation, Boden und Gestein unterliegen als Schwefelverbindungen.

Entsprechend der naturräumlichen Gliederung (MEYNEN, et al., 1962) wurden die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen differenziert nach den vier erfaßten Landschaftsräumen Frankwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und Bayerischer Wald jeweils in Beziehung zur pH-Wert-Situation dargestellt. Hiermit lassen sich neben Aussagen zur regionalen Verbreitung auch Hinweise über das Ursachengefüge der Gewässerversauerung erhalten.

3. Beziehungen chem. Parameter zur pH-Wert-Situation

Hinsichtlich Sulfat zeigen die in Abb. 3 a-d für die genannten vier Teilräume dargestellten Verhältnisse, daß im Fichtelgebirge und Oberpfälzer Wald bei den dort vorliegenden hohen Sulfatkonzentrationen eine deutliche Beziehung zum jeweils gemessenen pH-Wert vorliegt, wobei dieser Anstieg etwa $< \text{pH } 6,0$ beginnt und dann etwa linear mit sinkendem pH-Wert verläuft. Bei permanent versauerten Gewässern ist Sulfat das absolut dominierende Anion (bis $> 90 \%$ Ionenaqu., Abb. 4, Beispiel Waldnaab). Beim Steinbach im Fichtelgebirge (Gr. Kornberg), einem der Modelleinzugsgebiete und der wahrscheinlich am stärksten versauerte Bach des ganzen Untersuchungsgebietes wird diese Beziehung besonders deutlich, wenn man nur die Probestellen aus reinen Waldstandorten selektiert (Abb. 10 a). Bei den Wässern des Bayerischen Waldes wird bei den dort vorliegenden niedrigen Konzentrationen dagegen eine Beziehung zur pH-Wert-Situation nicht mehr erkennbar. In der Anionenbilanz spielt hier auch Nitrat als versauerndes Anion eine größere Rolle, ohne daß, wie dargelegt, eine Beziehung zur jeweiligen pH-Wert-Situation erkennbar sind (Abb. 5).

Die Konzentrationen an organischen Stoffen (DOC und spektr. Absorptionskoeffizient b. 254 nm) weisen eine sehr deutliche Beziehung zum pH-Wert auf; sie steigen unterhalb eines pH-

Wertes von etwa 5,0 allmählich, unterhalb pH 4,5 (beim Steinbach $< \text{pH } 4,2$) stark an (Abb. 6 a, b und 10 b). Stark saure Gewässer sind häufig geprägt durch eine gelblich-graue Verfärbung und das Auftreten z. T. sehr stabiler Schäume, die auf diese organischen Stoffe zurückzuführen sind. Sie spielen dann in der Ionenbilanz eine zunehmend größere Rolle. Das verstärkte Auftreten org. Stoffe in sauren Gewässern ist wahrscheinlich als eine verstärkte Auswaschung von Fulvosäuren aus sauren Böden aufzufassen. Nähere Untersuchungen wurden dazu jedoch nicht durchgeführt. An der Reschbachklause im Bayer. Wald und am Kl. Arbersee wurde jedoch auch eine Verminderung der org. Stoffe gegenüber dem Zuflußwasser festgestellt, was auf eine Ausflockung der Huminstoffe im stehenden Wasser zurückzuführen ist (pH-Bereich ca. 4,5).

Die Konzentrationen an gelöstem Aluminium nehmen bei pH-Werten etwa unterhalb 5,0 zu (Abb. 7 a-d). In den Gewässern des Bayer. Waldes sind die Konzentrationen an Al im allgemeinen niedriger als im Oberpfälzer Wald und dem Fichtelgebirge mit z. T. Al-Konzentrationen bis ca. 3 mg/l. In letzteren Gebieten wird die pH/Al-Beziehung deutlicher als beim Bayer. Wald. Das trifft besonders für die selektierten Proben (reine Waldgebiete) aus dem Steinbach zu (Abb. 10 c). Im Frankwald treten in einigen Bächen die höchsten Konzentrationen an gelöstem Aluminium bis zu 9,0 mg/l auf. Dies führt zu sichtbaren Aluminium-hydroxidausflockungen am Gewässerboden.

Es besteht eine gute Korrelation DOC/Al, was auf eine Komplex-Bindung bei der Al-Mobilisierung im Boden hinweist (Abb. 10 f). Bei Cadmium ist diese Beziehung nur sehr schwach ausgeprägt (Abb. 10 c).

Eine sehr bemerkenswerte Beziehung zur pH-Wert-Situation zeigte das gelöste Silicium. Unterhalb etwa pH 4,5 fand sich Si, gelöst nur mehr in sehr geringen Konzentrationen oder war nicht nachweisbar. Die Ursachen für dieses Verhalten sind unklar. Möglicherweise haben diese verringerten Si, gelöst-Konzentrationen im niedrigen pH-Bereich Einfluß auf die Selektion in der Kieselalgenflora (Abb. 8 a, b).

Von den Schwermetallen fallen in sauren Gewässern besonders erhöhte Konzentrationen von gelöstem Cadmium auf, wobei sich eine klare Beziehung zum pH-Wert ergibt. (Abb. 9 a-d). Dies ist bei einigen Gewässern des Fichtelgebirges und Oberpfälzer Waldes besonders ausgeprägt bei Maximalkonzentrationen bis etwa über 1 $\mu\text{g/l}$ Cd (gelöst). Im Bayerischen Wald mit allgemein niedrigeren Cd-Konzentrationen werden die Zusammenhänge zum pH-Wert zunehmend undeutlicher. Für die übrigen untersuchten Schwermetalle (Blei, Zink, Eisen, Mangan und Kupfer) zeigen sich nur undeutliche oder keine Erhöhungen der Konzentrationen in Gewässern mit niedrigem pH-Wert, so daß auf die Wiedergabe von Abbildungen verzichtet wird. Möglicherweise ist ein Einfluß des pH-Wertes bei den Meßdaten von Blei und Zink jedoch verdeckt, da in den Meßwerten aus dem gesamten Datenmaterial bzw. Teilgebieten auch durch anderweitige anthropogene Einflüsse geprägte Gewässer enthalten sind, bei denen bei höheren pH-Werten ebenfalls

(z. B. verkehrsbedingt) höhere Schwermetallkonzentrationen auftreten können. Kupfer fand sich in den meisten Gewässern nur in relativ geringen Konzentrationen.

4. Säurestöße, Dynamik der Gewässerversauerung

Die minimalen pH-Werte werden in den Gewässern überwiegend im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze angetroffen. Die Schneeschmelze führt zu länger anhaltenden pH-Depressionen, die in der Regel mit einer raschen und starken pH-Absenkung am Anfang der Schneeschmelze beginnen und einen langsamen Wiederanstieg mit auslaufender Schneeschmelze aufweisen. Abb. 11 zeigt dies am Beispiel von zwei Bächen im Bayer. Wald zur Schneeschmelze 1986 mit einer Vorschneeschmelze von etwa dem 5.-10.4. und der Hauptschneeschmelze beginnend ab 20.4.. Der Säureschub bei der Schneeschmelze ist sehr stark vom Verlauf des Winters und Tauwetters abhängig. Im Frühjahr 1985, nach einem kalten, aber schneearmen Winter, waren die gefundenen pH-Depressionen deutlich geringer als im Frühjahr 1984, 1986 und 1987 nach schneereichen Wintern. Plötzlich pH-Absenkungen (pH-Schocks) finden sich auch in der Folge von Starkregenereignissen, wobei noch wesentlich tiefere pH-Werte auftreten können als bei der Schneeschmelze. Über kontinuierliche Meßstationen sowie durch unmittelbare, ereignisbezogene Messungen konnten einige Fälle solcher pH-Stürze, die innerhalb von Stunden ablaufen können, dokumentiert werden. Als tiefster gemessener pH-Wert wurde ein pH-Wert von 2,9 am Steinbach im Fichtelgebirge im Zusammenhang mit einem sommerlichen Starkregen und Abflußanstieg festgestellt (Abb. 12).

Diese Säureschübe sind durch eine Erhöhung der Leitfähigkeit gekennzeichnet, im wesentlichen bedingt durch die Erhöhung der H^+ -Ionen-Konzentration. Vielfach sind sie auch mit einem Anstieg der Sulfatkonzentrationen sowie der Konzentrationen an Aluminium und Cadmium verbunden (vgl. HAMM et al. 1989). Diese Ergebnisse bezüglich der Versauerungsschübe bei Schneeschmelze und Abflußanstiegen und der hohen Dynamik der Versauerungserscheinungen in Fließgewässern weisen darauf hin, daß der Eintrag von versauernden Stoffen zu einem erheblichen Teil auf dem Wege des oberflächlichen und oberflächennahen Ablaufes erfolgt. Anders sind die rasch, z. T. innerhalb von Stunden, eintretenden pH-Stürze, verbunden mit Konzentrationszunahmen an Sulfat, Aluminium und Schwermetallen, nicht zu erklären. Wie Boden-pH-Untersuchungen gezeigt haben (vgl. Beitrag AUERSWALD), sind die minimalen pH-Werte im Boden im Übergangsbereich Oberboden/Mineralboden zu finden. Verschiedene neuere Untersuchungen zeigen auch, daß sich hier ein Anreicherungs-horizont von atmosphären Schadstoffen befindet. Der Anstieg org. Stoffe in solchen pH-Depressionen läßt sich durch Auswaschung von org. Stoffen aus demselben Horizont erklären. Oberflächennaher Eintrag (Interflow, Hangzugwasser) sollte daher als wesentlicher Eintragungsweg versauernder Substanzen in Oberflächengewässer stärker auch in seiner quantitativen Bedeutung beachtet werden. Natürlich gibt es zahlreiche weitere Einflußgrö-

ßen, die die depositionsbedingte Versauerung überformen. So ist z. B. auf Gneis wegen der höheren Pufferkapazität bei allen Untersuchungen eine geringere Versauerung als auf Granit festzustellen. Quellbereiche sind häufig weniger versauert als nachfolgende Bachabschnitte, da sie überwiegend Wasser aus tieferen Boden- und Gesteinsschichten enthalten (Abb. 4). Bei Übertritt vom Wald in den landwirtschaftlich genutzten und besiedelten Raum treten relativ rasch Pufferungsvorgänge auf, die die Gewässerversauerung aufheben (Abb. 5). Der Übergangsbereich ist jedoch fließend; bei hohen Abflüssen werden saure Gewässer auch weit in diese Räume hinausgetragen (vgl. Beitrag LEHMANN).

5. Kalkung

Insbesondere in den skandinavischen Ländern, aber auch in USA und Kanada, wurden und werden staatlich geförderte Kalkungsmaßnahmen bei versauerten Gewässern durchgeführt. Auch bei bayerischen Gewässern wurde, insbesondere aus fischereilicher Sicht, eine Kalkung versauerter Gewässer verschiedentlich gefordert. Kalkungsmaßnahmen in Fischteichanlagen sind ohnehin üblich und in den Gebieten mit versauerten Gewässern, insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze, auch unbedingt zur Aufrechterhaltung der Fischzucht erforderlich. Zur Frage der Kalkung versauerter Gewässer gibt es einen Erfahrungsbericht von LENHART et al. (1985). Als Dosierung für direkte Kalkung werden nach schwedischen Erfahrungen je nach pH-Wert 10-30 g/m³ (Kalksteinmehl; um 50 % CaO) genannt, um einen pH-Wert > 6,5 und eine Alkalinität > 0,1 meq/l zu erreichen. Für Fließgewässer würde dies u. U. eine außerordentlich große Menge bedeuten, da es notwendig ist, gerade die hohen Abflüsse, die die pessimale Situation hinsichtlich Versauerung darstellen, abzufangen. Betrachtet man z. B. das Reschwasser mit Abflußspitzen von > 28 m³/s im Hochwasserfall, so würde dies etwa 24-72 Tonnen/Tag als Spitzendosierung an Kalksteinmehl erfordern. Ganz abgesehen davon, daß es kaum möglich erscheint, die Dosierungstechnik den äußerst rasch ablaufenden Abflußspitzen anzupassen, sind o. a. enorme Mengen nicht mehr in realistischer Weise einsetzbar. Eine Kalkung nur bei Niedrig- oder Mittelwasser allein würde jedoch nicht sehr viel nützen, da nicht abgepufferte Säurestöße kurzfristige alle Neutralisierungsbemühungen zunichte machen.

Wertet man die Ergebnisse von Weißem Regen, Waldnaab, Resch- und Saußwasser so aus, daß man die Konzentrationen an Ca^+ und HCO_3^- im versauerten Bereich mit denen vergleicht, wo flußabwärts die Versauerung aufgehoben ist, kommt man zu recht einheitlichen Ergebnissen bei allen drei Flüssen. Die Differenzen liegen etwa im Bereich von 1,5 mg/l Ca^+ bzw. 5 mg/l HCO_3^- bzw. rd. 0.08 mequ/l Alkalinität, also etwas weniger als oben angeführt. Daraus errechnet sich die notwendige Dosierung am Beispiel des Reschwassers für den Spitzenabfluß (28 m³/s) mit 3,6 t/d Ca^+ bzw. 12 t/d HCO_3^- . Zu berücksichtigen ist, daß eine vollständige Ausnutzung dieses eingebrachten Materials nicht angenommen werden kann, sondern bei dauerhafter Dosierung über Kalktanks nur von 80-90 % (LENHART et

al., 1985). Man kommt damit auf etwa die gleichen Mengen der Dosierung von Kalksteinmehl, wie für den unteren Bereich der schwedischen Dosierungsempfehlungen angeführt. Bei stärker versauerten Gewässern wie dem Steinbach wären entsprechend höhere Dosierungen erforderlich.

Für eine Flächenkalkung im Einzugsgebiet werden zur Behandlung von Fließgewässern nach den schwedischen Angaben 1-1,5 t Kalkmehl pro ha Wassereinzugsgebiet benötigt. nach LINKERS-DÖRFER und BENEKE (1987) liegt die übliche Dosierung höher und zwar bei meist 3 t/ha, also CaCO_3 . Zitat: „Legt man eine Fortdauer der gegenwärtigen Säurebelastung von 5 kmol IÄ/ha, a zugrunde und berücksichtigt die neutralisierende Wirkung der laufenden Verwitterung von 0,5 kmol IÄ/ha, a, so ergibt sich rechnerisch ein Zeitraum von größenordnungsmäßig 50 Jahren, bei einem 5-jährigen Turnus der Kalkung, bis die Basen-Neutralisierungs-Kapazität (Anmerkung: resp. Versauerung des Bodens) abgebaut ist“

Abgesehen davon, ob dieser enorme Aufwand überhaupt geleistet werden kann, ist also nur mit einer verzögerten Wirkung der Flächenkalkung zu rechnen und darüber hinaus nicht zu erwarten, daß damit gerade die Versauerungsschübe mit höheren Anteilen oberflächennah ablaufenden Wassers abgepuffert werden können. Die Flächenkalkung wird gegenwärtig im forstlichen Bereich sehr intensiv diskutiert, z. T. bereits durchgeführt. Neben der zweifelsohne gegebenen positiven und moderaten Bereitstellung von Pufferkapazität werden auch negative Einflüsse, wie Humusabbau und Nitratauswaschung befürchtet.

In Bayern wurde mehrfach eine Kalkung des Kl. Arbersees aus fischereilicher Sicht gefordert. Auch hier würde sich bei Anwendung o. a. Dosierungsempfehlungen ein Kalkbedarf von insgesamt rd. 100 t/Jahr ergeben und eine mehrfache Kalkung im Jahr, insbesondere, da der See eine Wassererneuerungszeit von nur rd. 40 Tagen hat. Es gab selbst Vorschläge einer Kombination Kalkung/Abwassereinleitung. Der Durchführung derartiger Maßnahmen konnte entsprechend der Stellungnahmen der Sachverständigen auf keinen Fall zugestimmt werden. Neben der damit verbundenen Eutrophierungsgefährdung sind solche massiven Eingriffe aus ökologischer Sicht grundsätzlich abzulehnen. Die Bayerwaldseen sind wesentliche Elemente der Naturschutzgebiete. Die seltene, an das saure Milieu angepaßte Lebewelt würde auf den verschiedenen biozönotischen Ebenen verdrängt und durch Allerweltsformen ersetzt werden. Beispielsweise würden im Kl. Arbersee wahrscheinlich bei einer derartigen Maßnahme die eigenartigen schwimmenden Inseln mit ihrer Flora und Fauna erheblichen Schaden nehmen. Der Schutz seltener aquatischer Biozöten muß unter diesen Gesichtspunkten höher bewertet werden als die unzweifelhaft positiven Auswirkungen einer Kalkung aus fischereilicher Sicht. Bei uns spielt in den meisten versauerungsgefährdeten Bächen und Seen die fischereiliche Nutzung keine wirtschaftlich bedeutende Rolle. Dagegen ist hinsichtlich der Kalkung in Fischteichanlagen nichts einzuwenden. Wie die Untersuchungen im Rahmen des Forschungsvorhabens an der BayLWF an der Fischzucht Markhof an der

oberen Fichtelnaab gezeigt haben, ist die im by-pass betriebene Kalkung bei den relativ konstanten Überleitungsmengen gut durchführbar. Allerdings führte die Abpufferung dieses Wasserteilstromes nicht zu einer ausreichenden Abpufferung des Hauptbaches bei den erhöhten Wasserführungen in der Schneeschmelze.

Es ist auch immer zu berücksichtigen, daß Kalkung nur eine Symptombekämpfung ist, und die Rückführung versauerter Gewässer auf den ihnen von Natur aus zukommenden (durchaus natürlicherweise sauren) Zustand nur durch konsequente Weiterführung der Luftreinhaltemaßnahmen zu erreichen ist.

6. Zusammenfassung und Folgerungen

Die Gewässerversauerung ist auch in Bayern in Gebieten mit pufferungsschwachen Böden und Gestein ausgeprägt, wobei das nord- und nordost-bayerische Grundgebirge mit den Landschaften Frankenwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und Bayerischer Wald das größte zusammenhängende sensitive Gebiet mit relativ einheitlicher geologischer Struktur darstellt. Es lassen sich hier eindeutige Deckungen zwischen den Depositionen säurebildender Luftschadstoffe, insbesondere dem Säureeintrag selbst (H^+) und dem Eintrag von $\text{SO}_4\text{-S}$ aufzeigen, wobei ein Gradient vom Fichtelgebirge/nördl. Oberpfälzer Wald in Richtung südlichem Oberpfälzer Wald/Bayer. Wald besteht, wobei im Bayer. Wald wiederum in den Hochlagen die Verbreitung stärker saurer Gewässer zunimmt. Es ergeben sich klare Beziehungen zwischen pH-Wert und Sulfatkonzentrationen in den Oberflächengewässern. Sulfat übernimmt in den stark sauren Gewässern zunehmend die Rolle des dominierenden Anions. Bei stark sauren Gewässern steigen auch die Konzentrationen an org. Stoffen stark an, wobei dies eher als Folge oder Begleiteffekt der Versauerung (Auswaschung von Huminstoffen, stärker wasserlöslichen Fulvosäuren) interpretiert werden kann, denn als Primärsache der Gewässerversauerung. In sauren Gewässern geht zunehmend Aluminium in Lösung, wobei auch komplexchemische Reaktionen neben der Freisetzung von Al^{3+} -Ion eine Rolle spielen dürften. Versauerte Gewässer weisen auch erhöhte Konzentrationen an gelöstem Cadmium auf, während bei anderen Metallen (Zn, Cu, Pb) stark streuende Ergebnisse erhalten wurden. Neben der pH-Wert-Absenkung sind Aluminium und die genannten Schwermetalle ökotoxikologisch von besonderer Bedeutung (vgl. Beitrag BAUER). Rasch ablaufende Säureschübe insbesondere bei Schneeschmelze und Starkregenereignissen können sehr rasch verlaufende pH-Absenkungen und Anstiege der Metallkonzentrationen mit sich bringen und damit für die Schädigungen der aquatischen Biozöten entscheidend sein. Das Auftreten dieser Säureschübe weist darauf hin, daß der Eintritt oberflächennahen Wassers bzw. Wassers, das auf kurzen Wegen ohne langen Boden- und Gesteinskontakt (Interflow, Hangzugwasser) für die Gewässerversauerung insbesondere bei den Fließgewässern von entscheidender Bedeutung ist. Kalkungsmaßnahmen, seien es unmittelbare Gewässerkalkungen oder Flächenkalkungen, sind besonders unter den Bedingungen der hohen Abflußdyna-

mik von Fließgewässern wenig effektiv bzw. nicht beherrschbar. Bei den Bayerwaldseen kann insbesondere aus der Sicht des Naturschutzes einer Kalkung nicht zugestimmt werden, da die an die besonderen Weichwasserverhältnisse angepaßte Flora und Fauna dabei wesentlich verändert würde. Unter gewissen Umständen kann eine Flächenkalkung im Einzugsgebiet positiv zu bewerten sein (z. B. Schutz von Perlmuschelbeständen), sollte aber unter streng kontrollierten Bedingungen und limnologischen Begleituntersuchungen erfolgen.

Im Rahmen eines gegenwärtig noch laufenden Monitoring-Programmes, koordiniert über die ECE, dem BMU bzw. Umweltbundesamt und in Bayern durch das Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, wird die längerfristige Entwicklung der Gewässerversauerung verfolgt. Gegenwärtig erscheint noch keine Trendänderung feststellbar; d. h. die bisherigen Maßnahmen zur Verminderung der Luftverschmutzung, insbesondere der Emissionen von Schwefelverbindungen, haben sich im Oberflächengewässer – dem letzten Glied oder Kompartiment im ökosystemaren Zusammenhang – noch nicht ausgewirkt. Insgesamt ist in diesem Geschehen mit langen Verzögerungen zu rechnen.

Literatur

BAUER, J., LEHMANN, R. und A. HAMM (1988): pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung; in: Bay. Landesanstalt f. Wasserforschung München: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. Bericht BayLWF (1988).

HAMM, A., BAUER, J., GLASSMAN, M., HOFFMANN, H. J., HOFFMANN, R. W., FISCHERSCHERL, Th. und MILLER, H. (1989):

Metallbefrachtung von Bächen in Versauerungsgebieten Nord- und Nordostbayerns und deren ökologische Bedeutung. – Jb. Vom Wasser 73, 199-225.

HÜSER, R. und REHFUESS, R. (1988):

Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen. – Schriftenreihe der Forstwiss. Fak. d. Uni München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt 86.

LENHART, B., WIETING, J. und STEINBERG, Ch. (1985):

Kalkung. Mittel gegen Versauerung? – Fischer und Teichwirt 36, 5-11.

LINKERSDÖRFER, S. und BENECKE, P. (1987):

Auswirkungen von sauren Depositionen auf die Grundwasserqualität in bewaldeten Gebieten – eine Literaturstudie. – Materialien 4/87, Umweltbundesamt. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

MATTHES, G. (1963):

Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. – Abh. Hess. L. Amt Bodenforschung 35, 85 S., Wiesbaden.

MEYNEN, E. et al. (Hrsg.) (1962):

Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd. II; Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung Bonn.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Alfred Hamm
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung
– Versuchsanlage Wielenbach
Demollstraße 31
8121 Wielenbach

Siehe Anhang: Abbildungen S. 35-53.

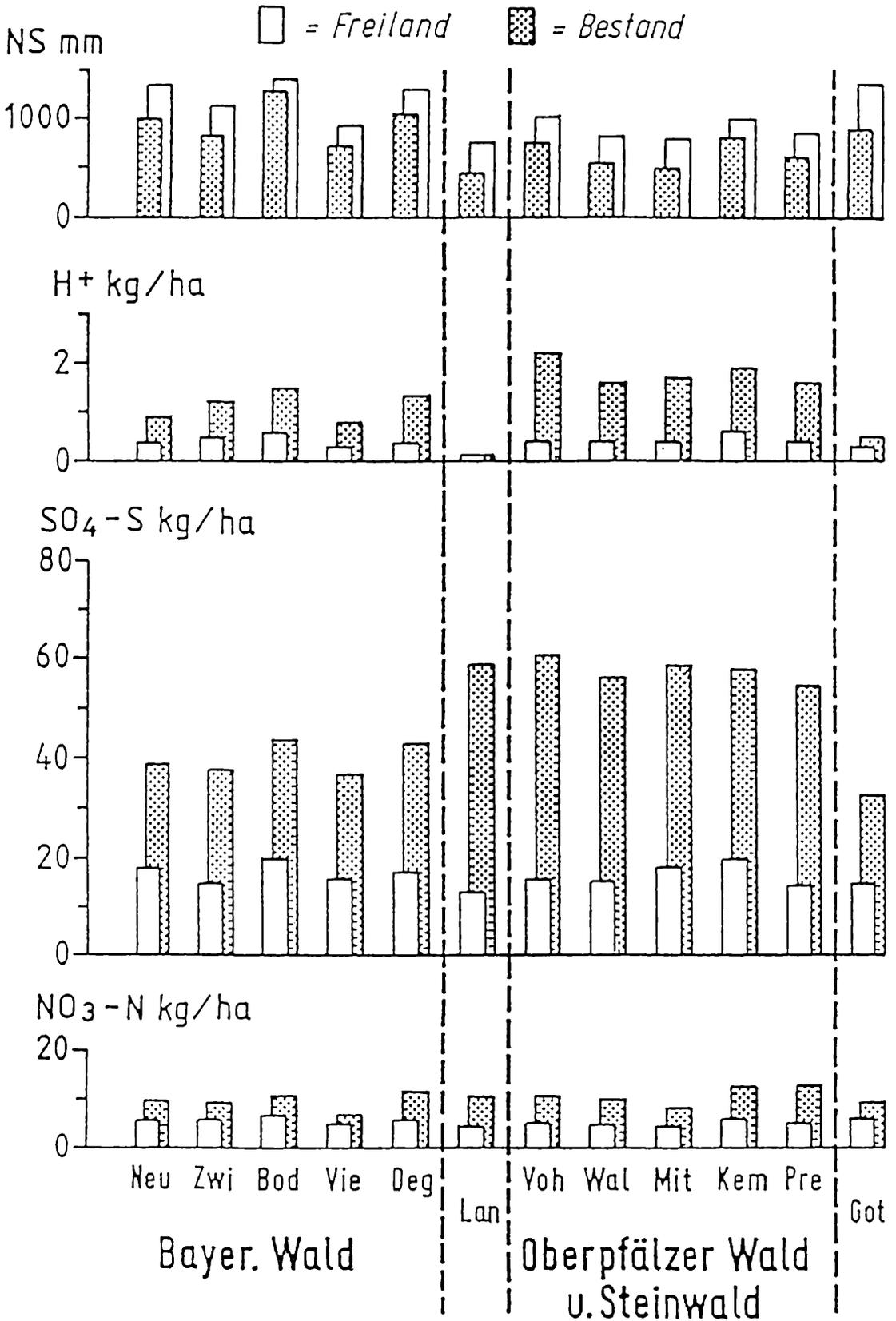


Abbildung 1

Durchschnittliche Niederschlagshöhe und Deposition von H⁺, SO₄-S und NO₃-N pro Jahr (nach HÜSER, 1988).

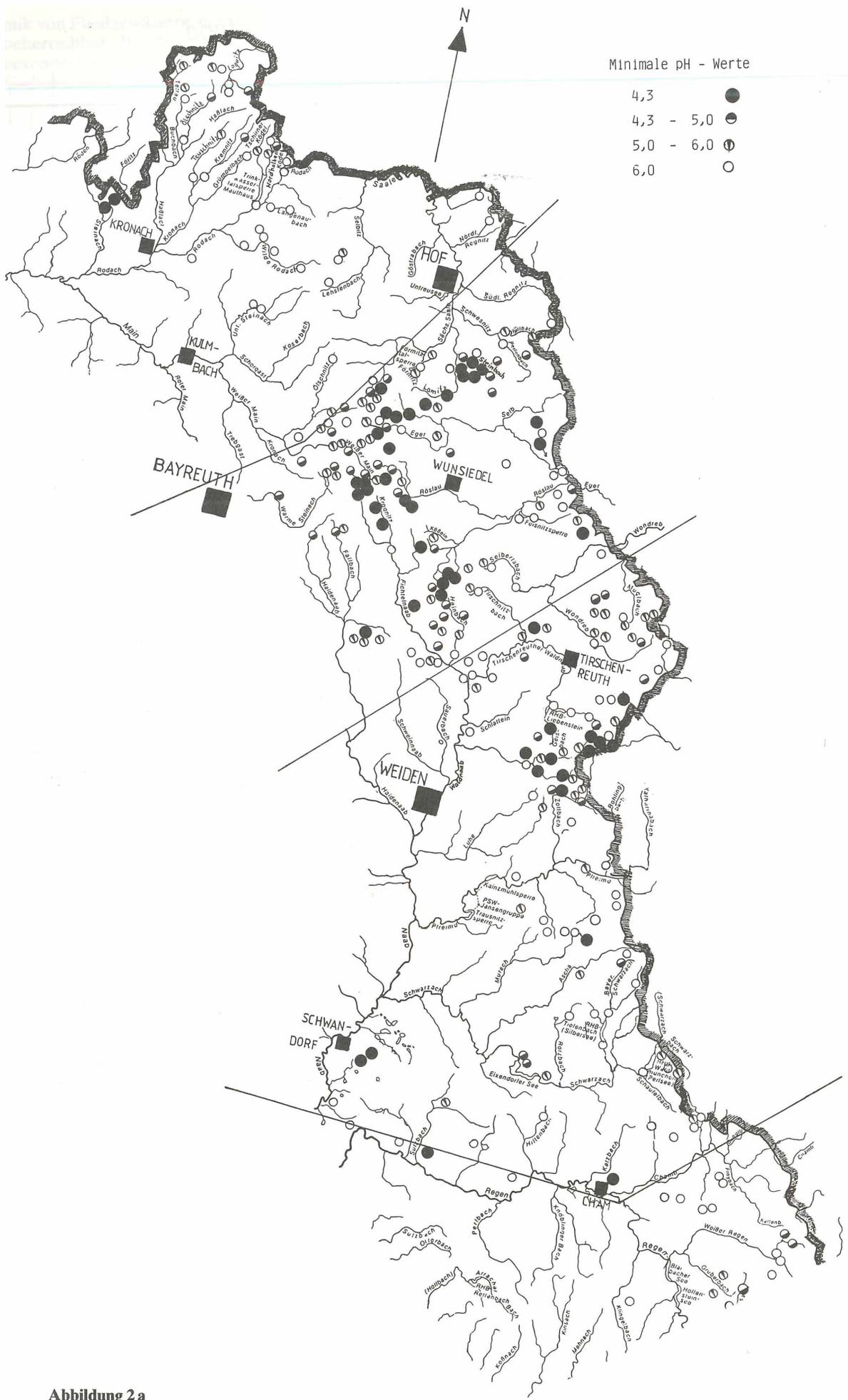


Abbildung 2 a
Minimal gemessene pH-Werte im Frankenwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald

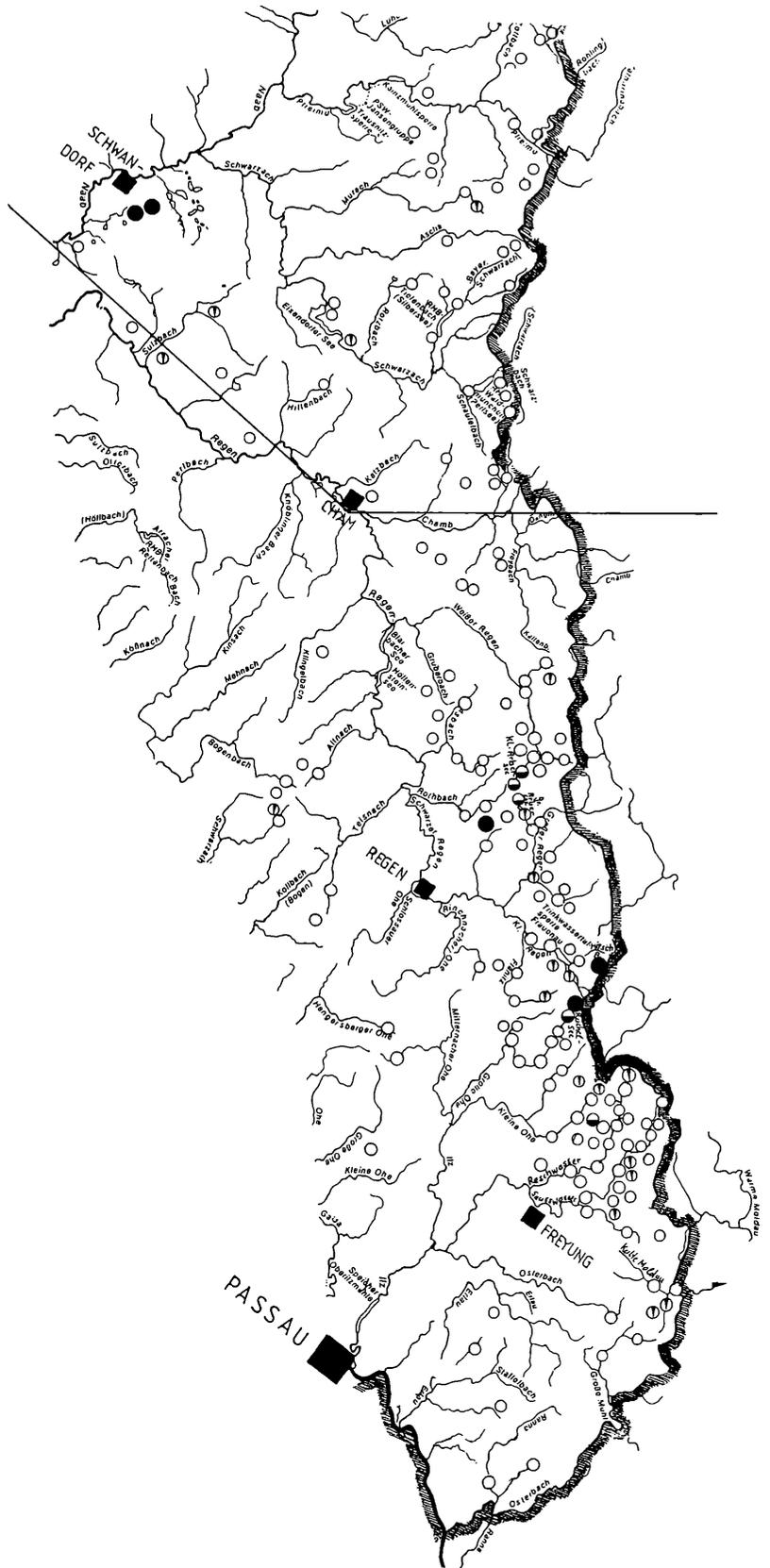


Abbildung 2 b
Minimal gemessene pH-Werte im Bayerischen Wald

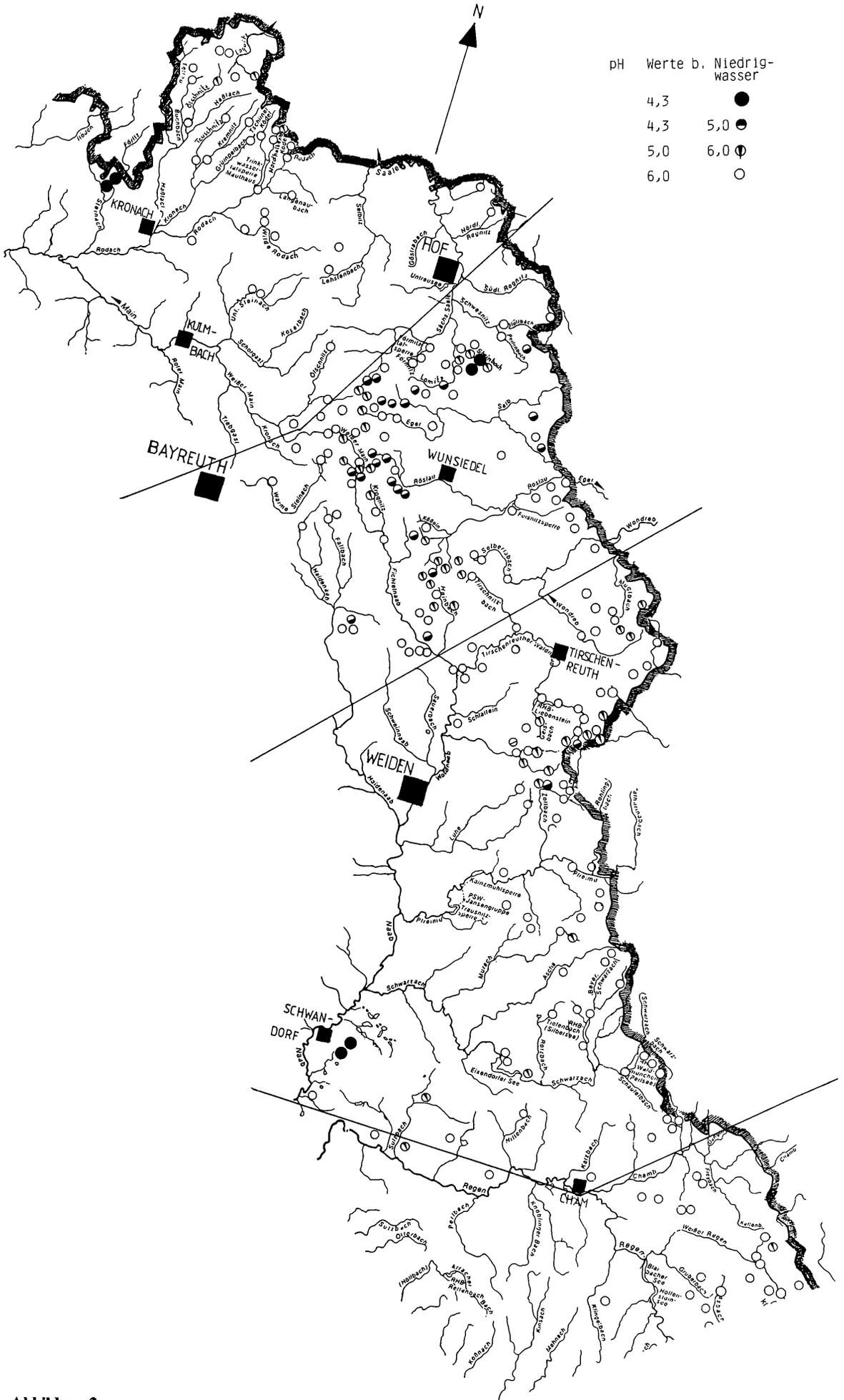


Abbildung 2c

pH-Werte in Oberflächengewässern des Frankenwaldes, Fichtelgebirges und Oberpfälzer Waldes bei Niedrigwasser

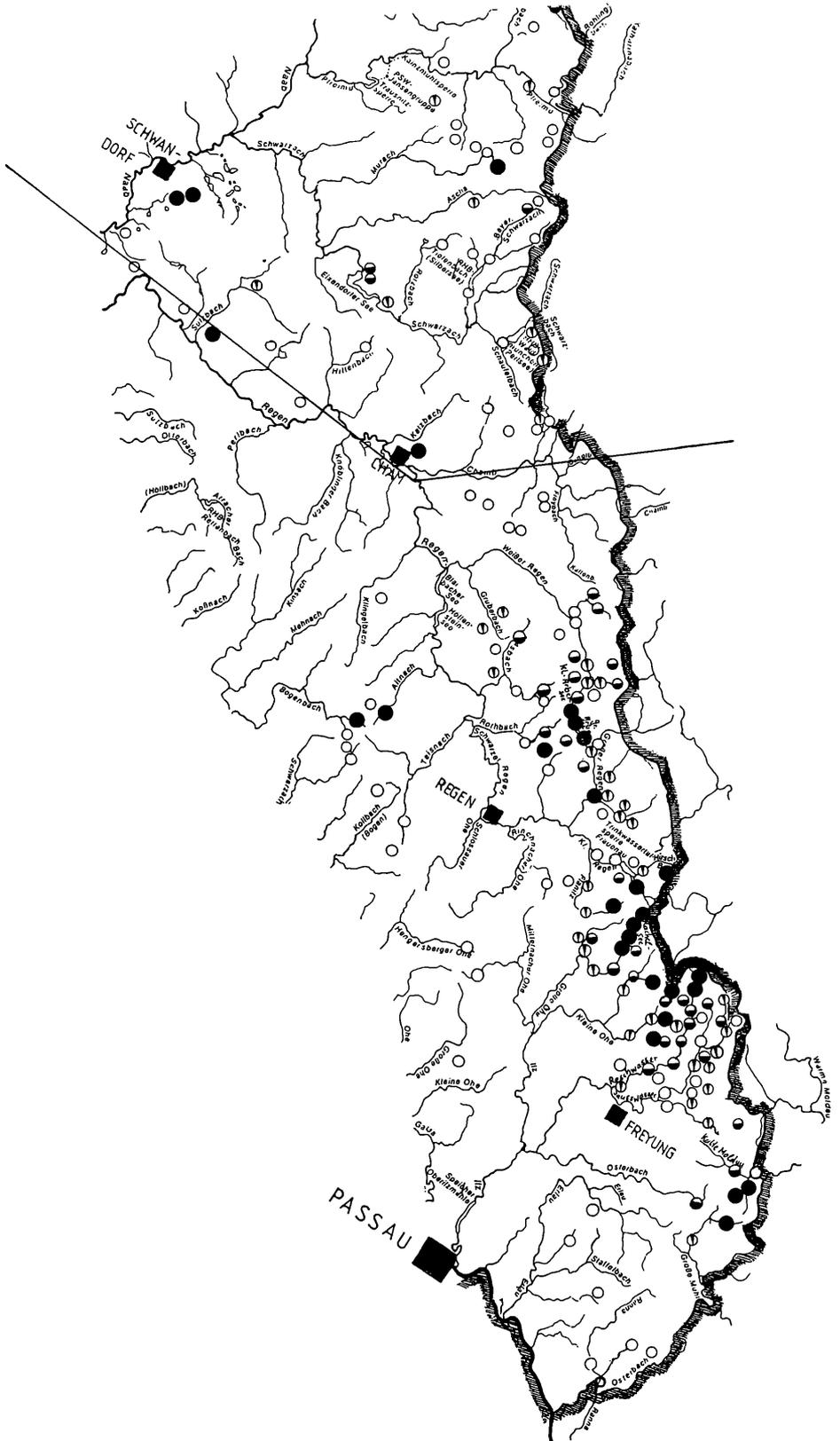


Abbildung 2 d
pH-Werte in Oberflächengewässern des Bayerischen Waldes bei Niedrigwasser

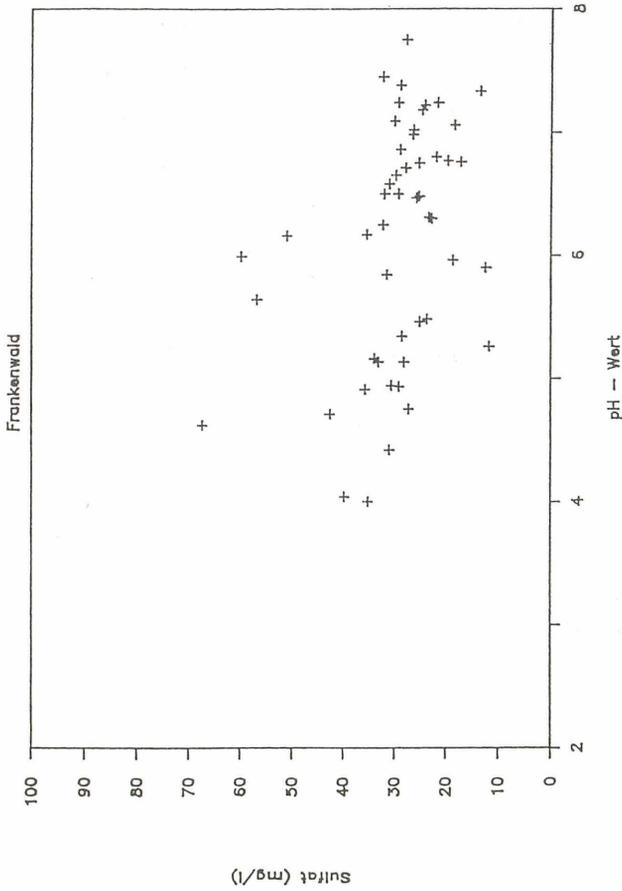


Abbildung 3 a

Korrelation pH-Wert – Sulfat

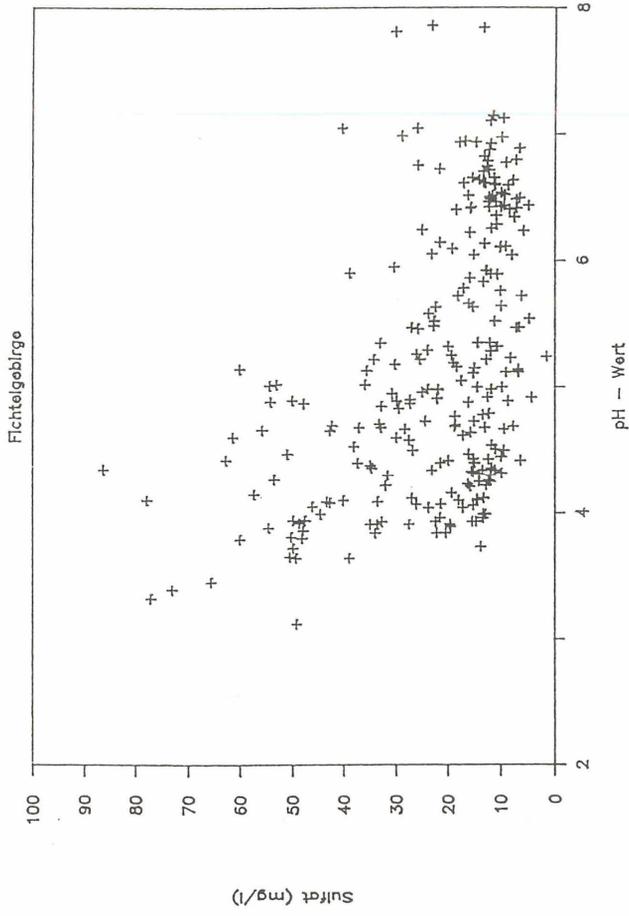


Abbildung 3 b

Korrelation pH-Wert – Sulfat

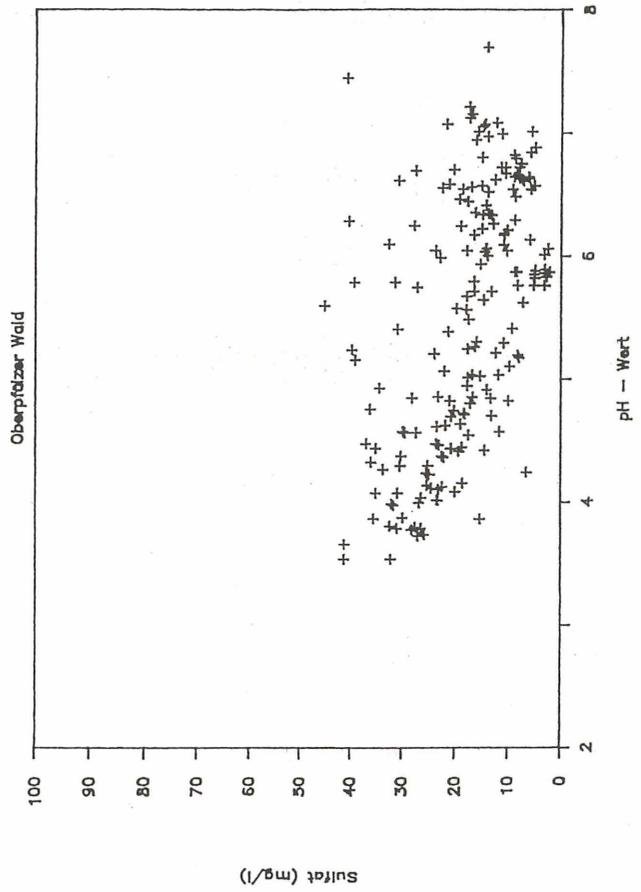


Abbildung 3 c

Korrelation pH-Wert – Sulfat

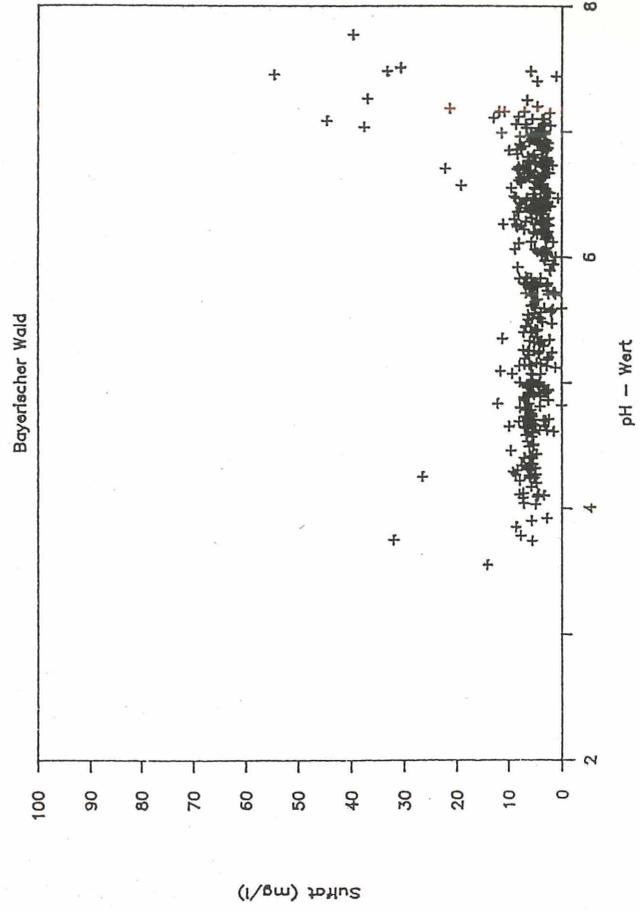


Abbildung 3 d

Korrelation pH-Wert – Sulfat

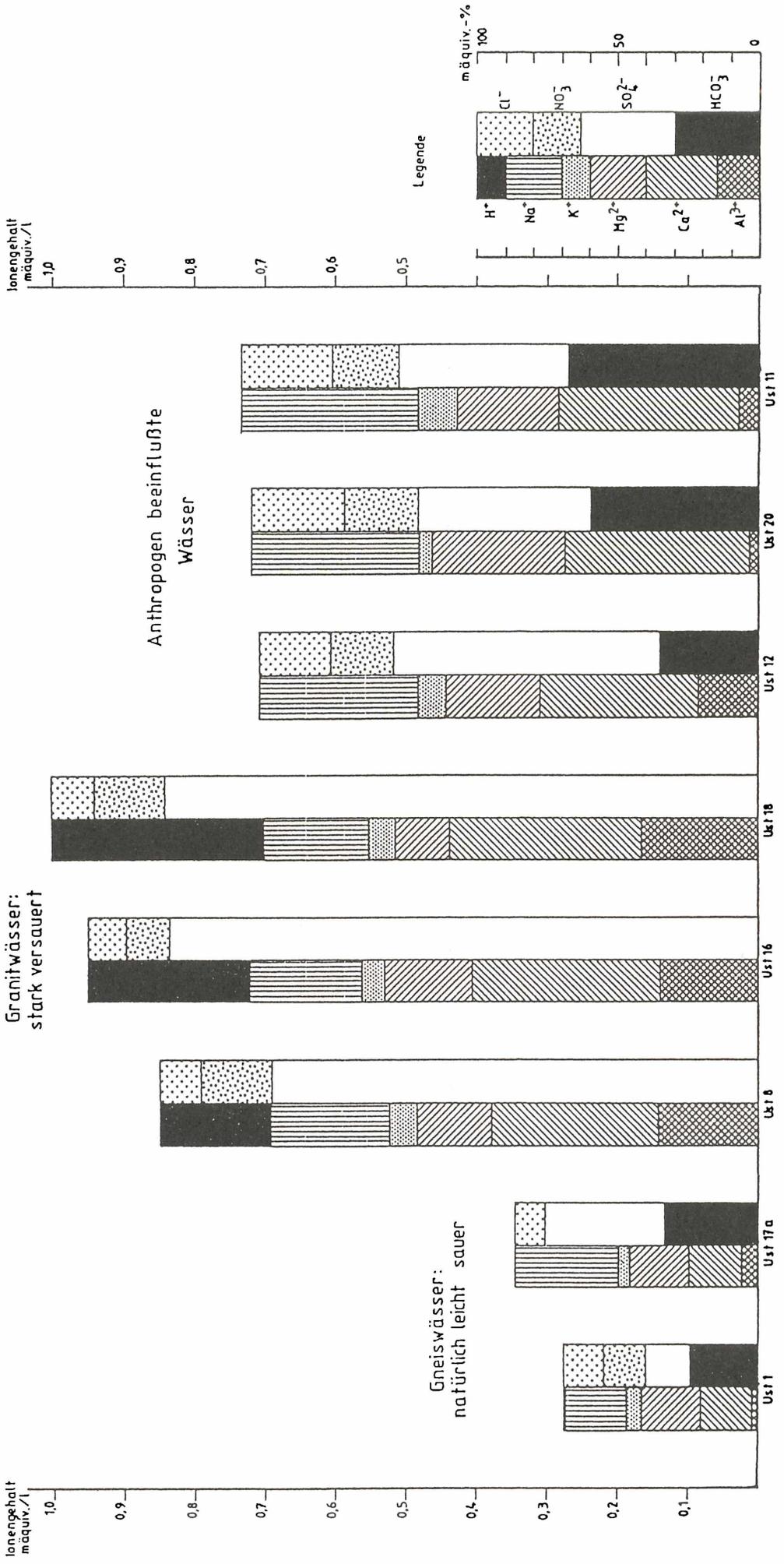


Abbildung 4

Die Ionenverteilung typischer Oberflächengewässer im Einzugsgebiet „Obere Waldnaab“ (nicht versauert, versauert, anthropogen beeinflusst) zu verschiedenen Jahreszeiten

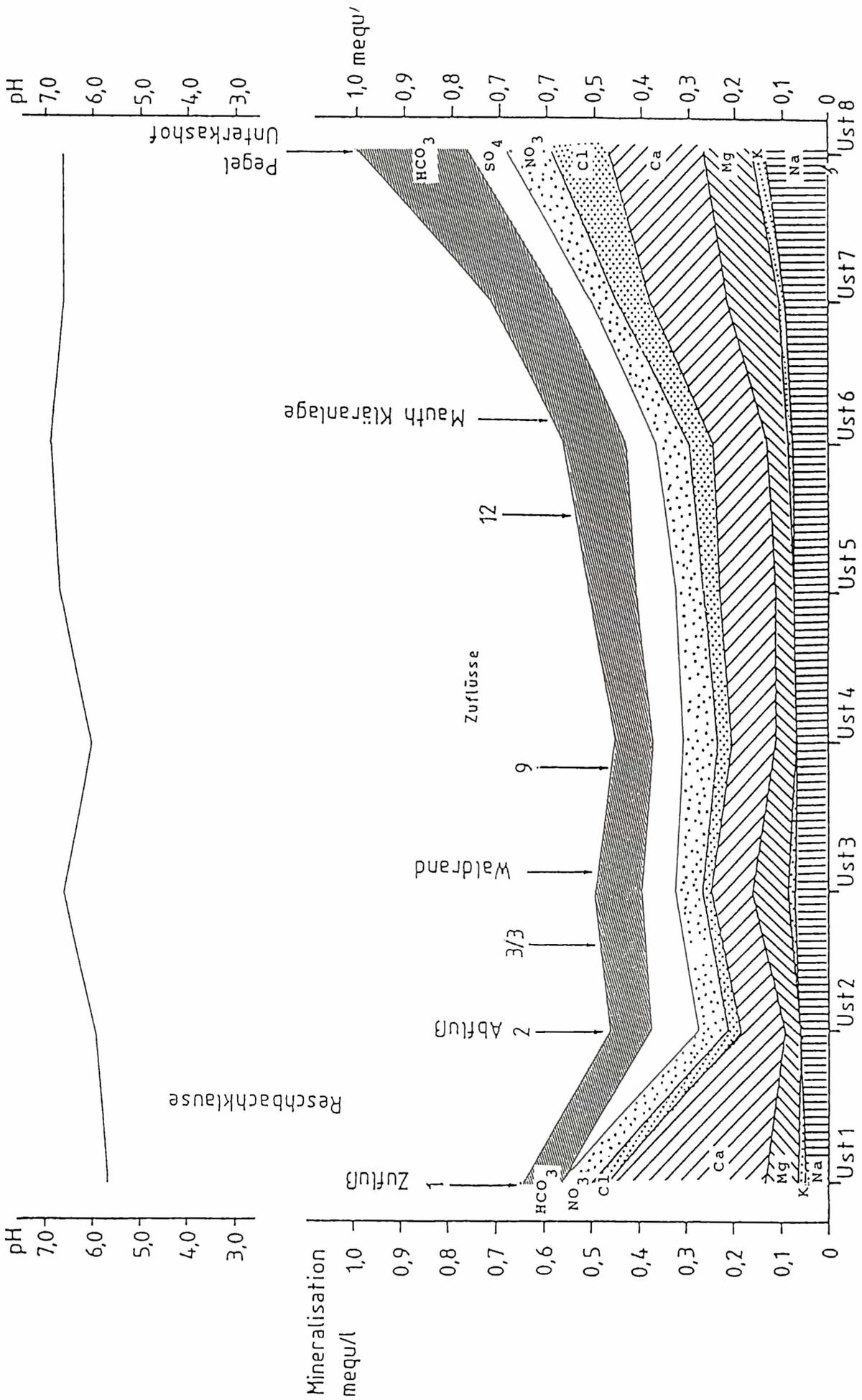


Abbildung 5
Ionenzusammensetzung im Gewässerlauf des Reschwassers im November 1984 (Niedrigwasserabfluss)

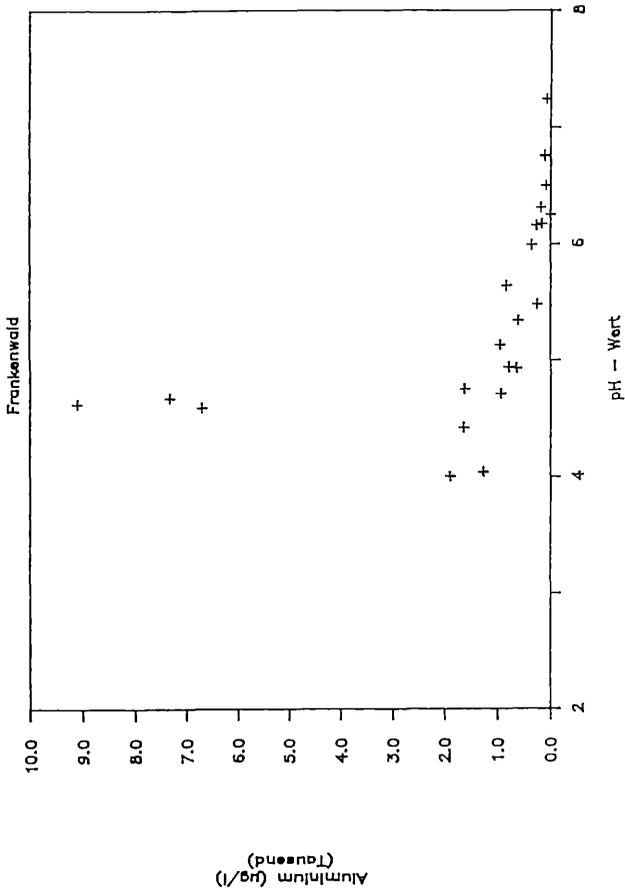


Abbildung 7 a
Korrelation pH-Wert – Aluminium

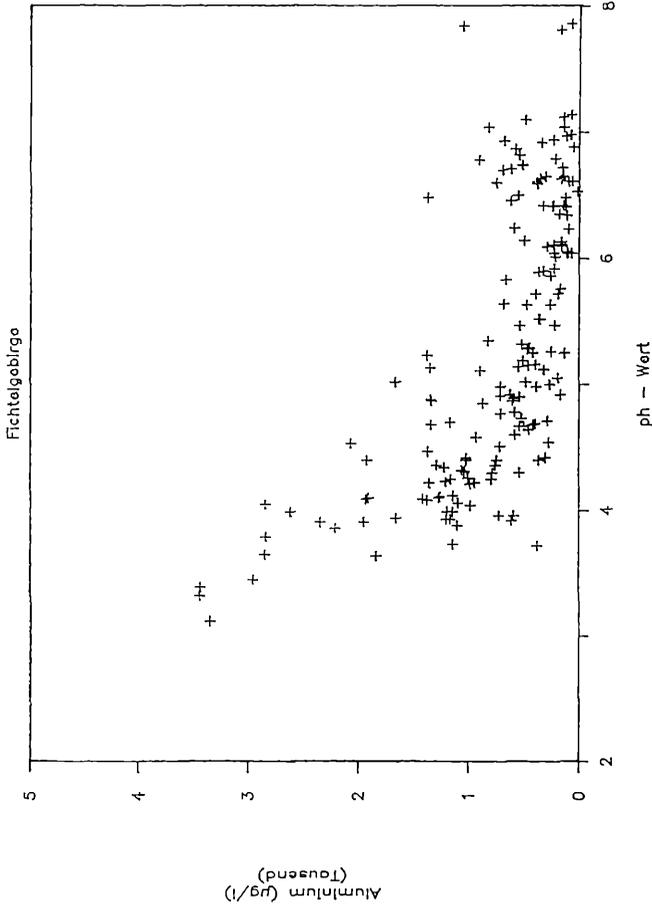


Abbildung 7 b
Korrelation pH-Wert – Aluminium

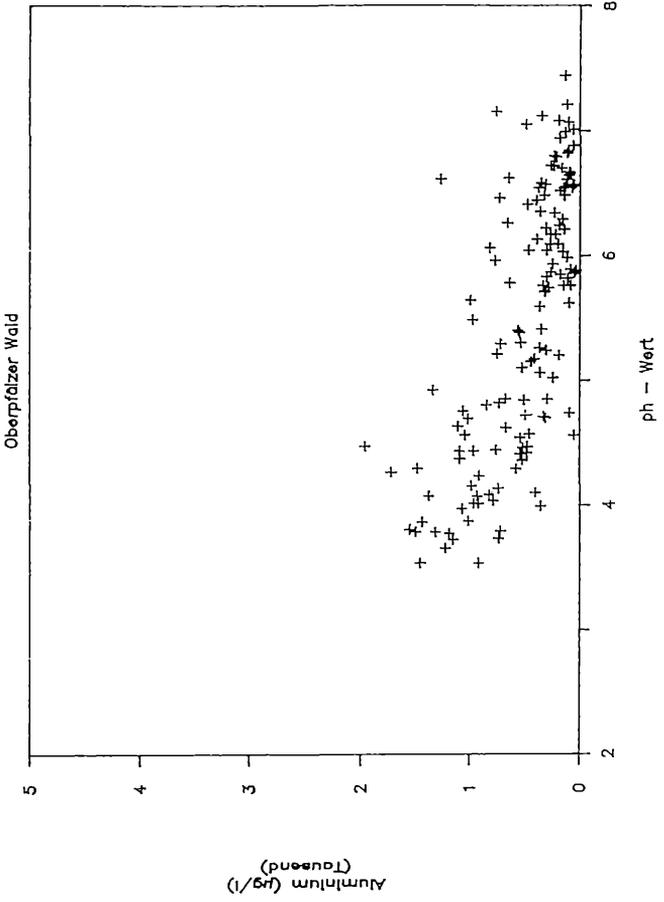


Abbildung 7 c

Korrelation pH-Wert – Aluminium

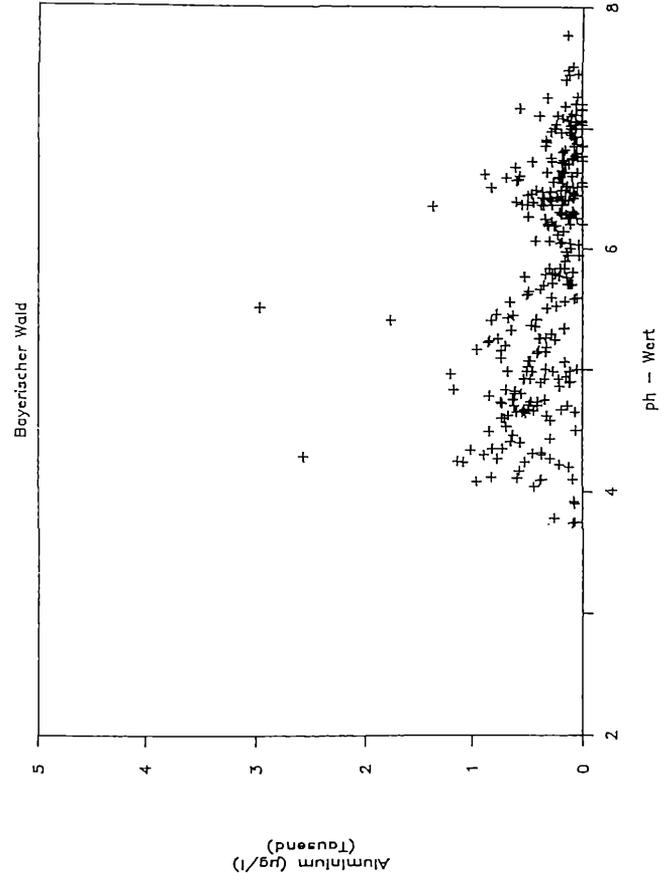


Abbildung 7 d

Korrelation pH-Wert – Aluminium

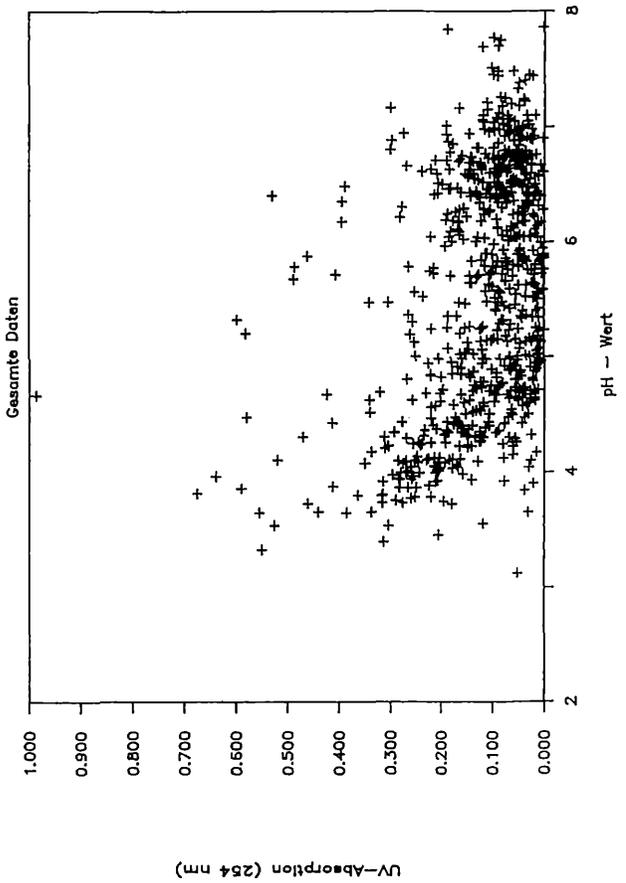


Abbildung 6 a

Korrelation pH-Wert – UV-Absorption

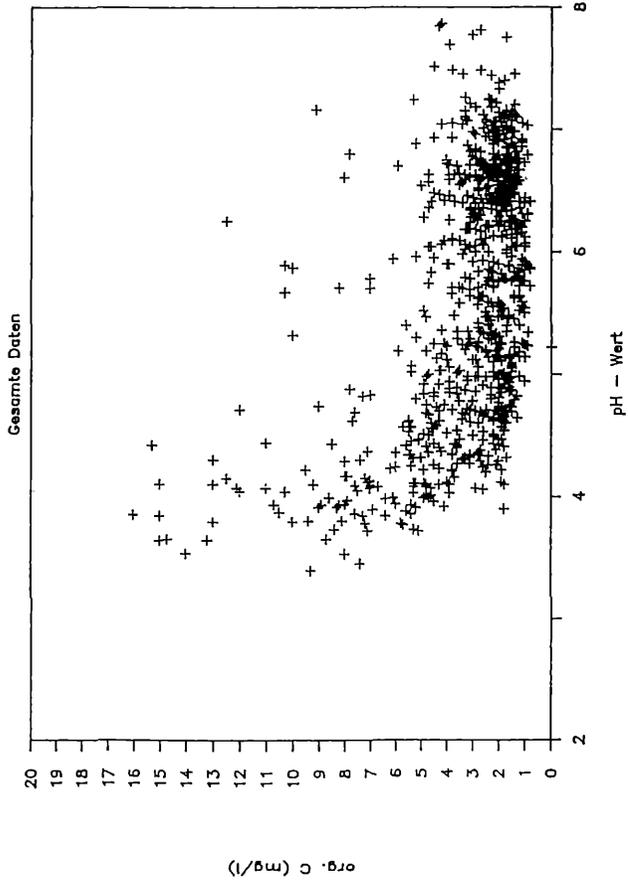


Abbildung 6 b

Korrelation pH-Wert – org. C

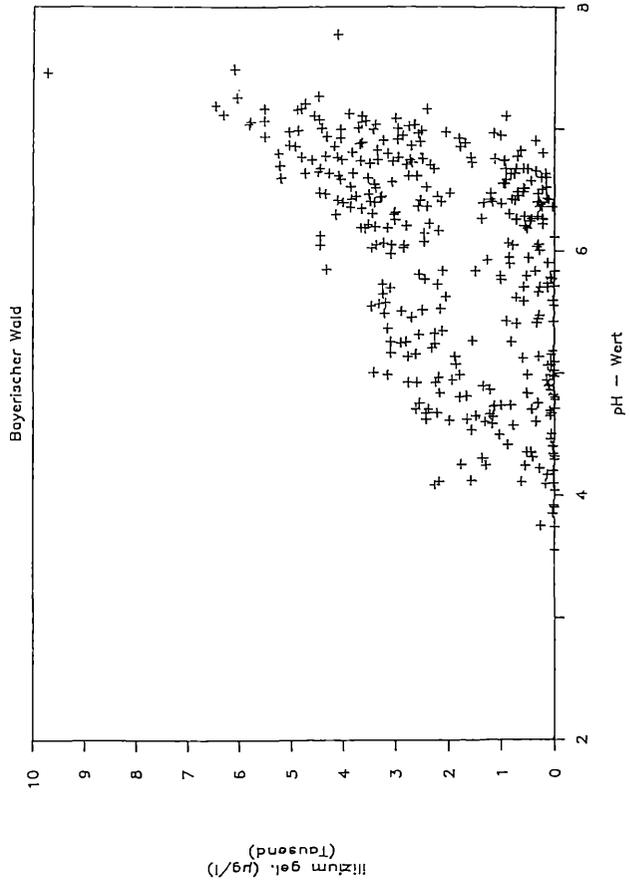


Abbildung 8 b
Korrelation pH-Wert – Silizium, gel.

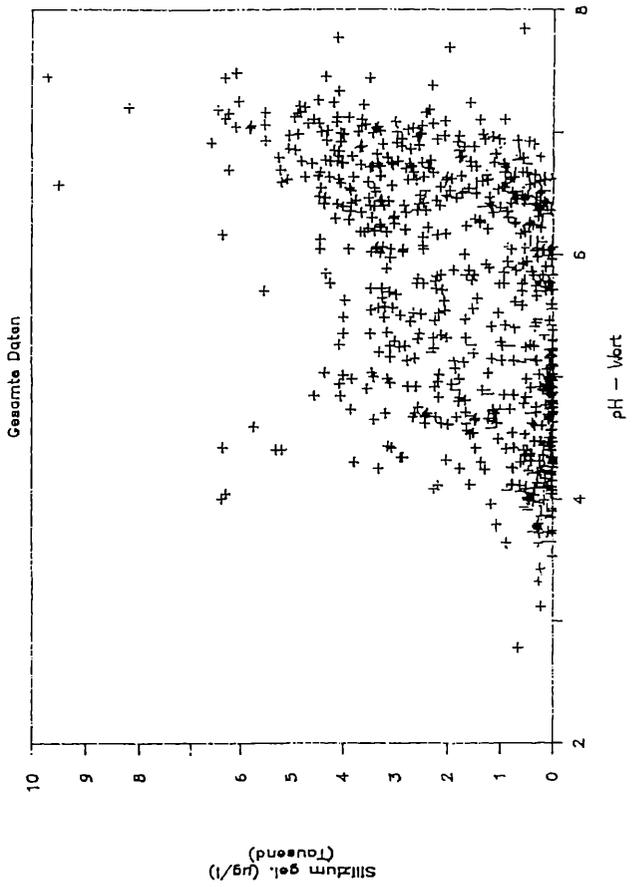


Abbildung 8 a
Korrelation pH-Wert – Silizium, gel.

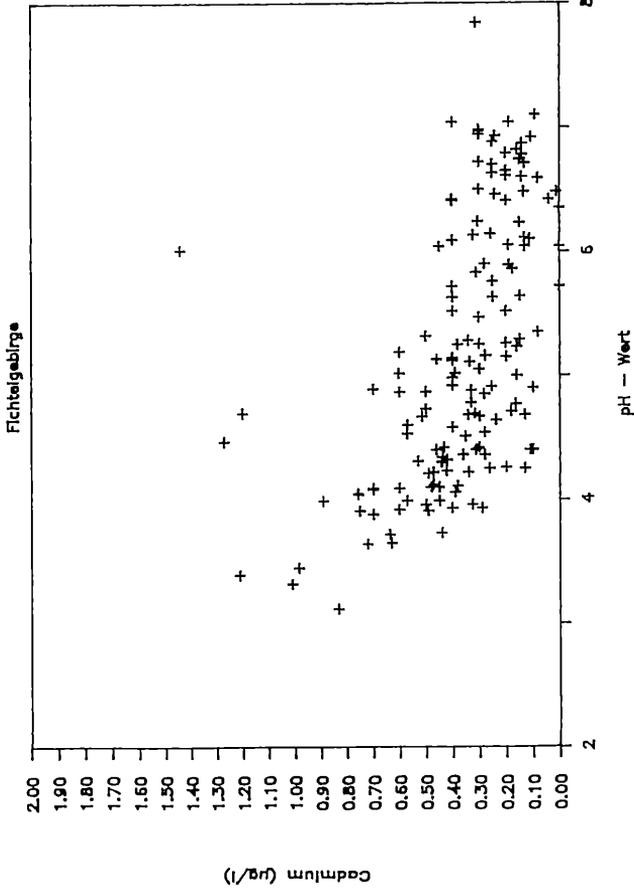


Abbildung 9 b
Korrelation pH-Wert – Cadmium

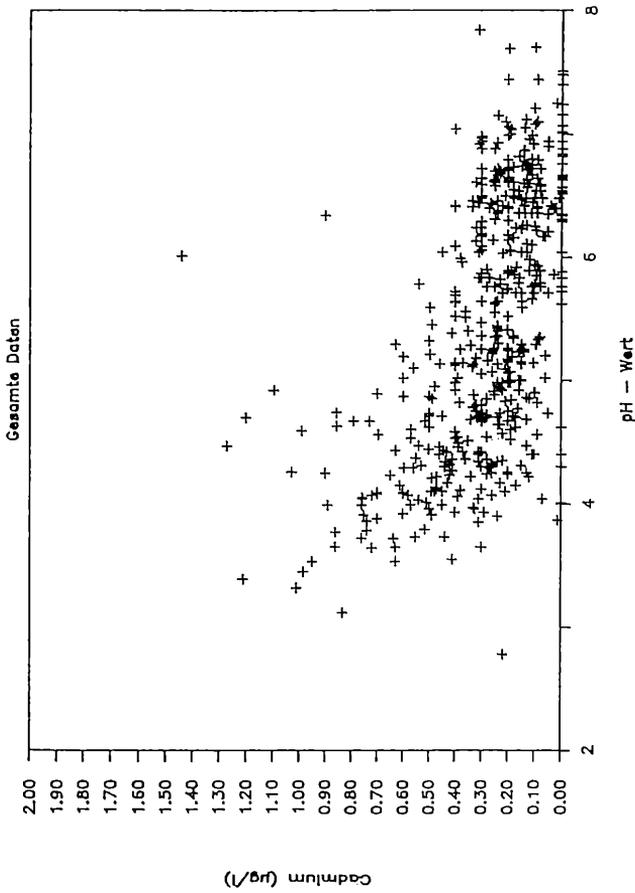


Abbildung 9 a
Korrelation pH-Wert – Cadmium

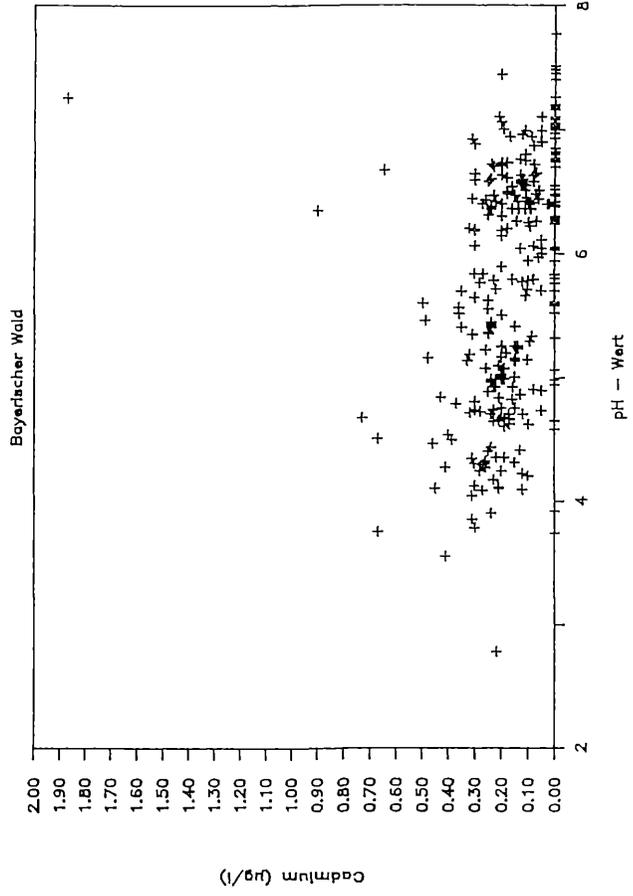


Abbildung 9 d
Korrelation pH-Wert – Cadmium

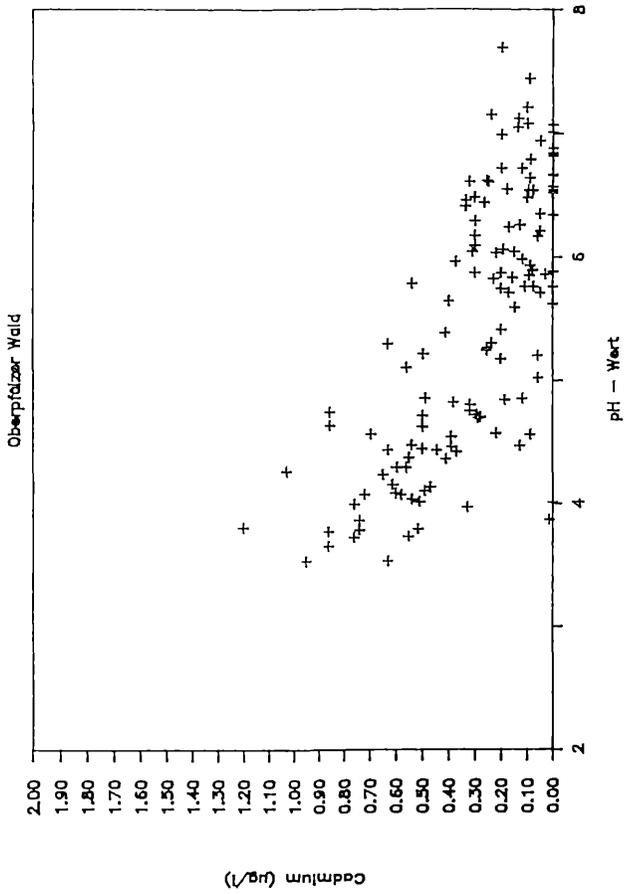


Abbildung 9 c
Korrelation pH-Wert – Cadmium

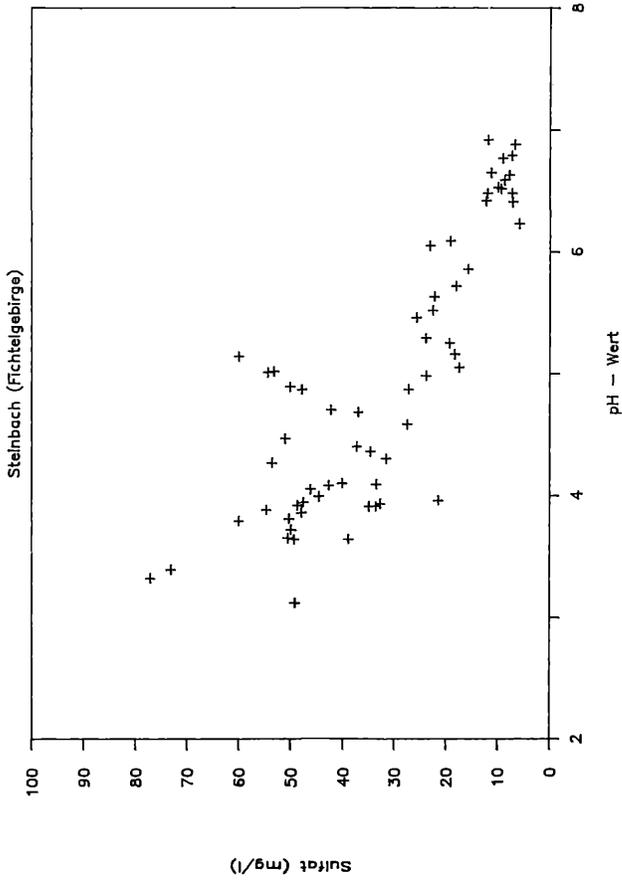


Abbildung 10 a

Korrelation pH-Wert – Sulfat

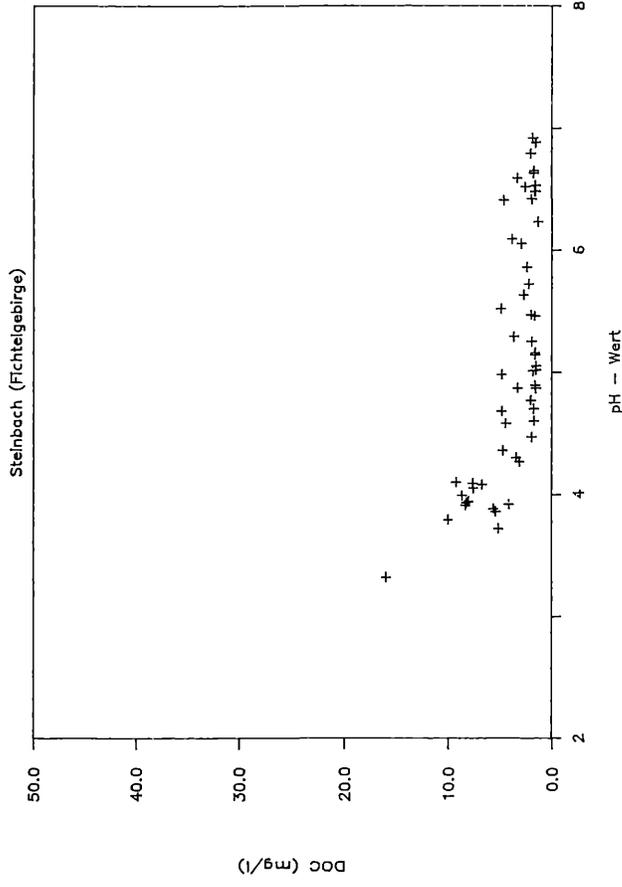


Abbildung 10 b

Korrelation pH-Wert – DOC

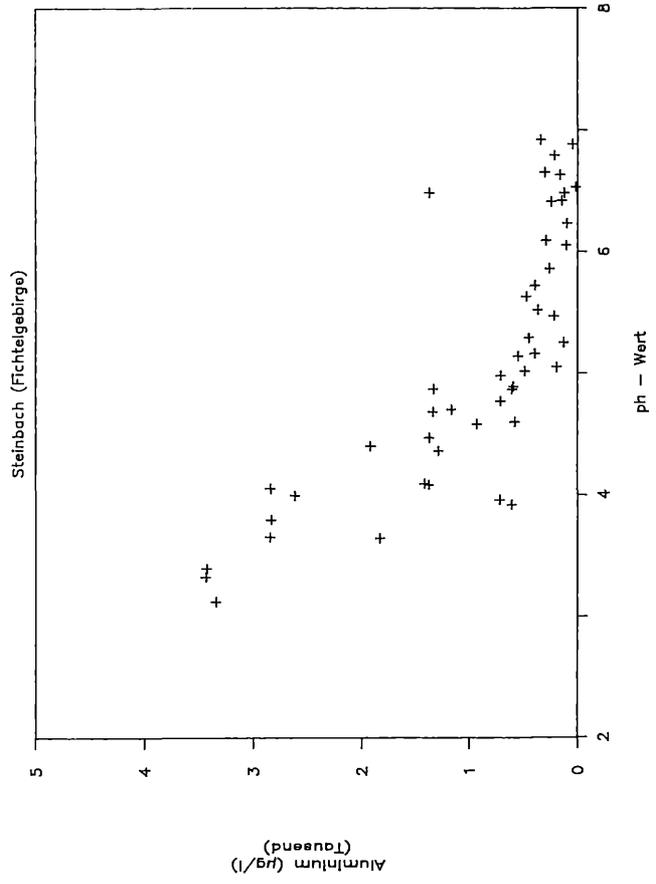


Abbildung 10 c

Korrelation pH-Wert – Aluminium

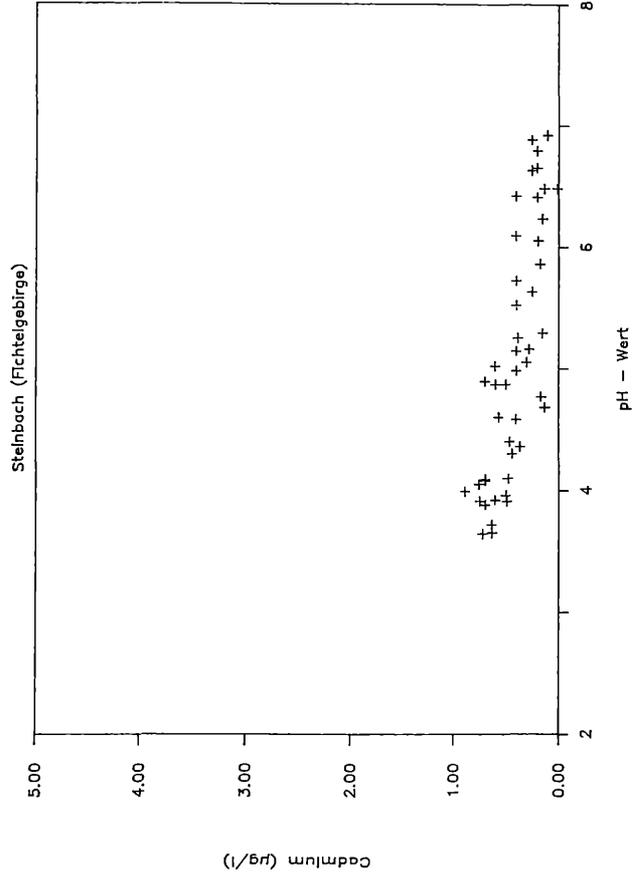


Abbildung 10 d

Korrelation pH-Wert – Cadmium

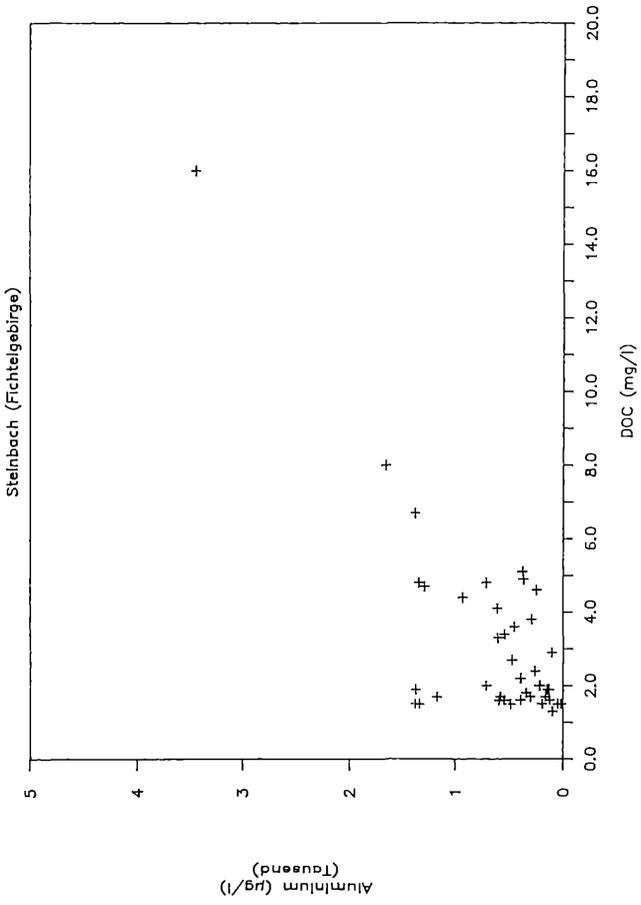


Abbildung 10e

Korrelation DOC – Aluminium

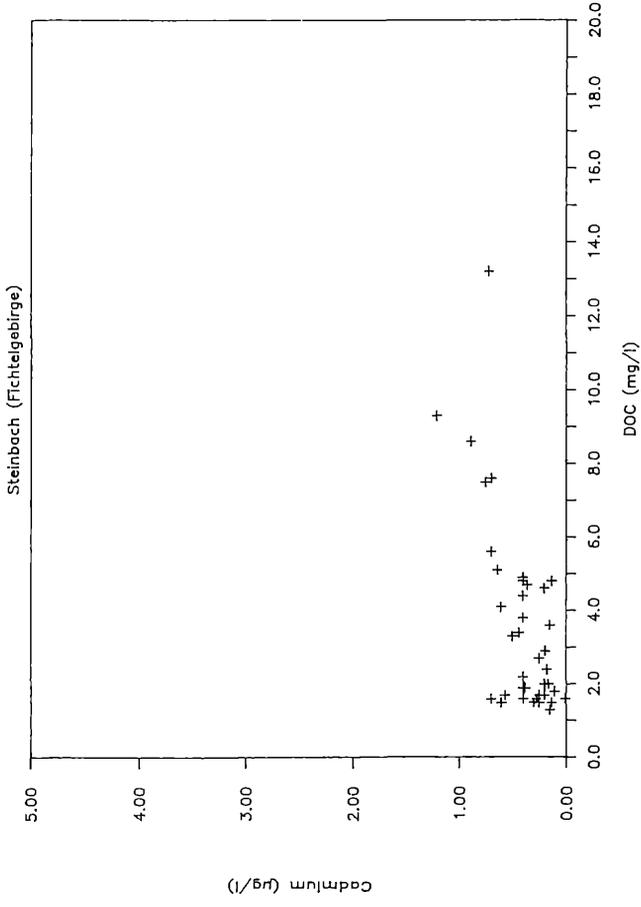


Abbildung 10f

Korrelation DOC – Cadmium

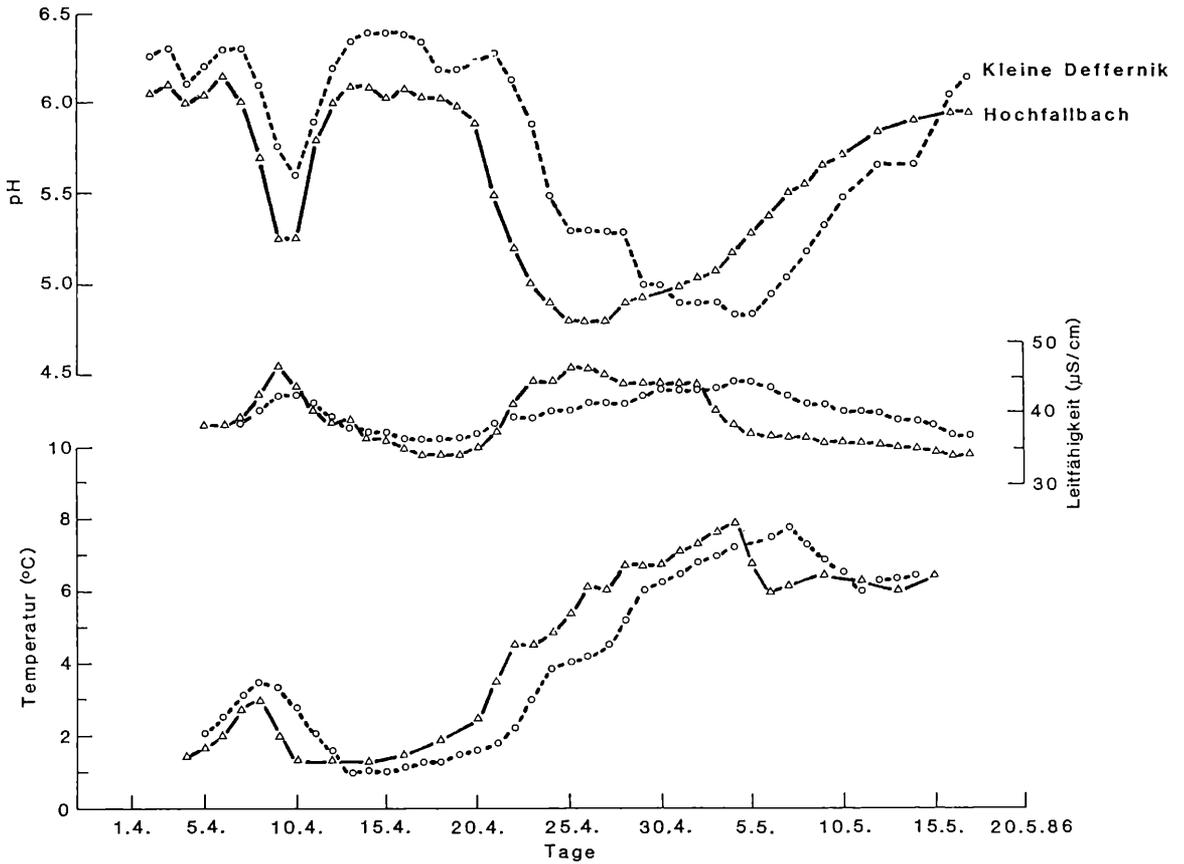


Abbildung 11

Meßstationsaufzeichnungen an zwei Bächen aus dem Bayerischen Wald zur Schneeschmelze 1986

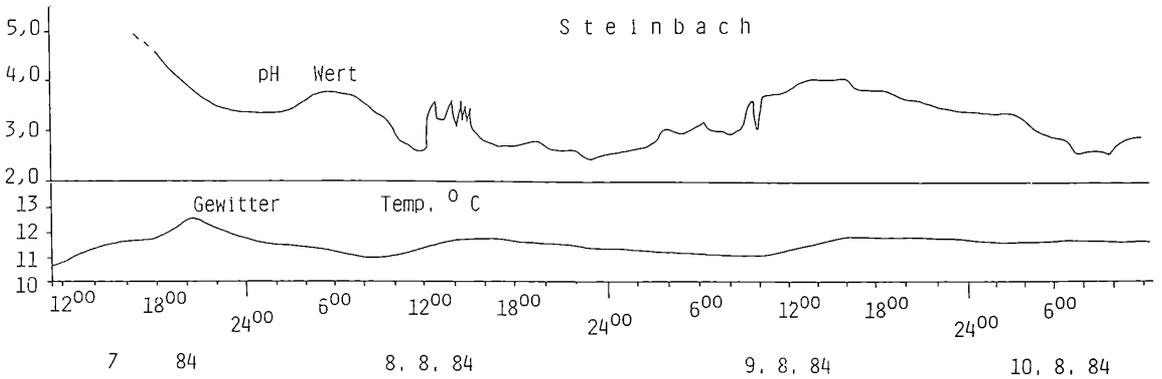


Abbildung 12

Meßstationsaufzeichnungen vom Steinbach vom 7.8.-10.8.1984

— Ende —

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [4_1990](#)

Autor(en)/Author(s): Hamm Alfred

Artikel/Article: [Depositionen säurebildender Luftschadstoffe chemische Parameter, Säurestöße 30-53](#)