

# Hydrogeologische Untersuchungen

zur Grundwasserversauerung im  
südlichen Taunus



von Dieter Kämmerer



Hessisches Landesamt  
für Bodenforschung

Geologische Abhandlungen Hessen, Band 103: 125 Seiten, 87 Abb., 27 Tab., Wiesbaden 1998  
ISBN 3-89531-805-1  
ISSN 0341-4043

# **Hydrogeologische Untersuchungen**

## **zur Grundwasserversauerung im südlichen Taunus**

von Dieter Kämmerer

---



**Hessisches Landesamt  
für Bodenforschung**

Schriftleitung  
Prof. Dr. Andreas Hoppe  
Hessisches Landesamt für Bodenforschung  
Leberberg 9, 65193 Wiesbaden

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

**Kämmerer, Dieter:**

Hydrogeologische Untersuchungen zur Grundwasserversauerung im  
südlichen Taunus / von Dieter Kämmerer. Hessisches Landesamt für  
Bodenforschung. - Wiesbaden . HLB, 1998  
(Geologische Abhandlungen Hessen ; Bd. 103)  
ISBN 3-89531-805-1

**Titelbild:**

Schrägaufnahme in Richtung Nordosten auf das Untersuchungs-  
gebiet im Hochtaunus; Bereich Großer Feldberg.

© Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden 1998  
ISBN 3-89531-805-1  
ISSN 0341-4043

Printed in Germany

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Übersetzung, Nachdruck,  
Vervielfältigung auf fotomechanischem oder ähnlichem Wege sowie  
Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen - auch auszugsweise -  
nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced,  
stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any  
means, electronic, mechanical, photocopying, recording, or otherwise,  
without permission of the publisher.

Redaktion: Hermann Brenner, Elisabeth Lommatzsch  
Schrift: Schneider Libretto  
Herstellung: Druckhaus „Thomas Müntzer“ GmbH  
Neustädter Straße 1-4  
99947 Bad Langensalza  
gedruckt auf chlor- und säurefreiem Papier  
Vertrieb: Hessisches Landesamt für Bodenforschung  
Leberberg 9, 65193 Wiesbaden  
Telefon: 06 11/53 70; Fax: 06 11/53 73 27

# Hydrogeologische Untersuchungen zur Grundwasserversauerung im südlichen Taunus

## Kurzfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die Auswirkungen saurer Depositionen auf Grundwasser pufferungsarmer Kluftgrundwasserleiter des südlichen Taunus beschrieben. Ein Schwerpunkt liegt dabei in der Darstellung von Zusammenhängen zwischen gebirgsspezifischen, geohydraulischen Gesteinseigenschaften und der Neutralisation eingetragener Säuren innerhalb der Grundwasserleiter.

Die vorwiegend gering mineralisierten Grundwässer der Untersuchungsgebiete sind von den Auswirkungen saurer Depositionen in besonderem Maße bedroht. Zur Bewertung der Grundwasserversauerung wurde ein Instrumentarium aus hydrochemischen und geohydraulischen Methoden entwickelt, das auch auf andere versauerungsgefährdete Regionen übertragen werden kann.

In einer ersten Untersuchungsphase wurden die jahreszeitlichen Schwankungen der Grundwasserversauerung innerhalb von vier orographischen Wassereinzugsgebieten des Südtanuns bestimmt. Dabei zeigte sich, daß vor allem die oberflächennahen Grundwässer starke jahreszeitliche Unterschiede im Ausmaß der Versauerung aufweisen. Während der Grundwasserneubildung, im hydrologischen Winterhalbjahr, sind die Versauerungserscheinungen allgemein am größten.

In oberflächennahen Quellwässern, die einen hohen Anteil an Zwischenabflußwasser enthalten, traten häufig niedrige pH-Werte in Verbindung mit hohen Aluminiumkonzentrationen auf. Tiefere Wässer, mit entsprechend höheren Verweilzeiten innerhalb der Grundwasserleiter, zeigten bei pH-Werten größer 6,0 meist keine direkten Auswirkungen der Versauerung.

Die Gesamtmineralisationen der Wässer aus unterschiedlichen Tiefenbereichen der Grundwasserleiter des Taunus unterscheiden sich kaum. Weiterhin ist die Alkalinität durchweg gering und ein Calcitsättigungsgleichgewicht wird meist nicht erreicht. Daher sind auch die tieferen Grundwässer des südlichen Taunus potentiell von den atmosphärischen Säureeinträgen bedroht.

In der zweiten Phase der Untersuchung erfolgte die Regionalisierung hydrochemischer und geohydraulischer Daten für das Gebiet des gesamten Südtanuns, zur flächenhaften Charakterisierung der Gewässerversauerung. Durch die Darstellung einfach zu ermittelnder Parameter wie Leistungs-/Absenkungsquotient, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration in Kriging-Isolinienkarten, konnte eine regionale Abschätzung der aktuellen Grundwasserversauerung und der Versauerungsempfindlichkeit der Grundwasserleiter erfolgen.

## Abstract

This paper describes the effects of acid depositions to ground waters with low buffering possibilities from aquifers in the Taunus mountains. One of the main requests is the documen-

tation of connections between specific geohydraulic rock attributes and the neutralisation of acids.

For to estimate the danger of ground water

\* Dr. D. Kämmerer, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, 65193 Wiesbaden

acidification, a list of hydrochemical and geohydraulic methods was created. These methods are transferable to other similar regions.

The area of observation is located in the southern Taunus, where ground waters have a low solution content and a great danger of acidification exists.

In a first part of the project seasonal variations of acidification were observed in four different recharge areas. Ground waters from aquifers close to the surface showed strong effects of acidification with huge seasonal differences. The strongest effects can generally be noticed within the hydrological winter half-year.

Spring waters with a high content of interflow are often characterised through low pH-values in combination with high concentrations of aluminium. Increased concentrations of heavy metals were not ascertained. Deeper and older ground waters generally have pH-values greater

than 6,0 and do not show primary effects of acidification.

The solution contents of waters from different geohydraulic depth levels of Taunus aquifers are very similar. The alkalinity of the waters is throughout low, a calcite saturation equilibrium is mostly not reached. Therefore even the deeper ground waters of the southern Taunus are potentially threatened from the atmospheric deposition of acids.

In a regional examination for characterising acidification, geohydraulic and hydrochemical data from the whole southern Taunus were collected. Kriging isoline charts of easy to determine parameters like electric conductivity, pH-value, hydrogen carbonate and the quotient of well output and drawdown were constructed. They can be used to estimate the current ground water acidification and the potential sensitivity of acidification for the aquifers.

## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Vorgehensweise	6
2. Methoden der Geländemessungen und der hydrochemischen Analytik	7
3. Beschreibung der Untersuchungsgebiete	8
3.1 Geographischer Überblick	8
3.2 Geologischer Überblick	9
3.2.1 Hydrogeologische Großeinheiten des Südtanus	12
3.3 Bodenkundlicher Überblick	12
3.4 Lage und Geologie der Gebiete langfristiger Untersuchungen	13
3.5 Lage der Regionalisierungsgebiete	17
4. Schüttungsdynamik der Quellen und Bäche	19
4.1 Statistische Auswertung der jahreszeitlichen Niederschlagsverteilung	19
4.2 Ganglinien der Quellschüttungen und Bachabflüsse	20
4.3 Abflußstatistiken der Quellen und Bäche	24
4.4 Berechnung von Auslaufkoeffizienten und hydrologischen Halbwertszeiten	25
4.5 Geohydraulische Interpretation der aus den Abflußganglinien abgeleiteten Größen	27
5. Geohydraulische Charakterisierung der Klufftgrundwasserleiter durch Pumpversuchsauswertungen	30
5.1 Auswertung von Pumpversuchen in Klufftgesteinen durch Einbohrlochverfahren	31
5.1.1 Berechnung des Leistungs-/Absenkungsquotienten aus Pumpversuchsdaten	32
5.2 Pumpversuche in den Brunnen der Einzugsgebiete	33
5.3 Regionalisierung geohydraulischer Parameter	35
6. Isotopenuntersuchung der Taunuswässer	38
6.1 Sauerstoffisotopie	39
6.1.1 Abschätzung mittlerer Grundwasserverweilzeiten durch $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen	39

6.1.2	Anwendung des sogenannten „Exponentialmodells“ zur Abschätzung der mittleren Verweilzeit des Grundwassers aus $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen	40
6.1.3	Interpretation der Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen	40
6.1.4	Korrelation der Isotopenuntersuchungen mit den Quellschüttungsmessungen	43
6.1.5	Korrelation der Isotopenuntersuchungen mit Ergebnissen der Pumpversuchsauswertungen	44
<b>7.</b>	<b>Typisierung der Grundwässer des südlichen Taunus</b>	<b>44</b>
7.1	Darstellung chemischer Wasseranalysen von Taunuswässern in Piper- und Schöllerdiagrammen	45
7.2	Ergebnisse der Typisierung durch Piper- und Schöllerdiagramme	50
<b>8.</b>	<b>Geohydrochemische Charakterisierung der Kluftgrundwässer innerhalb der Einzugsgebiete</b>	<b>52</b>
8.1	Zur Problematik der Versauerung von Böden und Grundwässern	52
8.2	Mittlere Ionenkonzentrationen und Gesamtlösungsinhalte der Wässer	53
8.3	Vergleich der Wasserhärten	62
8.4	Jahreszeitliche Variabilität der Wasserbeschaffenheit	64
8.5	Bewertung der Grundwasserversauerung	73
8.5.1	Beschreibung der Grundwasserversauerung mit Hilfe von Calcitsättigungsindizes	78
8.6	Metallionenkonzentrationen der Taunuswässer	81
8.6.1	Konzentrationen des Leichtmetalls Aluminium	81
8.7	Redoxpotentiale, Sauerstoffgehalte und Temperaturen der Taunuswässer	83
<b>9.</b>	<b>Stichtagbeprobungen von 150 Quellwässern im Oktober 1993 und Mai 1994</b>	<b>85</b>
9.1	Mittlere Ionenkonzentrationen von Quellwässern beider Stichtaguntersuchungen	87
9.2	Metallionenkonzentrationen in den Quellwässern der Stichtagbeprobungen	88
9.3	Redoxpotentiale, Sauerstoffgehalte, elektrische Leitfähigkeiten und Temperaturen von Quellwässern der Stichtagbeprobungen	89
9.4	Bewertung der regionalen Quellwasserversauerung im südlichen Taunus	89
9.4.1	Berechnung der Calcitsättigungsindizes für die Quellwässer der Stichtagbeprobung Oktober 1993	92
9.5	Regionalisierung hydrochemischer Daten von Quellwasseranalysen der Stichtagbeprobungen	93
9.5.1	Interpretation der Isolinienkarten hydrochemisch-physikalischer Parameter der Quellwasser-Stichtagbeprobungen	94
9.5.2	Flächenhafte Berechnung der Kieselsäuresättigung für Quellwässer des südlichen Taunus	98
<b>10.</b>	<b>Auswertung vorhandener Wasseranalysen von Brunnenwässern des südöstlichen Taunus</b>	<b>100</b>
10.1	Mittlere Ionenkonzentrationen der Brunnenwässer	100
10.2	Bewertung der Brunnenwasserversauerung im südlichen Taunus	101
10.3	Regionalisierung hydrochemischer Daten von Brunnenwässern durch Isolinienkarten	103
<b>11.</b>	<b>Multivariate statistische Datenanalyse – Faktorenanalyse –</b>	<b>106</b>
11.1	Faktorenanalytische Berechnungen	106
11.2	Ergebnisse der Faktorenanalysen	108
11.3	Interpretation der faktorenanalytischen Berechnungen	113
11.3.1	Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefern	114
11.3.2	Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten	114
11.3.3	Stollenwässer aus unterdevonischen Gesteinen	114
11.3.4	Quellwässer aus unterdevonischen Schiefern	115
11.3.5	Quellwässer aus unterdevonischen Quarziten	115
11.4	Vergleich mit faktorenanalytischen Berechnungen aus dem Buntsandstein	115

12. Praktische Anwendungen von Ergebnissen des Forschungsvorhabens zur Bewertung der Grundwasserversauerung	116
12.1 Zur Bedeutung der Grundwasserversauerung für die wasserwirtschaftliche Nutzung	116
12.2 Vorgehensweise zur Ermittlung des Versauerungszustands und der Versauerungsempfindlichkeit von Grundwässern	117
12.2.1 Geohydraulische Charakterisierung der Grundwasserleiter	118
12.2.2 Geohydrochemische Charakterisierung der Grundwässer	118
12.3 Vorgehensweise zur regionalen Beurteilung des Versauerungszustands und der Versauerungsempfindlichkeiten von Grundwässern	119
13. Literaturverzeichnis	120

## 1. Einleitung und Vorgehensweise

In der vorliegenden Arbeit wird der aktuelle Versauerungszustand von Grundwässern des südlichen Taunus dokumentiert und die Empfindlichkeit der Grundwasserleiter gegenüber weiteren Säureeinträgen abgeschätzt. Besondere Beachtung findet hierbei die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen den geohydraulischen Gesteinseigenschaften und den hydrochemischen Auswirkungen der Säureeinträge.

Die Untersuchungen bauen thematisch auf Arbeiten von Quadflieg (1990a, b) auf, der die Versauerung von Grundwässern in Buntsandsteingebieten Nord- und Ost Hessens bearbeitet hat.

Zur umfassenden Beurteilung der Grundwasserversauerung wird ein Instrumentarium aus geohydraulischen und hydrochemischen Parametern vorgestellt, das auf andere versauerungsgefährdete Regionen übertragbar ist. Dabei sind einfach zu ermittelnde Parameter einbezogen, die aus Pumpversuchsdaten und Trinkwasseranalysen auch für andere Gebiete Deutschlands vorliegen.

Die Grundwasserleiter der Untersuchungsgebiete im südöstlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges sind potentiell versauerungsgefährdet, da hier vorwiegend pufferungsarme unterdevonische Festgesteine und quartäre Deckschichten anstehen.

Die Grundwässer werden von zahlreichen Taunusgemeinden und einigen größeren Städ-

ten genutzt. Da direkte anthropogene Schadstoffeinträge durch Industrieansiedlungen oder Landwirtschaft kaum gegeben sind, können meist qualitativ hochwertige Wässer gewonnen werden. Ein wasserwirtschaftliches Problem stellt sich jedoch durch den geringen Lösungsinhalt und die daraus resultierende Kalkaggressivität der Wässer. Um Korrosionen der Rohrleitungsnetze zu vermeiden, ist deren Aufbereitung notwendig. Ein weiteres Problem bilden erhöhte Aluminiumkonzentrationen, die als unmittelbare Folge der durch saure Depositionen sinkenden pH-Werte anzusehen sind.

Die Untersuchungen dieser Arbeit waren in zwei zeitlich aufeinander folgende Phasen unterteilt. In der ersten Phase wurden in vier Wassereinzugsgebieten des Hochtaunus über einen Zeitraum von etwa eineinhalb Jahren hydrochemische und geohydraulische Messungen durchgeführt. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse konnten in einer zweiten Projektphase auf ein größeres Gebiet des Südtanuns übertragen werden.

Die wasserungesättigte Boden- und Gesteinszone, in der zahlreiche chemische Prozesse die Beschaffenheit der sie durchströmenden Wässer beeinflussen, wurde als „Black-Box“ behandelt. Die Untersuchungsergebnisse sind zur Beschreibung der Wasserbeschaffenheiten nach Passieren des wasserungesättigten Bereichs geeignet, wodurch indirekt Rückschlüsse auf interne Abläufe gezogen werden konnten.

Besondere Beachtung fanden jahreszeitlich bedingte Schwankungen der Beschaffenheit, für Quellwässer aus unterschiedlichen geohydraulischen Tiefenniveaus.

Das Untersuchungsprogramm innerhalb der vier Wassereinzugsgebiete beinhaltete regelmäßige Beprobungen der Wässer von Quellen, Grundwasserstollen, Brunnen und Bächen (40 Beprobungspunkte). Die Wasseranalytik umfaßte vorwiegend anorganische Haupt- und Spureninhaltsstoffe.

Begleitend zu den klassischen hydrochemischen Untersuchungen wurden Sauerstoffisotope der Probenwässer zur Abschätzung ihrer Wasseralter bestimmt. In diesem Zusammenhang waren auch regelmäßige Isotopenuntersuchungen der Regenwässer des Arbeitsgebietes notwendig.

Zur Ermittlung geohydraulischer, gebirgsspezifischer Kennwerte wurden Pumpversuche in Brunnen und Grundwassermeßstellen durchgeführt. An 20 Meßstellen innerhalb der Einzugsgebiete erfolgten regelmäßige Messungen der Quellschüttungen und Bachabflüsse.

In dem Regionalisierungsgebiet, das einen großen Teil der Fläche des südlichen Taunus abdeckt, wurden im Oktober 1993 und Mai 1994

Stichtagbeprobungen von jeweils 150 Quellen vorgenommen. Dadurch konnte die chemische Beschaffenheit der oberflächennahen Grundwässer flächendeckend beschrieben werden. Aussagen über Grundwässer aus geohydraulisch tieferen Bereichen der Kluftgrundwasserleiter wurden vorwiegend aus hydrochemischen Archivdaten abgeleitet.

Zur Verdeutlichung regionaler Zusammenhänge zwischen geohydraulischen und geohydrochemischen Daten, wurden, sofern die statistische Verteilung der Meßwerte dies zuließ, Isolinienkarten unterschiedlicher Parameter erstellt.

Die verschiedenen Untersuchungen des Forschungsprojektes haben für den südlichen Taunus eine breite hydrogeologische Datenbasis erschlossen. Um eine umfassende Beschreibung der Grundwässer zu ermöglichen, wurde die „Faktorenanalyse“ als Verfahren der multivariaten Datenanalyse angewandt.

Das Forschungsvorhaben wurde von der Länderearbeitsgemeinschaft Wasser (LaWa) und dem Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) gefördert und fachlich begleitet.

## 2. Methoden der Geländemessungen und der hydrochemischen Analytik

Innerhalb der vier Einzugsgebiete wurden im Zeitraum von Mai 1992 bis Oktober 1993 an 20 Meßstellen (Quellen und Bäche) Schüttungen bzw. Abflüsse gemessen. Gleichzeitig wurden die pH-Werte, elektrischen Leitfähigkeiten und Temperaturen der Wässer bestimmt. Insgesamt entstanden durch die im ca. 14-tägigen Abstand durchgeführten Messungen 447 Datensätze, deren komplette Auflistung in Kämmerer (1994) enthalten ist.

Kleinere Abflußmengen, bis maximal ca. 6–8 l/s, konnten durch Gefäßmessungen ermittelt werden. Für Bäche mit Abflüssen > ca. 8 l/s wur-

de die Fließgeschwindigkeit mit einem Meßflügel (Anemometer) im definierten Profilquerschnitt bestimmt und daraus die Abflußmenge berechnet.

Im monatlichen Abstand wurden Wasserproben aus Brunnen, Grundwasserstollen, Quellen und Bächen entnommen. Neben den bereits oben aufgeführten physikalisch-chemischen Parametern, wurden hier zusätzlich die Redoxpotentiale, Sauerstoffkonzentrationen und Hydrogencarbonatkonzentrationen der Wässer vor Ort gemessen.

Die Wasseranalytik wurde vorwiegend in den

Laboratorien des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung (HLfB) und der geologischen Institute der Universitäten Mainz und Kiel durchgeführt. Alle 300 Wässer der beiden Stichtagbeprobungen wurden durch das Institut Fresenius analysiert. Die Kohlenwasserstoffuntersuchungen erfolgten im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (WaBoLu) in Langen. Alle isotopehydrologischen Untersuchungen erfolgten im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NlfB).

Angaben zu den eingesetzten Meßmethoden

sowie zu Nachweisgrenzen und Analysefehlern sind in Kämmerer (1994) aufgeführt.

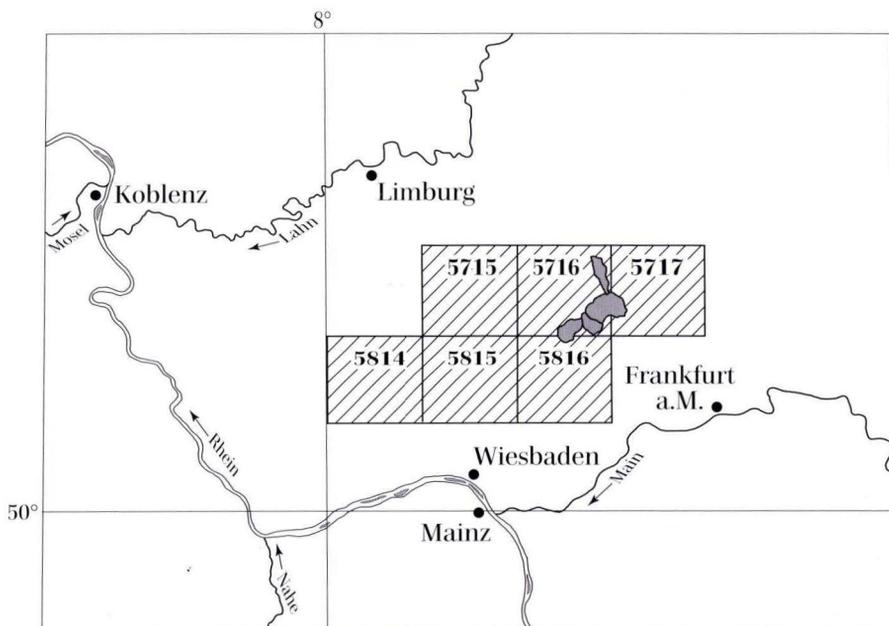
Zur Ermittlung geohydraulischer Kennwerte der Kluftgrundwasserleiter wurden Pumpversuche in Brunnen und Grundwassermeßstellen durchgeführt. Zur kontinuierlichen Registrierung und Speicherung der Beträge von Grundwasserabsenkung und Wiederanstieg wurde eine Drucksonde eingesetzt. Parallel zur Grundwasserabsenkung wurden auch die Wassertemperaturen während der Pumpversuche aufgezeichnet.

### 3. Beschreibung der Untersuchungsgebiete

#### 3.1 Geographischer Überblick

Der Taunus bildet den südöstlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges zwischen Rhein, Main und Lahn (Abb. 1). Das markanteste Strukturelement des geomorphologisch inten-

siv gegliedert Mittelgebirgsbereichs ist der SW-NE verlaufende Taunuskamm, der vielfach aus zwei getrennten Höhenrücken besteht.



**Abb. 1.** Geographische Lage der Arbeitsgebiete in der Region, dunkle Flächen: vier Wassereinzugsgebiete, schraffierte Flächen: Gebiet hydrogeologischer Regionalisierungen (TK 5715 Idstein, TK 5716 Oberreifenberg, TK 5717 Bad Homburg v.d.H., TK 5814 Bad Schwalbach, TK 5815 Wehen, TK 5816 Königstein).

Die Idsteiner Senke, eine NW-SE gerichtete geologische Grabenstruktur, die sich auch auf den Kammbereich auswirkt, gliedert den Taunus in einen westlichen und einen östlichen Bereich (Kubella 1951). Die maximalen Geländehöhen des östlichen Taunus, der als Hochtaunus bezeichnet wird, sind größer als im Westen.

Das Gewässersystem des Gebietes ist durch den Taunuskamm als Wasserscheide in zwei Teilbereiche untergliedert. Die Gewässer im NW fließen überwiegend der Lahn zu. Dabei orientiert sich das Gewässernetz deutlich an tektonisch bedingten Strukturelementen, wobei die Richtungen SE-NW und SW-NE dominieren. Das Gewässersystem südlich des Taunuskamms entwässert im Osten in die Nidda und den Main und weiter im Westen direkt in den Rhein.

Der Taunus wird überwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt, weite Bereiche sind

bewaldet. Größere Industrieansiedlungen sind auf die innerhalb der Idsteiner Senke sowie am Taunussüdrand gelegenen Städte (Bad Camberg, Idstein, Wiesbaden, Königstein, Oberursel und Bad Homburg) beschränkt. Die bewaldeten Kammlagen des Hochtaunus werden ausschließlich forstwirtschaftlich genutzt. Landwirtschaftliche Nutzflächen befinden sich im Gebiet um die zahlreichen kleineren Ortschaften im Bereich nördlich des Taunuskamms.

In der geographischen Übersicht von Abb. 1 ist die Lage der Untersuchungsgebiete des Forschungsvorhabens verzeichnet. Die Gebiete längerfristiger Untersuchungen sind durch eine dunkle Schraffur hervorgehoben. Die Gewässersysteme dieser Einzugsgebiete entwässern vorwiegend in den Main (Einzugsgebiete: Urselbach, Reichenbach und Silberbach), nur ein Gebiet (Aubach) entwässert nach Norden in die Lahn.

### 3.2 Geologischer Überblick

Das Gebiet des heutigen Rheinischen Schiefergebirges war im Unterdevon ein flachmariner Sedimentationsraum (Schönenberg & Neugebauer 1987). Im NE hatte sich während der Kaledonischen Gebirgsbildung ein nordatlantischer Kontinent, der sogenannte Old-Red-Kontinent, gebildet (Brinkmann 1986). Im Süden wurde das Sedimentationsbecken von der sogenannten Franko-Alemanisch-Böhmischen Insel begrenzt. Der Old-Red-Kontinent war im gesamten Devon (ca. 408–360 Mio. Jahre) Abtragungsgebiet und lieferte große Sedimentmassen nach Süden. Im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges erreichen die devonischen Ablagerungen maximale Mächtigkeiten von ca. 6000 m (Oncken 1988). Die heutigen Grenzen des Mittelgebirges sind in der Regel durch Erosion oder tektonische Prozesse entstanden und entsprechen nicht den ehemaligen Küstenlinien des devonischen Sedimentationsraumes (Henningsen 1986).

Gegen Ende des Devons begann die Variszische Orogenese, die zur Faltung der Gesteine führte und im Oberkarbon ihren Höhepunkt er-

reichte. Ein Hochgebirge ist dabei im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges nicht entstanden (Henningsen 1986). Ursache der Gebirgsbildung war eine südostwärts gerichtete Subduktion an der Grenze zwischen Rhenoherynikum und Moldanubikum (Anderle 1987). Diese bewirkte eine Faltung, Schuppung und Stapelung der Gesteine, bis hin zur Deckenbildung. Der früher für den Taunus postulierte einfache Sattel- und Muldenbau ist durch jüngere Kartierungen nicht zu bestätigen, vielfach kommt Gesteinsüberschiebungen eine große Bedeutung zu (Anderle 1987). Ein wichtiges tektonisches Element ist die nach SE einfallende Taunuskammüberschiebung, für die eine minimale Überschiebungswerte von ca. 30 km quer zum Streichen der Gesteine ermittelt wurde (Oncken 1988).

Nach der Faltung folgte im Schiefergebirge eine lang anhaltende Zeit der Abtragung und Ein-ebnung. Ab dem späten Tertiär (Pliozän) begann eine erneute Heraushebung des Gebirges, die heute noch andauert.

Der tektonische Aufbau des Rheinischen Schiefergebirges ist einerseits auf die variszische Gebirgsbildung und andererseits auf spät- und nachvariszische Bruchtektonik zurückzuführen. Zu den nachvariszischen Strukturen gehört der NNW-SSE streichende Grabenbruch der Idsteiner Senke.

Der Taunus besteht zum überwiegenden Teil aus unterdevonischen, schwach metamorphen Sedimentgesteinen, die meist carbonatfrei sind. Das Hauptstreichen dieser Gesteine verläuft in erzgebirgischer Richtung (SW-NE). Innerhalb der Untersuchungsgebiete stehen Gesteine der sogenannten „Rheinischen Fazies“ an, die ein sedimentologisch weites Spektrum fein- bis grobklastischer Flachwasserablagerungen des küstennahen Bereichs repräsentieren (Hohl 1981).

Die älteste Überflutungsphase der Gedinne-Stufe des Unterdevons und der darauf folgende Meeresrückzug ließen verbreitet fossilarme Tone entstehen, die als Graue Phyllite und Bunte Schiefer bezeichnet werden. Im nördlichen Bereich des Blattes Wehen stehen Phyllite an, für die ein Vor-Gedinne-Alter (Obersilur) nicht ausgeschlossen wird (Anderle 1987, Mittmeyer 1974). Die „Bunten Schiefer“ bestehen aus rotvioioletten und grünen Tonschiefer, in die einzelne Bänke grünlich-weißer Quarzite eingeschaltet sind (Fuchs 1978).

Während der erneut transgressiven Phase der Siegen-Stufe des Unterdevons wurden die grobklastischeren Gesteine von Hermeskeil-Schichten und Taunusquarzit abgelagert. Der aus mittel- bis feinkörnigen Sandsteinen mit kieseligen Bindemitteln hervorgegangene Taunusquarzit ist meist grau bis weißgrau. Die Hermeskeil-Schichten wurden ursprünglich der Gedinne-Stufe zugeordnet, aufgrund neuerer Untersuchungen ist eine Einordnung in die Siegen-Stufe des Unterdevons jedoch wahrscheinlicher (Meyer 1970, Anderle 1987). Die Glimmersandsteine der Hermeskeil-Schichten besitzen meist schwach kieselige oder tonige Bindemittel, sie sind hellgrau bis hellrot. Die Verwitterungsresistenz der Sandsteine ist geringer als die des Taunusquarzits, der die markanten Höhenzüge des Südtanus aufbaut.

Im Unterems wurden die meist feinkörnigeren Sedimentgesteine der Singhofener Schichten und Hunsrückschiefer abgelagert. Das Korngrößenspektrum reicht hier von Ton bis Feinsand (Anderle 1991). Innerhalb der Singhofener Schichten sind häufig Bänke oder Bankfolgen saurer Tuffe (Keratophyre) eingeschaltet, die meist stark kaolinitisiert sind (Fuchs 1978). Weiterhin sind relativ gut sortierte Tonschiefer- und Quarzitbänke enthalten. Die Unterems-Tonschiefer zeichnen sich durch relativ hohe Chrom- und Nickelgehalte aus, was darauf hindeutet, daß im Liefergebiet ultramafische Gesteine abgetragen wurden (Schulz-Dobrick & Wedepohl 1983).

Im NW des Blattes Idstein steht der Emsquarzit der Oberems-Stufe des Unterdevons an. Es handelt sich um helle Quarzite, die aus gut sortierten Feinsandsteinen entstanden sind (Anderle 1991).

Die höchsten Metamorphosegrade der Region sind am Taunussüdrand festzustellen, im Verbreitungsbereich der sogenannten „vordevonischen Gesteine“ (Henningens 1986). Das Vordevon beinhaltet Phyllite und Sericitgneise, die zum Teil grünschieferfazielle Metamorphosegrade aufweisen (Oncken 1988). Für das Vordevon wurden stark unterschiedliche radiometrische Gesteinsalter ermittelt, die vom Ordovizium bis ins Unterkarbon reichen (Schönenberg & Neugebauer 1987).

Örtlich sind die unterdevonischen Gesteine des Rheinischen Schiefergebirges von tertiären Ablagerungen überdeckt. Die limnischen und fluviatilen Tone, Sande und Kiese sind reliktilisch vor allem in morphologischen Depressionen, wie z.B. der Idsteiner Senke, erhalten.

Größere Flächen des südlichen Taunus sind von meist geringmächtigen quartären Gesteinen überlagert. Hierbei handelt es sich um fluviatile Ablagerungen, Löß und Lößlehm sowie Schuttdecken, die besonders an den Hängen der Kammlagen verbreitet sind.

In der folgenden Abb. 2 wird ein geologischer Überblick zur Verbreitung der Gesteine des Arbeitsgebietes gegeben.

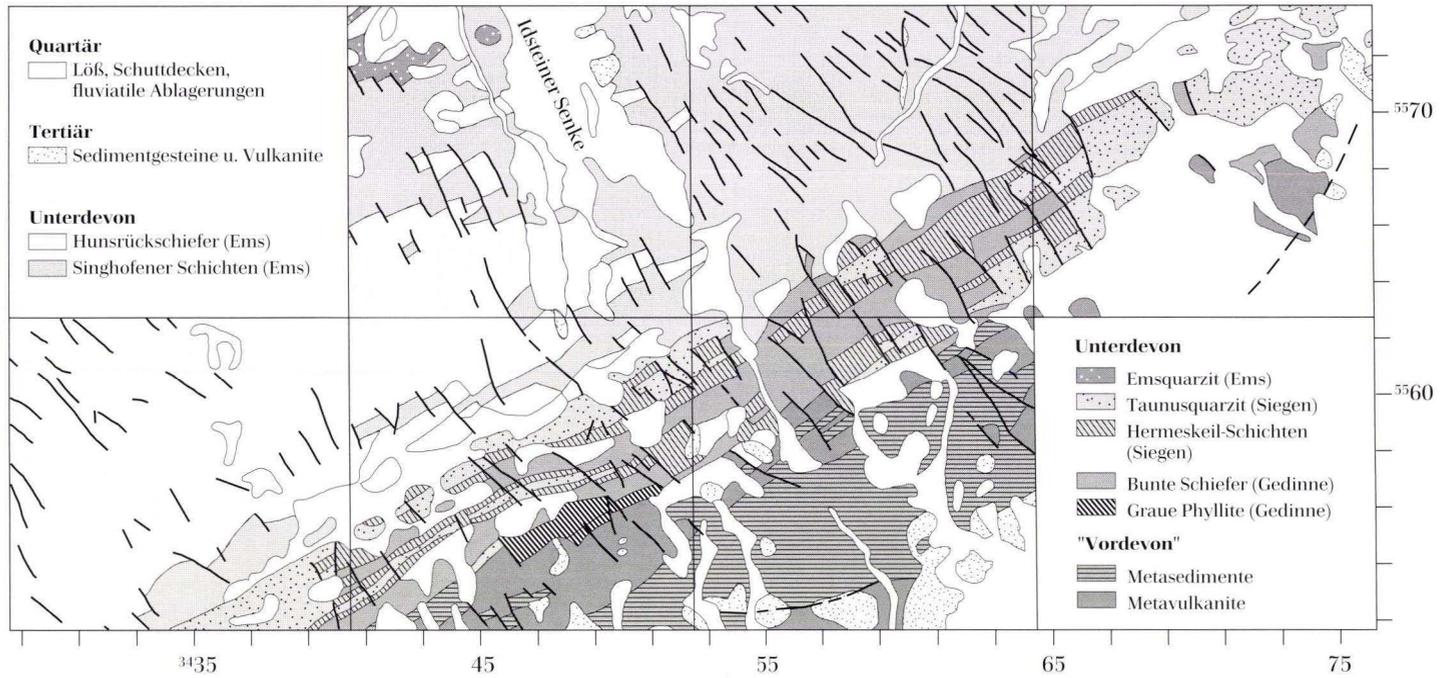


Abb. 2. Geologische Übersichtskarte des südlichen Taunus (nach GÜK Hessen 1:300 000).

### 3.2.1 Hydrogeologische Großeinheiten des Südtanus

Im Südtanus können zwei hydrogeologische Großeinheiten unterschieden werden. Eine Einheit bilden die Kluftgrundwasserleiter Taunusquarzit und Hermeskeil-Schichten, die aus quarzitischen Sandsteinen und Quarziten bestehen. Die meist feinklastischeren Schiefer der Singhofener Schichten, Hunsrückschiefer, Bunten Schiefer und vordevonischen Gesteine werden zu einer zweiten Einheit zusammengefaßt.

Durch tektonische Beanspruchung der Gesteine sind ausgeprägte Kluft- und Störungssysteme entstanden, die in den kompetenten Quarziten größere Hohlraumvolumina aufweisen als in den inkompetenten Schiefen. Daher zeichnen sich die quarzitischen Gesteine gegenüber den Schiefen durch günstigere Wasserleit- und Speichereigenschaften aus. Die Schiefer reagierten durch duktile Verformung auf tektonische Beanspruchungen oder es entstanden engständige, kaum geöffnete Bruchsysteme. Nur im Bereich stärkerer Dehnungstektonik, wie z.B. innerhalb der Idsteiner Senke, treten auch in den unterdevonischen Schiefen deut-

lich günstigere geohydraulische Eigenschaften auf. Von großer Bedeutung sind die jungen, postvariszischen Bruchstrukturen innerhalb der Taunusgesteine, die sich bevorzugt an variszischen Quer- und Diagonalklüften und Störungen orientieren (Anderle 1991). Brunnenbohrungen, die im Kreuzungsbereich junger tektonischer Elemente niedergebracht wurden, erbrachten meist befriedigende Erschließungsergebnisse (Stengel-Rutkowski 1976, Gerlach 1977). Porengrundwasserleiter haben für den Südtanus quantitativ keine Bedeutung.

Insgesamt wird der Taunus, wie auch andere Bereiche des Rheinischen Schiefergebirges, aufgrund geringer Speicher- und Leitfähigkeiten der Kluftgrundwasserleiter als Grundwassermangelgebiet bezeichnet (Michels 1933, Diedrich et al. 1991). So beträgt nach Stengel-Rutkowski (1976) die durch Pumpversuche erreichbare maximale Förderleistung eines 100 m tiefen Bohrbrunnens im Mittel nur 1–3 l/s. Dieser Wert der mittleren Brunnenleistung konnte durch die Pumpversuchsauswertungen dieser Arbeit bestätigt werden.

## 3.3 Bodenkundlicher Überblick

Die Böden des Taunus sind vorwiegend seit dem letzten Spätglazial entstanden, präpleistozäne Bodenbildungen sind in einzelnen Relikten erhalten (Fickel 1980, Reichmann & Streitz 1983).

Im Pleistozän bildeten sich Frostschuttböden und Lößaufwehungen, die in den Kambereichen des Taunus Beimengungen von Laacher-See-Tephra enthalten. Daraus entwickelten sich häufig basenarme Lockerbraunerden. Durch Solifluktionvorgänge kam es in den Hanglagen zur Entstehung lößlehmhaltiger Schuttdecken (Fickel 1977), die sich anhand ihrer petrographischen Zusammensetzung intern gliedern lassen (Sommel & Plass 1965).

Das Spektrum der Bodentypen des Taunus reicht, in der Reihenfolge zunehmender Boden-

versauerung, von Braunerde und Parabraunerde bis zum Pseudogley und zu podsoligen oder sogar podsolierten Böden (Reichmann & Streitz 1983, Bargon et al. 1971). Im Bereich der Taunuskämme überwiegen die Bodentypen Braunerde, Podsol-Braunerde und Podsol, die durchweg karbonatfrei und stark bis sehr stark sauer sind. Die Böden sind vorwiegend mittel- bis flachgründig und enthalten hohe Grus- und Steinanteile. Dadurch neigen sie zur Austrocknung und besitzen eine nur sehr geringe biologische Aktivität (Keitz 1994, Fickel 1977). Der Humusgehalt der sauren Böden ist relativ hoch. Die Auflagen von Rohhumus und Moder sind jedoch von geringer Qualität und tragen zur weiteren Degradierung der Böden bei, da sie nur unvollkommen zersetzt sind.

Bei Bodenkartierungen auf Bl. Oberreifenberg im Zeitraum 1972–74 wurden zahlreiche Bodenprofile aufgenommen und die pH-Werte der Böden bestimmt (Fickel 1977). Durch Wiederholungsmessungen im Jahre 1990 konnte die zeitliche Entwicklung der Bodenversauerung dokumentiert werden (Keitz 1994). In allen untersuchten Böden zeigte sich eine deutliche Zunahme der Versauerung, häufig lagen die pH-Werte um etwa eine Einheit niedriger als in den 70er Jahren. Die geringsten pH-Werte wurden in den organischen Auflagehorizonten und in den A-Horizonten gemessen (um pH 2,5). Ebenfalls stark versauert waren die B-Horizonte mit pH-Werten von 3,2–3,8.

In den kalkfreien Böden des Taunus kann eine langfristig stabile Säurepufferung nur durch Silikatverwitterung erfolgen. Ohne den Eintrag saurer Depositionen würden die Böden, entsprechend dem Silikat-Pufferbereich, pH-Werte von 5,0–6,2 aufweisen.

### 3.4 Lage und Geologie der Gebiete langfristiger Untersuchungen

Das Arbeitsgebiet, in dem von Mai 1992 bis Oktober 1993 regelmäßig Abflußmessungen und Beprobungen der Wässer durchgeführt wurden, liegt im Hochtaunus, nahe dem Großen Feldberg (siehe Abb. 1).

Es wurden vier orographische Wassereinzugsgebiete abgegrenzt, die sich in der flächenhaften Verteilung der Gesteinsarten sowie durch ihre Höhenlage, Exposition und Größe unterscheiden (Tab. 1). Um direkte anthropogene Beeinträchtigungen der Grundwässer ausschließen zu können, wurden Gebiete gewählt die keine Ortschaften enthalten und überwiegend bewaldet sind. Die vier Einzugsgebiete grenzen aneinander und decken eine Gesamtfläche von ca. 28,6 km<sup>2</sup> ab.

Die innerhalb der Einzugsgebiete oder in deren näherer Umgebung befindlichen Trinkwasser-Gewinnungsanlagen (Brunnen, Grundwasserstollen und Schürfungen) der Gemeinden Glashütten, Königstein und Oberursel wurden in das Beprobungsprogramm einbezogen. Zu-

Die Silikatverwitterung findet bei allen pH-Werten statt, als Pufferreaktion ist sie aber nur im angegebenen pH-Bereich gegenüber anderen Puffersystemen von Bedeutung (Prenzel 1985). Die Böden des Taunus haben den effektiven Silikat-Pufferbereich längst verlassen, auch tiefere Bodenhorizonte befinden sich bereits im Aluminium-/Eisen- (pH 4,2–3,2) oder im Eisen-Pufferbereich (pH < 3,2). Durch Prozesse der Silikatverwitterung können in Mitteleuropa etwa 0,1–1,1 kmol(eq) (H<sup>+</sup>) / (ha•a) abgepuffert werden (Prenzel 1985, Fölster 1985). Für die Verwitterung von Tonschiefern wurden Pufferungsraten von 0,2–0,5 kmol(eq) (H<sup>+</sup>) / (ha•a) abgeschätzt (Linkersdörfer & Benecke 1987). Im Bereich der bewaldeten Taunuskämme nördlich Königstein lagen die Säureimmissionen in den Jahren 1986–88 allerdings bei Werten > 3 kmol(eq) (H<sup>+</sup>) / (ha•a) (Balázs 1991).

sätzlich zu den Quellschüttungen wurde für alle Gebiete der Gesamtabfluß der Gewässer bei Verlassen der Einzugsgebiete gemessen.

Auf der folgenden geologischen Karte (Abb. 3) ist die Lage aller Beprobungspunkte und Abflußmeßstellen markiert, die Umgrenzungen der orographischen Wassereinzugsgebiete sind eingezeichnet.

Das Einzugsgebiet Silberbach befindet sich zwischen den im Norden angrenzenden Höhenzügen von Glaskopf (687 m ü. NN) und Kleinem Feldberg (825 m ü. NN) sowie dem im Süden gelegenen Eichkopf (563 m ü. NN) und dem Steinkopf (570 m ü. NN).

Der für das Gebiet namensgebende Silberbach fließt im NE–SW streichenden Silberbachtal in Richtung SW.

Im Einzugsgebiet dominieren die Gesteine der Bunten Schiefer mit ca. 64 % der Ausbissfläche. Das Silberbachtal liegt innerhalb der Bunten Schiefer, die weniger verwitterungsresistent sind als die nördlich und südlich angren-

# Geologie der Wassereinzugsgebiete

**Quartär:**

-  Talauen
-  Schuttedecken

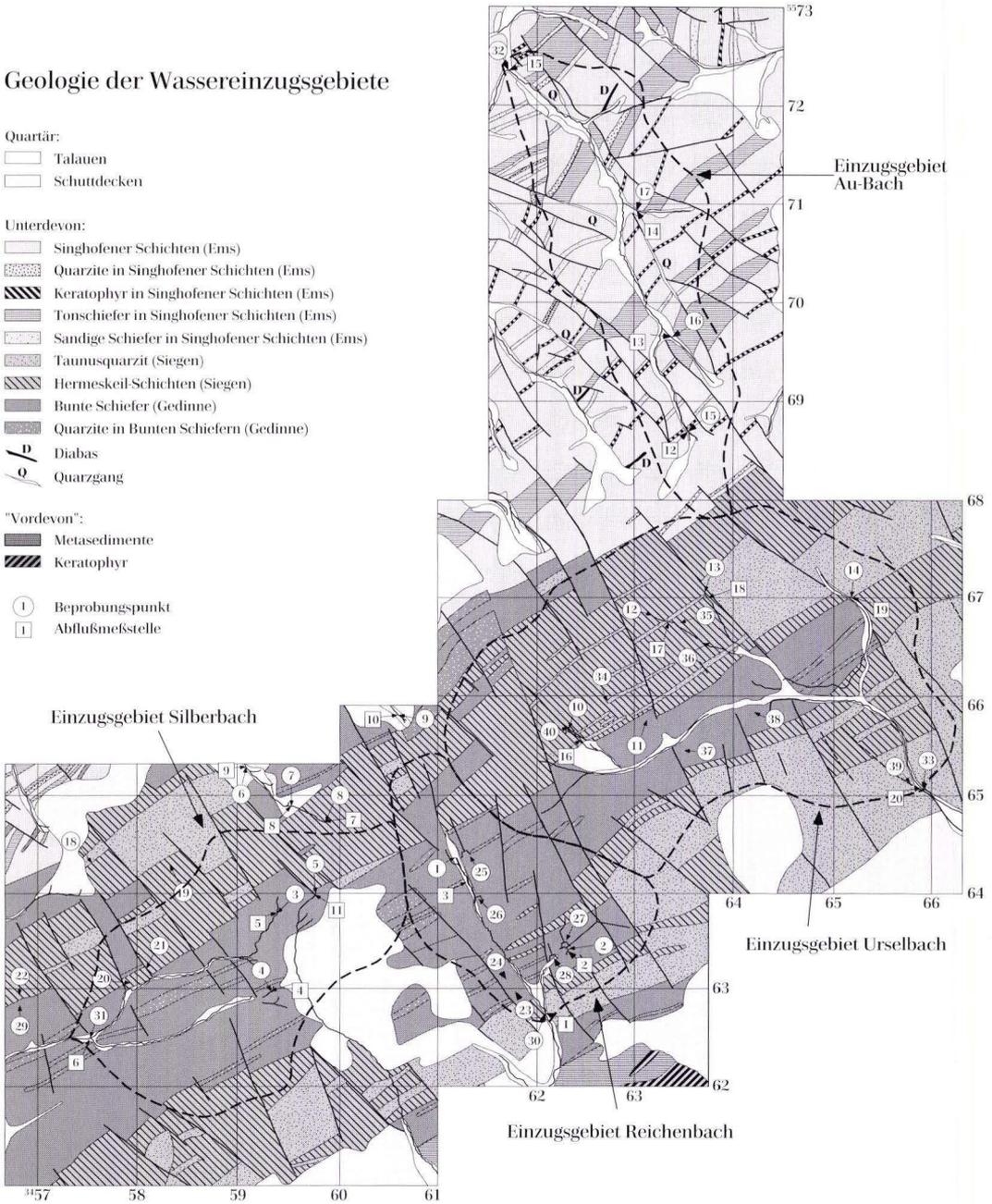
**Unterdevon:**

-  Singhofener Schichten (Ems)
-  Quarzite in Singhofener Schichten (Ems)
-  Keratophyr in Singhofener Schichten (Ems)
-  Tonschiefer in Singhofener Schichten (Ems)
-  Sandige Schiefer in Singhofener Schichten (Ems)
-  Taunusquarzit (Siegen)
-  Hermeskeil-Schichten (Siegen)
-  Bunte Schiefer (Gedinné)
-  Quarzite in Buntén Schieférn (Gedinné)
-  Diabas
-  Quarzgang

**"Vordevon":**

-  Metasedimente
-  Keratophyr

-  1 Beprobungspunkt
-  1 Abflußmeßstelle



**Abb. 3.** Geologische Karte der Einzugsgebiete Silberbach, Reichenbach, Urselbach und Aubach mit Beprobungspunkten und Abflußmeßstellen (Ausschnitt der geologischen Karten (GK 25) Blätter: Oberreifenberg, Bad Homburg v.d.H. und Königstein).

**Tab. 1.** Projizierte Ausbißflächen der Gesteine und Höhenlagen der Einzugsgebiete

<b>Einzugsgebiete:</b>	<b>Silberbach</b>	<b>Reichenbach</b>	<b>Urselbach</b>	<b>Aubach</b>
<b>Gesamtfläche (km<sup>2</sup>):</b>	6,2	4,2	12,6	5,6
<b>Taunusquarzit (km<sup>2</sup>):</b>	0,2 (3 %)	0,5 (11 %)	3,0 (24 %)	-
<b>Hermeskeilsandstein (km<sup>2</sup>):</b>	1,8 (29 %)	0,8 (18 %)	6,1 (49 %)	-
<b>Bunte Schiefer:</b>				
- Tonschiefer (km <sup>2</sup> ):	4,0 (64 %)	2,7 (65 %)	3,1 (24,5 %)	-
- Quarzit und Sandstein (km <sup>2</sup> ):	0,2 (4 %)	0,2 (6 %)	0,3 (2 %)	-
<b>Singhofener Schichten:</b>				
- sandige Schiefer (km <sup>2</sup> ):	-	-	0,1 (0,5 %)	4,9 (86,6 %)
- Tonschiefer (km <sup>2</sup> ):	-	-	-	0,6 (12,1 %)
- Quarzite (km <sup>2</sup> ):	-	-	-	0,1 (1,3 %)
<b>Minimale Höhe (m ü. NN):</b>	360	435	350	398
<b>Maximale Höhe (m ü. NN):</b>	742	825	879	679
<b>Höhendifferenz (m):</b>	382	390	529	281
<b>Ø Hangneigung:</b>	6,0°/13,3 %	8,9°/19,7 %	6,8°/15,2 %	4,8°/10,7 %

zenden Taunusquarzite und Hermeskeil-Schichten. Die Hanglagen im östlichen Bereich des Einzugsgebietes sind von quartären Schuttdecken überlagert.

Die Quellen entspringen an der Grenze von Hermeskeil-Schichten zu Bunten Schiefen oder innerhalb der Bunten Schiefer. Wie auch in den übrigen Einzugsgebieten sind es meist Störungsquellen, die überwiegend durch Wasser aus den Kluftgrundwasserleitern von Hermeskeil-Schichten und Taunusquarzit gespeist werden. Die Brunnen der Gemeinde Glashütten (Beprobungspunkte: 18, 19, 20, 21, 22) sind innerhalb der Hermeskeil-Schichten im Bereich tektonischer Störungszonen angelegt.

Wie im Silberbachgebiet, sind auch im Einzugsgebiet Reichenbach die Gesteine der Bunten Schiefer am weitesten verbreitet (65 % der Ausbißfläche). Das orographische Einzugsgebiet wird im NW vom Kleinen Feldberg und im Osten durch den Altkönig (798 m ü. NN) begrenzt. Mit 4,2 km<sup>2</sup> Fläche ist es das kleinste der vier Wassereinzugsgebiete. Die durchschnittliche Hangneigung innerhalb des Gebietes liegt bei etwa 9° und ist damit größer als in allen übrigen Untersuchungsgebieten (siehe Tab. 1).

Im Gegensatz zum Silberbach fließt der Reichenbach in Richtung SE, quer zum Streichen der Schiefer. Dies ist auf NW-SE streichende

Querstörungen zurückzuführen, in deren Auflockerungszone das Reichenbachtal entstanden ist. Die Grundwasserstollen der Stadt Königstein (Beprobungspunkte: 2, 25, 26, 27, 28) sind jeweils in den Bunten Schiefen angelegt und reichen teilweise bis in die Hermeskeil-Schichten.

Das Einzugsgebiet Urselbach ist mit einer Gesamtfläche von ca. 12,6 km<sup>2</sup> mehr als doppelt so groß wie die übrigen Gebiete. Die Fläche wird zu einem hohen Prozentsatz (73 % der Ausbißfläche) von Hermeskeil-Schichten und Taunusquarzit aufgebaut, schiefrige Gesteine nehmen, im Gegensatz zu den anderen Gebieten, weitaus geringere Flächenanteile ein. Im Westen wird das Gebiet durch den Großen Feldberg (879 m ü. NN) begrenzt, im Norden durch den Kolbenberg (684 m ü. NN) und im Süden durch den Altkönig.

Wie das Silberbachtal streicht auch das Haidtränktal im Einzugsgebiet Urselbach in Richtung NE-SW, es bildete sich ebenfalls im Verbreitungsbereich der Bunten Schiefer. Der Haidtränkbach fließt in Richtung NE, er ändert seine Fließrichtung aber westlich des aus Hermeskeil-Schichten bestehenden Lindenberges nach SE. Im weiteren Verlauf (südlich der „Haidtränke“) wird er als Urselbach bezeichnet.

Die in die Untersuchung einbezogenen Brunnen der Stadt Oberursel sind sowohl in Gestein-

Tab. 2. Bezeichnungen der Beprobungspunkte und Abflußmeßstellen

<b>Beprobungspunkte:</b>		<b>Abflußmeßstellen:</b>	
<b>Einzugsgebiet Silberbach:</b>			
BP 3	Silberbach, nördliche Quelle	A 4	Silberbach, südliche Quelle
BP 4	Silberbach, südliche Quelle	A 5	Silberbach, nördliche Quelle
BP 5	Rombach Quelle	A 6	Silberbach, Gesamtabfluß
BP 6	Emsbach, unterer Waldweg	A 7	Seelborn, Schürfung Grüner Weg
BP 7	Emsbach, oberer Waldweg	A 8	Emsbach, oberer Waldweg
BP 8	Seelborn, Schürfung Grüner Weg	A 9	Emsbach, unterer Waldweg
BP 18	Brunnen 1, Glashütten	A 11	Rombach Quelle
BP 19	Tiefbrunnen 2 Kohlweg, Glashütten		
BP 20	Tiefbrunnen 3 Silberbachtal, Glashütten		
BP 21	Tiefbrunnen 4 Silberbachtal, Glashütten		
BP 22	Brunnen 5, Saure Wiese, Glashütten		
BP 29	Schürfung Saure Wiese, Glashütten		
BP 31	Silberbach, Gesamtabfluß		
<b>Einzugsgebiet Reichenbach:</b>			
BP 1	Reichenbach, westliche Quelle	A 1	Reichenbach, Gesamtabfluß
BP 2	Vorstollen Heilig Geist, Königstein	A 2	Froschklappe Vorstollen Heilig Geist
BP 9	Schürfung nördlich Weilquelle	A 3	Reichenbach, westliche Quelle
BP 23	Schürfung 2 Reichenbach, Königstein	A 10	Schürfung nördlich Weilquelle
BP 24	Schürfung 1 Reichenbach, Königstein		
BP 25	Neuwaldstollen, Königstein		
BP 26	Reh-Stollen, Königstein		
BP 27	Oberer Treisbachstollen, Königstein		
BP 28	Unterer Treisbachstollen, Königstein		
BP 30	Reichenbach Gesamtabfluß		
<b>Einzugsgebiet Urselbach:</b>			
BP 10	Hermannsborn Quelle	A 16	Hermannsborn, am Albrechtsweg
BP 11	Kauteborn Quelle, südlich Bundesstraße	A 17	Hanswagnersborn, Wegunterf. Waldweg
BP 12	Hanswagnersborn Quelle	A 18	Buchborn, Wegunterführung Waldweg
BP 13	Buchborn Quelle	A 19	Schellbach, Wegunterführung Waldweg
BP 14	Schellbach Quelle	A 20	Urselbach, Gesamtabfluß
BP 33	Urselbach Gesamtabfluß		
BP 34	Schürfung Kauteborn, Oberursel		
BP 35	Brunnen 4 Hanswagnersborn, Oberursel		
BP 36	Brunnen 3 Haidtränktal, Oberursel		
BP 37	Brunnen 2 Maßenborntal, Oberursel		
BP 38	Brunnen 5 Haidtränktal, Oberursel		
BP 39	Brunnen 1 Haidtränktal, Oberursel		
BP 40	Stollen Hermannsborn, Oberursel		
<b>Einzugsgebiet Aubach:</b>			
BP 15	Aubach, Quelle Weiße Berge	A 12	Aubach, Quelle Weiße Berge
BP 16	Aubach, Quelle Polnische Köpfe	A 13	Aubach, Quelle Polnische Köpfe
BP 17	Aubach, Quelle Biemer Berg	A 14	Aubach, Quelle Biemer Berg
BP 3	Aubach, Gesamtabfluß	A 15	Aubach, Gesamtabfluß

nen von Hermeskeil-Schichten und Taunusquarzit (Beprobungspunkte: 35, 36, 39) als auch in den Bunten Schiefen (BP: 37, 38) abgeteuft. Der Grundwasserstollen Hermannsborn (BP: 40) ist innerhalb der Hermeskeil-Schichten im Bereich einer Querstörung angelegt.

Das ca. 5,6 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet Aubach liegt nördlich des Taunushauptkamms, der hier durch den Kolbenberg (684 m ü. NN) markiert wird. Die Hangneigungen innerhalb des langgezogenen, nach NNW ausgerichteten Einzugsgebietes sind geringer als in den übrigen Arbeitsgebieten. Der Aubach mündet bei Verlassen des Gebietes in die Weil, die Entwässerung erfolgt somit nach Norden zur Lahn.

### 3.5 Lage der Regionalisierungsgebiete

Die drei Karten von Abb. 4 umfassen den bereits in der geographischen (Abb. 1) und der geologischen Übersichtskarte (Abb. 2) dargestellten Ausschnitt von sechs topographischen Kartenblättern (TK 25) des Taunus. Markiert sind die Gebiete, für die eine flächenhafte Darstellung geohydraulischer und hydrochemischer Daten erfolgte. Die Lage der unterschiedlichen Meßpunkte und die der bereits vorgestellten Einzugsgebiete ist eingezeichnet. Abhängig von der jeweiligen Fragestellung und der zur Verfügung stehenden Datenbasis unterscheidet sich die Größe der Regionalisierungsgebiete.

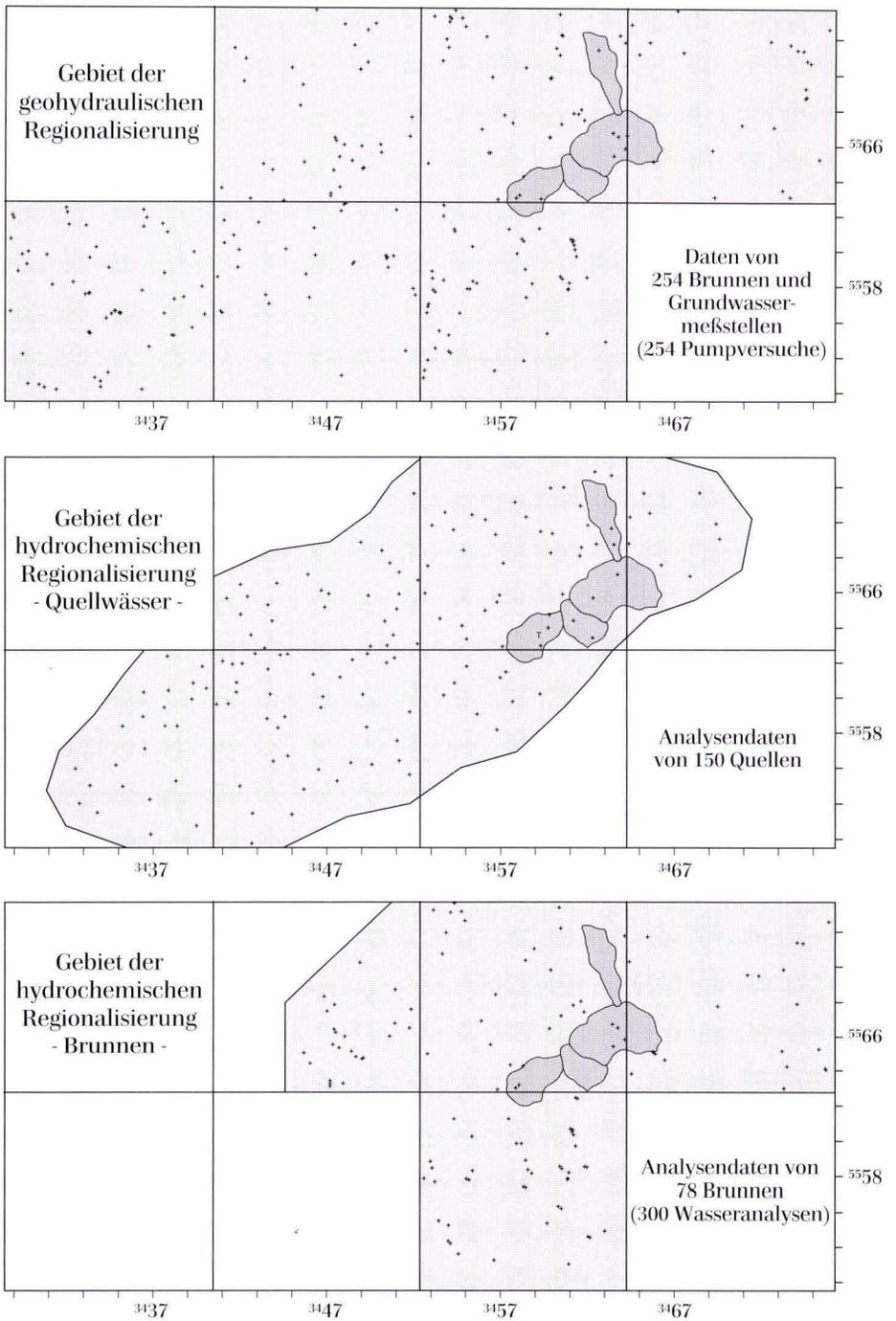
Zur geohydraulischen Regionalisierung wurden Pumpversuche von insgesamt 254 Brunnen und Grundwassermeßstellen ausgewertet, die über den gesamten Bereich der sechs Kartenblätter verteilt sind. Die Mehrzahl der Daten stammt aus den Archiven des Hessischen Lan-

Innerhalb des Einzugsgebietes dominieren die Schiefer der Singhofener Schichten. Die Orientierung des Aubach Tals entspricht der Streichrichtung dominierender Störungszonen (NNW-SSE). Dies spricht für eine tektonische Kontrolle der Talrichtung. Die Schüttung des Aubachs nimmt talwärts kontinuierlich zu, wobei der Schüttungszuwachs größer ist als der Zufluß durch die seitlichen Quellen. Es herrschen somit effluente Strömungsverhältnisse, d.h. der Bach wird durch das Bachbett aus dem Grundwasserleiter gespeist. Der Umfang dieses Zuflusses unterliegt starken jahreszeitlichen Schwankungen.

desamtes für Bodenforschung (HLfB), der Hessischen Landesanstalt für Umwelt (HLfU) und des Wasserwirtschaftsamtes Friedberg. Einige zusätzliche Pumpversuche wurden während des Projektes durchgeführt.

Die im Rahmen der Stichtagbeprobungen untersuchten Quellen liegen überwiegend im Gebiet des Taunuskamms und einige Kilometer nördlich davon. In die Untersuchung sind 150 Quellen einbezogen, die jeweils im Oktober 1993 und Mai 1994 beprobt wurden.

Die hydrochemischen Daten der Brunnenwässer wurden zum Teil schon vor Beginn des Forschungsvorhabens aus Archivdaten zusammengestellt, sie umfassen den östlichen Teil des Südtanuns. Die Daten stammen überwiegend aus dem Archiv des HLfB, von verschiedenen Taunusgemeinden und den zuständigen Wasserwirtschaftsämtern. Es handelt sich meist um Meßwerte aus Trinkwasseranalysen.



**Abb. 4.** Lage der Untersuchungsgebiete zur Regionalisierung geohydraulischer und hydrochemischer Daten im südlichen Taunus (TK 25 Blatt-Nr.: 5715, 5716, 5717, 5814, 5815 und 5816).

## 4. Schüttungsdynamik der Quellen und Bäche

### 4.1 Statistische Auswertung der jahreszeitlichen Niederschlagsverteilung

Zur Bewertung der hydrologischen Ganglinien muß die jahreszeitliche Verteilung und Höhe der Niederschläge im Bereich der Einzugsgebiete für den Beobachtungszeitraum bekannt sein. Um die statistische Aussagekraft der Abflußmeßwerte beurteilen zu können, wird nachfolgend ein Vergleich der Niederschlagsmengen des Beobachtungszeitraums mit langjährigen Daten vorgenommen.

In Abb. 5 sind die Tages- und Monatssummen der Niederschläge, DWD-Station Kleiner Feldberg/Taunus, aufgetragen. Die Station befindet sich auf dem Kleinen Feldberg, innerhalb des Einzugsgebietes Reichenbach.

Bei dem Vergleich der in Abb. 5 dargestellten Niederschlagsdaten mit den Quellschüttungsganglinien in Kap. 4.2 wird der im Jahresverlauf unterschiedlich große Einfluß von Niederschlagsereignissen auf die Quellschüttung deutlich.

Die Daten der Station Kleiner Feldberg/Taunus wurden für zwei längere Zeitabschnitte ausgewertet. Tab. 3 zeigt die jeweilige Verteilung der Niederschläge auf die hydrologischen Sommer- und Winterhalbjahre sowie deren Jahressummen für 1980–1993 und das arithmetische

Mittel der Jahre 1891–1955. Das Beobachtungsjahr 1992–1993 war im Vergleich zum langjährigen Mittel in beiden Jahreshälften etwas zu trocken. Die Niederschlagssumme des Jahres betrug 875 mm. Im Zeitraum 1891–1955 lag die mittlere Jahressumme bei 1000 mm, für 1980–1992 ergab sich ein noch höheres Mittel von 1052 mm. Die jahreszeitliche Verteilung der Niederschläge auf Sommer- und Winterhalbjahr entspricht im hydrologischen Jahr 1992–1993 mit 54 % im Sommer und 46 % im Winter in etwa dem langjährigen Mittel. Die Niederschlagssumme des Sommerhalbjahres 1993 (Mai–Oktober) liegt mit 537 mm exakt bei dem Mittel der Jahre 1980–1992 und 23 mm über dem Mittel der Jahre 1891–1955.

Es wird deutlich, daß sowohl Menge als auch Verteilung der Niederschläge innerhalb des Beobachtungszeitraums nur wenig von den langjährigen arithmetischen Mittelwerten abweichen. Aus Tab. 3 geht weiterhin hervor, daß extremere Abweichungen in der Vergangenheit durchaus häufiger vorgekommen sind. So fiel im Jahr 1987–1988 die hohe Niederschlagssumme von 1491 mm, im Jahre 1991–1992 hingegen nur 779 mm. Die Niederschläge der Station Klei-

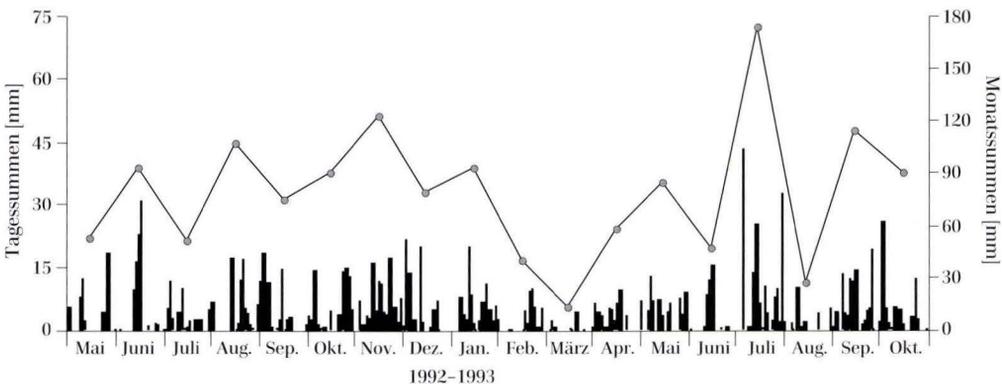


Abb. 5. Tages- und Monatssummen der Niederschläge im Zeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993, DWD-Station Kleiner Feldberg/Taunus (ca. 805 m ü. NN).

Tab. 3. Langfristige Niederschlagshöhen der DWD-Station Kleiner Feldberg/Taunus

Zeitraum	Sommerhalbjahr		Winterhalbjahr	
	Mai–Oktober [mm]		November–April [mm]	Jahressumme [mm]
Ø 1891–1955	514 (51 %)		486 (49 %)	1000
1980–1981	604 (53 %)		535 (47 %)	1139
1981–1982	801 (60 %)		532 (40 %)	1333
1982–1983	619 (49 %)		632 (51 %)	1251
1983–1984	407 (45 %)		496 (55 %)	903
1984–1985	680 (62 %)		413 (38 %)	1093
1985–1986	484 (49 %)		498 (51 %)	982
1986–1987	497 (50 %)		500 (50 %)	997
1987–1988	808 (54 %)		683 (46 %)	1491
1988–1989	390 (43 %)		514 (57 %)	904
1989–1990	472 (56 %)		373 (44 %)	845
1990–1991	422 (46 %)		492 (54 %)	914
1991–1992	322 (41 %)		457 (59 %)	779
1992–1993	469 (54 %)		406 (46 %)	875
1993–1994	537 -		-	-
Ø 1980–1993	537 (52 %)		502 (48 %)	1039

ner Feldberg/Taunus liegen seit 1988 um ca. 15 % unter dem langjährigen Mittel. Der Wasserhaushalt der Region ist durch diese trockene Periode sicherlich beeinflusst. Für die Quellen

ist daher zu vermuten, daß die im Beobachtungszeitraum registrierten Schüttungen wahrscheinlich geringfügig unter dem langjährigen Mittel liegen.

## 4.2 Ganglinien der Quellschüttungen und Bachabflüsse

In den Abb. 6–14 sind exemplarisch für 9 der 20 untersuchten Meßstellen die Ganglinien der Quellschüttungen und Bachabflüssen aus den hydrologischen Sommerhalbjahren 1992 und 1993 sowie aus dem Winterhalbjahr 1992–1993 dargestellt. Durch Auswertung der Trockenwetterabflüsse konnten Auslaufkoeffizienten ( $\alpha$ ) und hydrologische Halbwertszeiten (T) berechnet werden. Diese bildeten u.a. die Grundlage zur Ermittlung quellspezifischer Schüttungsvariabilitäten, mit deren Hilfe der Anteil des Zwischenabflusses an der Gesamtschüttung abgeschätzt werden kann.

Zur weiterführenden Interpretation der Ganglinien physikalisch-chemischer Parameter wird in Kap. 8.4 auf die Schüttungsganglinien zurückgegriffen.

Wie zu erwarten, korrelieren die Ganglinien

mit den Tages- und Monatssummen der Niederschläge (Abb. 5). Dieser Zusammenhang ist jedoch jahreszeitlich unterschiedlich stark ausgeprägt.

Die Quellschüttungs- und Abflußsummen sind ungleichmäßiger auf die beiden Jahreshälften verteilt als die Niederschläge. Es zeigt sich ein deutlicher Jahresgang der Schüttung, mit einem ausgeprägten Maximum im hydrologischen Winterhalbjahr. Diese Erscheinung ist durch den Einfluß der Vegetationsperiode und der Temperaturdifferenzen zu erklären. In den Monaten Mai bis Oktober sinken die Quellschüttungen an den meisten Meßstellen ab, offensichtlich wird der größte Teil des Niederschlags in dieser Zeit durch die Vegetation und durch Verdunstung aufgebraucht. Eine quantitativ bedeutsame Grundwasserneubildung kann nicht erfolgen. Selbst heftige Regenfälle,

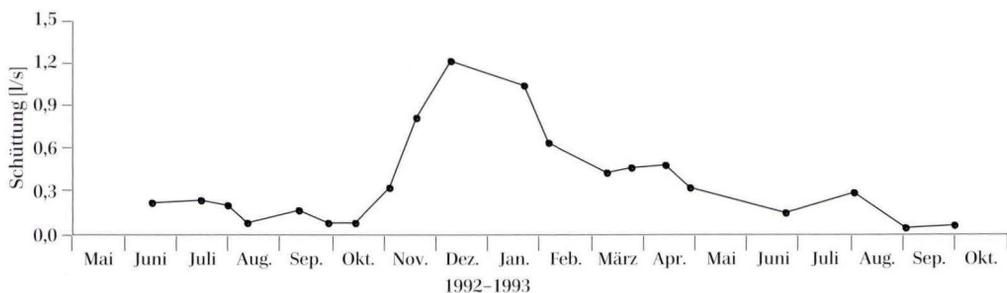


Abb. 6. Quellschüttung Meßstelle A 4 (Silberbach, südl. Quelle), Mai 1992–Oktober 1993.

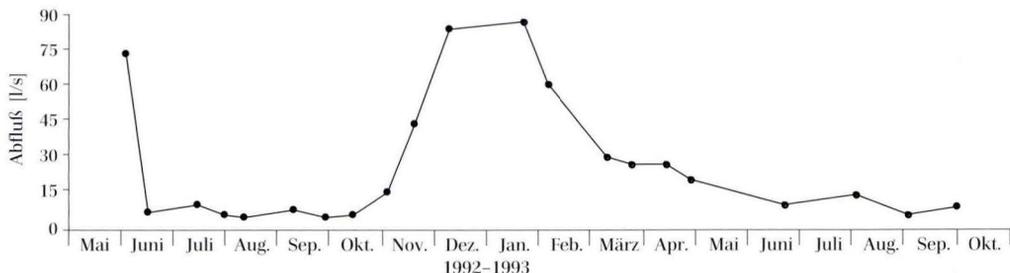


Abb. 7. Abfluß Meßstelle A 6 (Silberbach, Gesamtabfluß), Mai 1992–Oktober 1993.

wie z.B. im Juli 1993, machen sich in den Quellschüttungen kaum bemerkbar. Bereits trocken-gefallene Quellen reagierten nicht mit erneuter Schüttung.

Anders ist die Situation im hydrologischen Winterhalbjahr zwischen November und April. In dieser Zeit ist der Wasserbedarf der Pflanzen geringer, auch die Verdunstung ist durch die niedrigeren Lufttemperaturen herabgesetzt. Die Quellen reagieren nun relativ schnell mit einem Schüttungszuwachs auf einsetzende Niederschläge, es beginnt die Zeit der Grundwasserneubildung. Das Maximum der Quellschüttung ist meist im Dezember erreicht. Einige Quellen, die stärker durch den Zwischenabfluß beeinflusst sind, erreichen ihre maximale Schüttung bereits im November.

Im Einzugsgebiet Silberbach wurden die Schüttungen von drei Quellen und der Abfluß eines Baches regelmäßig gemessen. Drei weitere Meßstellen befinden sich weiter nördlich, in unmittelbarem Anschluß an das Gebiet. Die südliche Silberbachquelle (Abb. 6) entspringt im Bereich eines Quarzituges innerhalb der

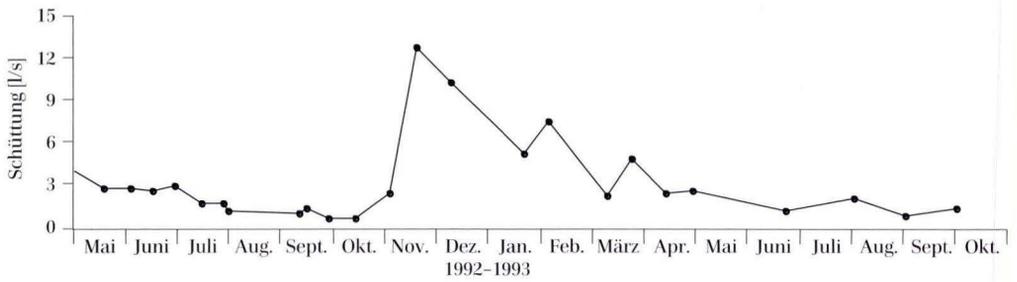
Bunten Schiefer (ca. 510 m ü. NN). Trotz geringer Schüttungen von maximal ca. 1,2 l/s ist die Quelle im gesamten Beobachtungszeitraum nicht trocken gefallen.

An der Meßstelle A 6 (Abb. 7) wurde der Gesamtabfluß des Silberbachs bei Verlassen des Einzugsgebietes gemessen (ca. 360 m ü. NN).

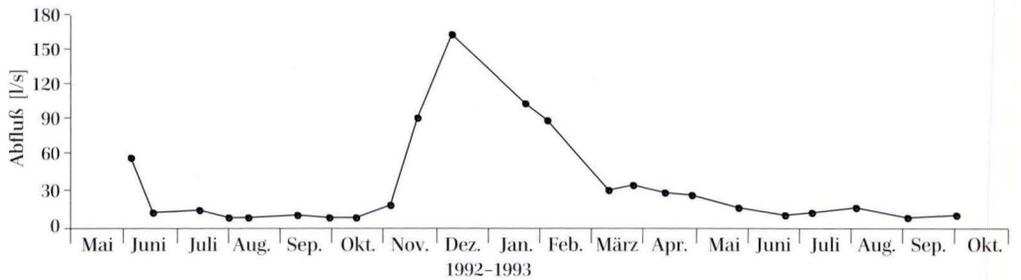
Die Schürfung Grüner Weg (Abb. 8) befindet sich nördlich des Einzugsgebietes Silberbach (ca. 675 m ü. NN) in Gesteinen der Hermeskeilschichten. Das orographische Einzugsgebiet der Quelle beinhaltet den Kleinen Feldberg. Trotz großer Höhenlage fällt die Schürfung im Herbst nicht trocken, es zeigen sich jedoch große Schüttungsschwankungen, die als kurzfristige Reaktion auf Niederschlagsereignisse zu werten sind.

Innerhalb des Einzugsgebietes Reichenbach wurden an drei Stellen regelmäßig Quellschüttungen und Abflüsse gemessen. Eine weitere Meßstelle befand sich nördlich des Gebietes.

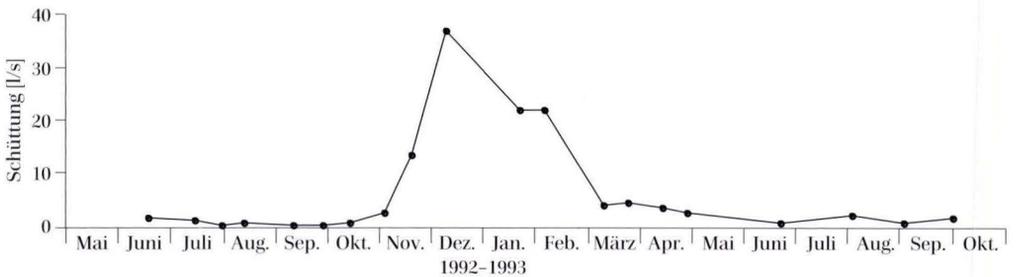
An der in einer Höhe von ca. 445 m ü. NN gelegenen Meßstelle A 1 wurde der Gesamtabfluß des Reichenbachs bei Verlassen des orographischen Einzugsgebietes gemessen (Abb. 9).



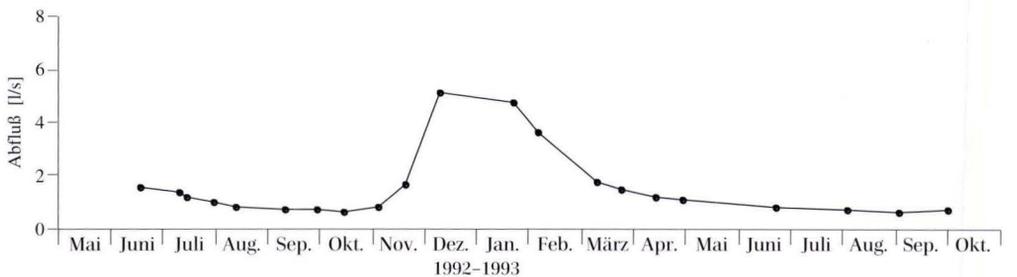
**Abb. 8.** Quellschüttung Meßstelle A 7 (Seelborn, Schürfung Grüner Weg), Mai 1992–Oktober 1993.



**Abb. 9.** Abfluß Meßstelle A 1 (Reichenbach, Gesamtabfluß), Mai 1992–Oktober 1993.



**Abb. 10.** Quellschüttung Meßstelle A 3 (Reichenbach, westl. Quelle), Mai 1992–Oktober 1993.



**Abb. 11.** Abfluß Meßstelle A 16 (Hermannsborn, Abflußwehr), Mai 1992–Oktober 1993.

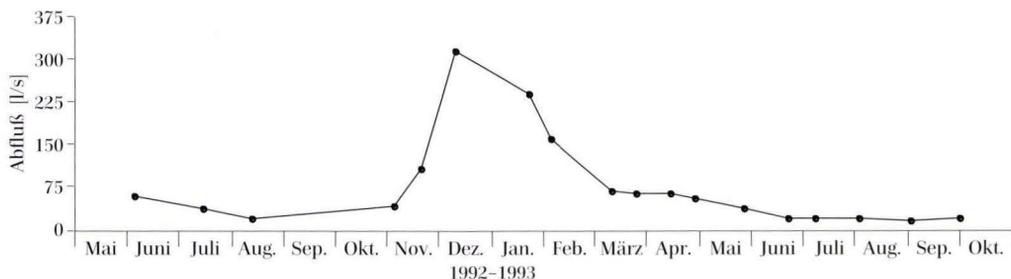


Abb. 12. Abfluß Meßstelle A 20 (Urselbach, Gesamtabfluß), Mai 1992–Oktober 1993.

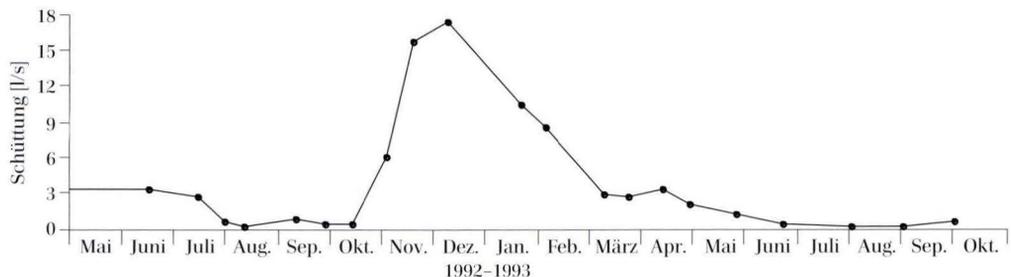


Abb. 13. Quellschüttung Meßstelle A 12 (Aubach, Quelle Weiße Berge), Mai 1992–Oktober 1993.

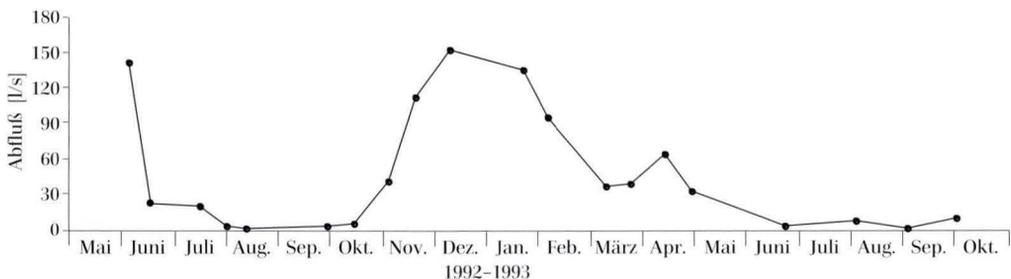


Abb. 14. Abfluß Meßstelle A 15 (Aubach, Gesamtabfluß), Mai 1992–Oktober 1993.

Die Schüttungsmessstelle der westlichen Reichenbachquelle (Abb. 10) befindet sich in einer Geländehöhe von ca. 580 m ü. NN. Die Quelle entspringt innerhalb der Bunten Schiefer im Bereich einer vermuteten NW–SE streichenden Querstörung.

Innerhalb des Einzugsgebietes wurden an fünf Meßstellen regelmäßige Quellschüttungen und Bachabflüsse gemessen.

Die Abflußmessstelle Hermannsborn (Abb. 11) diente zur Messung der frei ausfließenden, ungenutzten Schüttungsmenge des Stollens

Hermannsborn. Dessen Stollenmundloch befindet sich in einer Höhe von ca. 615 m ü. NN.

An der Meßstelle A 20 wurde der Gesamtabfluß des Urselbachs gemessen (Abb. 12). Die Abflußmengen lagen im Dezember 1992 bei einem maximalen Wert von über 300 l/s. Die Messungen wurden in einem ausgemauerten Bachprofil vorgenommen.

Im Einzugsgebiet Aubach wurden die Schüttungsmengen von drei Quellen regelmäßig bestimmt, außerdem wurde der Abfluß des Aubachs bei Verlassen des Gebietes gemessen.

Alle Quellen sind durch den Zwischenabfluß beeinflusst und reagierten sehr schnell auf Niederschlagsereignisse (z.B. Meßstelle A 12, Abb. 13). Die Quellen entspringen in Höhen zwischen ca. 470 m und ca. 600 m ü. NN, innerhalb der Gesteine der Singhofener Schichten. Die Schiefer haben ungünstigere wasserleitende- und speichernde Eigenschaften als die Gesteine der übrigen Wassereinzugsgebiete.

Der Gesamtabfluß des Aubachs erreichte trotz der geringen Gebietsgröße einen Maximalwert von ca. 150 l/s. Dies ist durch einen hohen Anteil von Niederschlagswasser am Gesamtabfluß zu erklären das nicht in die Schiefer einsickert, sondern auf der Oberfläche abfließt. Im Spätherbst ist der Bach zeitweise trockengefallen (Abb. 14).

### 4.3 Abflußstatistiken der Quellen und Bäche

Tab. 4. Schüttungsstatistiken Einzugsgebiete Silberbach, Reichenbach, Urselbach und Aubach

Abfluß- meßpunkt Nr.	Minimum und Maximum [l/s]	arithm. Mittel [l/s]	Median- wert [l/s]	Amplitude [l/s]	Standard- abweichung [l/s]	gewichteter Median [M <sub>norm</sub> ]	Anzahl Meßwerte
<b>Einzugsgebiet Silberbach</b>							
A 4	0,03-1,22	0,36	0,295	1,19	0,32	0,92	22
A 5	0,00-7,14	1,01	0,054	7,14	2,00	0,03	25
A 6	3,56-86,70	24,77	13,40	83,14	26,20	0,51	23
A 11	0,23-7,31	1,27	0,395	7,08	2,10	0,19	22
Abflußmeßpunkte in der Nähe, außerhalb des Einzugsgebietes:							
A 7	0,56-12,71	2,81	1,67	12,15	2,77	0,60	47
A 8	0,78-19,40	4,30	2,60	18,62	5,12	0,51	19
A 9	1,76-50,40	12,07	4,76	48,64	14,39	0,33	17
<b>Einzugsgebiet Reichenbach</b>							
A 1	5,25-163,0	32,16	14,10	157,75	40,98	0,34	23
A 2	0,90-5,5	1,77	1,325	4,60	1,19	1,11	22
A 3	0,34-36,8	5,58	1,48	36,46	9,44	0,16	22
Abflußmeßpunkt in der Nähe, außerhalb des Einzugsgebietes:							
A 10	0,20-2,63	0,69	0,455	2,43	0,63	0,72	22
<b>Einzugsgebiet Urselbach</b>							
A 16	0,56-5,09	1,45	0,93	4,53	1,27	0,73	23
A 17	0,00-34,16	3,93	0,068	34,16	8,31	0,008	23
A 18	0,00-21,28	3,80	2,44	21,28	5,04	0,48	23
A 19	0,00-14,60	1,44	0,00	14,60	3,68	0,004 <sup>1</sup>	25
A 20	14,90-313,10	75,03	46,4	298,20	83,20	0,56	18
<b>Einzugsgebiet Aubach</b>							
A 12	0,001-17,37	3,52	1,85	17,369	4,93	0,38	23
A 13	0,001-6,26	1,41	0,61	6,259	2,06	0,30	23
A 14	0,00-7,66	1,26	0,00	7,66	2,11	0,06 <sup>2</sup>	25
A 15	0,00-151,60	42,27	20,90	151,60	51,01	0,41	22

<sup>1/2</sup> Hier wurde statt dem Median der Meßwerte die kleinste registrierte Schüttung (0,0145 l/s)<sup>1</sup> bzw. (0,132 l/s)<sup>2</sup> eingesetzt.

Die zur Charakterisierung einer Quelle wichtige jahreszeitliche Dynamik, die sich zum Beispiel in der Amplitude der Schüttung ausdrückt, wird durch den Auslaufkoeffizienten ( $\alpha$ ) nicht erfaßt. Bei Berechnung dieses Koeffizienten sind Phasen in denen die Quellschüttung durch den Zwischenabfluß gesteuert wird nicht erwünscht, da ein gebirgsspezifischer Kennwert des Grundwasserleiters berechnet werden soll, unbeeinflusst von den wasserleitenden Eigenschaften der ungesättigten Boden- und Gesteinszone. Die wasserungesättigte Zone wird dadurch, daß nur Abflüsse aus Trockenwetterzeiten in die Auswertung einbezogen werden, weitgehend ausgeschlossen.

Der Zwischenabfluß kann jedoch, wie aus Zeitreihen chemischer Wasseranalysen und Schüttungsganglinien deutlich wird, die Beschaffenheit der Quellwässer stark beeinflussen.

Durch Angabe von statistischen Parametern der Abflußdaten kann die Schüttungsdynamik der Quellen beschrieben werden. Für den Beobachtungszeitraum wurden jeweils Minimum, Maximum, arithmetischer Mittelwert, Medianwert, Amplitude und Standardabweichung der Abflüsse aller Meßstellen bestimmt. Durch Berechnung der Abflußvariabilität (Kap. 4.5) kann verdeutlicht werden, wie stark die Quellschüttung auf Niederschläge reagiert und wie groß somit die Bedeutung des Zwischenabflusses (Interflow) einzuschätzen ist.

## 4.4 Berechnung von Auslaufkoeffizienten und hydrologischen Halbwertszeiten

Die Berechnung des Auslaufkoeffizienten, einer quellspezifischen Konstanten, erfolgte mit Hilfe der von Maillet (1905) erstmals angewandten Gleichungen 1 und 2. Dabei liegt die Überlegung zugrunde, daß ein homogener Wasserspeicher durch eine Quelle kontinuierlich entleert wird. Die Quellschüttung folgt bei der Entleerung einer einfachen Exponentialfunktion, wobei die Geschwindigkeit der Schüttungsabnahme durch die hydraulischen Eigenschaften des wasserleitenden und speichernden Mediums

Obwohl die Abflußamplitude (maximaler minus minimaler Wert) die Streuung der Meßwerte charakterisiert, berücksichtigt sie die Verteilung der Werte zwischen Minimum und Maximum nicht. Ein häufig verwendetes Maß zum Ausdruck dieser Verteilung ist die Standardabweichung, die die gleiche Einheit (l/s) besitzt wie die Meßwerte.

Zum Vergleich der Schüttungsdynamik verschiedener Quellen sind jedoch weder Amplitude und Standardabweichung noch der arithmetische Mittelwert der Daten unmittelbar geeignet, da sich die absoluten Schüttungsmengen der Quellen stark unterscheiden.

Um eine Vergleichbarkeit zu erzielen, muß für die Quellen ein normierter Schüttungsfaktor berechnet werden. Für die vorliegenden Daten erfüllt der Quotient aus Median der Schüttung und Standardabweichung diese Forderung, es handelt sich um den gewichteten Median der Abflußdaten. Durch Berechnung dieses Quotienten kann die Schüttungsdynamik der unterschiedlichen Quellen sehr einfach miteinander verglichen werden. Der Quotient wurde aus dem Median und nicht aus dem arithmetischen Mittel errechnet, da der Median Extremwerte der Schüttung nicht berücksichtigt und dadurch realistischere Werte der mittleren Schüttung liefert.

bestimmt wird. Ausgedrückt wird diese gesteinsabhängige Beeinflussung der Quellschüttung durch den Auslaufkoeffizienten ( $\alpha$ ).

$$(1) Q = Q_0 \cdot e^{-\alpha \cdot t} \quad (2) a = -\frac{1}{t} \cdot \ln \frac{Q}{Q_0}$$

$Q$  = Abflußmenge (l/s) nach der Zeit  $t$

$Q_0$  = anfängliche Abflußmenge (l/s)

$t$  = Zeit (Tage) zwischen den Abflußmessungen für  $Q_0$  und  $Q$

$\alpha$  = Auslaufkoeffizient, quellspezifische Konstante (1/Tage)

Je kleiner der Wert des Auslaufkoeffizienten, umso größer ist das Rückhaltevermögen (Retentionszeit) des Gesteins. Die Schüttungskurve ist bei kleinen Koeffizienten flacher als bei großen  $\alpha$ -Werten, was einer langsameren Entleerung des Grundwasserleiters entspricht.

Strenggenommen ist die Maillet'sche Gleichung nur für vollkommen homogene und isotrope Grundwasserleiter gültig. Da solche Verhältnisse in der Natur kaum anzutreffen sind ergeben sich Ungenauigkeiten, die bei der Interpretation berücksichtigt werden müssen. Häufig besitzen die Gesteine der Grundwasserleiter zudem mehrere Poren- und/oder Kluftsysteme unterschiedlicher hydraulischer Wertigkeit (Doppelporositäten). Das jeweils höherwertige System mit der günstigeren Durchlässigkeit dominiert bei der Entleerung eines solchen Grundwasserleiters die Wasserabgabe. In den Quellschüttungskurven zeigt sich dies im Idealfall durch die Reihung verschiedener Exponentialkurven in zeitlicher Folge. Rechnerisch ist eine solche komplexe, natürliche Schüttungskurve durch Kombination mehrerer Maillet'scher Funktionen anzunähern. Daraus ergeben sich unterschiedliche Auslaufkoeffizienten, wobei gilt, daß  $\alpha$  mit zunehmender Entleerung des Grundwasserleiters im Regelfall immer kleiner wird (Schreier 1993). Parallel zur Abnahme von  $\alpha$  ist mit steigenden Wasseraltern zu rechnen.

Um die sinnvolle Auftrennung einer durch Doppelporositäten beeinflussten Trockenwetterauslaufkurve zur Ermittlung der unterschiedlichen  $\alpha$ -Werte vornehmen zu können, müssen sehr umfangreiche Schüttungsdaten vorliegen. Erstrebenswert sind hierzu Tageswerte der Schüttung über einen Zeitraum mehrerer hydrologischer Jahre, da der Einfluß von Niederschlagsereignissen für alle Teilbereiche der Trockenwetterauslaufkurve ausgeschlossen werden muß. Im Rahmen des Forschungsvorhabens war eine derart detaillierte Beobachtung der Quellen nicht möglich. Die hier berechneten Auslaufkoeffizienten stellen daher Mittelwerte dar. Die ermittelten Koeffizienten ( $\alpha$ ) sind jedoch für den quantitativ größten Anteil des auslaufenden Quellwassers gültig, damit

repräsentieren sie den Hauptspeicher des Grundwasserleiters. Eine umfangreichere Untersuchung der Quellschüttungen war aus diesem Grunde für die Zielsetzung dieser Arbeit weder notwendig noch sinnvoll.

Neben den Auslaufkoeffizienten wurden die hydrogeologischen Halbwertszeiten (T) der Quellschüttung berechnet (Gleichung 3). Dabei handelt es sich um die Zeitspanne, nach der die zu einem beliebigen Anfangszeitpunkt gemessene Schüttung auf die Hälfte ihres ursprünglichen Wertes zurückgegangen ist, entsprechend der Halbwertszeit beim radioaktiven Zerfall.

**Tab. 5.** Auslaufkoeffizienten und hydrogeologische Halbwertszeiten der Einzugsgebiete Silberbach, Reichenbach, Urselbach und Aubach

<b>Meßpunkt Nr.</b>	<b>Auslaufkoeffizient <math>\alpha</math> [1/d]</b>	<b>Hydrogeologische Halbwertszeit T [d]</b>
<b>Einzugsgebiet Silberbach</b>		
A 4	0,0092	75
A 5	0,0229	30
A 6	0,0043	160
A 11	0,0108	64
Abflußmeßpunkte in der Nähe, außerhalb des Einzugsgebietes:		
A 7	0,0085	82
A 8	0,0117	59
A 9	0,0084	82
<b>Einzugsgebiet Reichenbach</b>		
A 1	0,0071	98
A 2	0,0030	230
A 3	0,0147	47
Abflußmeßpunkt in der Nähe, außerhalb des Einzugsgebietes:		
A 10	0,0152	45
<b>Einzugsgebiet Urselbach</b>		
A 16	0,0083	84
A 17	0,0568	12
A 18	0,0421	16
A 19	0,0413	17
A 20	0,0276	25
<b>Einzugsgebiet Aubach</b>		
A 12	0,0879	8
A 13	0,1038	7
A 14	0,0506	14
A 15	0,0944	7

$$(3) \quad T = \frac{\ln^2}{\alpha} \quad T = \text{hydrogeologische Halbwertszeit (Tage)}$$

Die Zeit (T) darf nicht mit der Verweilzeit des Wassers im Grundwasserleiter verwechselt werden, sie soll nur zur anschaulicheren Darstellung des quell- und damit gesteinspezifischen Parameters  $\alpha$  dienen und gibt kein Wasseralter an.

In Tab. 5 sind die durch Auswertung der Trockenwetterabflüsse berechneten Auslaufkoeffizienten und hydrogeologischen Halbwertszeiten aufgelistet.

Bei der detaillierten Untersuchung des Schüttungsverhaltens von zahlreichen Quellen im Bereich des Taunushauptkamms bei Wiesbaden unterschied Schreier (1993) sechs Quellgruppen anhand deren hydrogeologischen Halbwertszeiten:

- |                  |                |            |
|------------------|----------------|------------|
| 1) T $\approx$ 0 | 2) T $\leq$ 60 | 3) T > 60  |
| 4) T > 95        | 5) T > 135     | 6) T > 200 |

## 4.5 Geohydraulische Interpretation der aus den Abflußganglinien abgeleiteten Größen

Durch die Auslaufkoeffizienten (Tab. 5) können die Quellen entsprechend ihres Rückhaltevermögens klassifiziert werden. Kleine Koeffizienten stehen dabei für hohe Retentionszeiten, die wiederum in großen hydrogeologischen Halbwertszeiten (T) Ausdruck finden. Für die untersuchten Quellen liegen die T-Werte zwischen 7 und 230 Tagen, dies entspricht Auslaufkoeffizienten von 0,094–0,003 (1/d).

In Abb. 15 sind die Meßstellen nach der Größe der berechneten  $\alpha$ -Werte sortiert. Diese Sortierung ergibt gleichzeitig eine recht klare Gruppierung der Quellen nach den vier Einzugsgebieten. Sie ist dadurch zu erklären, daß in den Gebieten verschiedene Gesteinsarten dominieren, deren hydraulische Eigenschaften sich unterscheiden (siehe Tab. 1). Es können drei Gruppen von Quellen mit ähnlichen  $\alpha$ -Werte gebildet werden. Zur ersten Gruppe ( $\alpha < 0,025$ ) gehören die Quellen der Einzugsgebiete Reichenbach und Silberbach. In beiden Einzugsgebieten dominieren die Gesteine der Bunten Schiefer mit ca. 70 % der projizierten Aus-

Die Gruppen 1) und 2) beinhalten Quellen, die auch in den Sommermonaten weitgehend nur kurzfristig im Grundwasserleiter verweiltes Wasser schütten. Die Quellen der Gruppen 3), 4) und 5) enthalten kurz- und langfristig verweilte Schüttungsanteile. Durch die Quellen der Gruppe 6) werden ausschließlich langfristig verweilte Wasser geschüttet. Die Schüttung dieser Quellen wird durch Grundwasserspeicher mit hohem Retentionsvermögen bestimmt.

Nach der Klassifikation von Schreier (1993) gehören die Quellen der in dieser Arbeit untersuchten Einzugsgebiete in der Mehrzahl zu den Gruppen 1–4. Das bedeutet, daß diese Quellen einen gewissen Anteil von jungem, nur kurzfristig verweilten Wassers enthalten. Für größere hydrogeologische Halbwertszeiten (> Gruppe 4) verliert der Anteil an jungem Wasser an Bedeutung.

bisfläche. Die restlichen ca. 30 % der Gebietsflächen bestehen aus Taunusquarzit und Hermeskeilsandstein. Die Auslaufkoeffizienten der zweiten Gruppe, die fast ausschließlich Quellen des Einzugsgebietes Urselbach enthält, liegen zwischen 0,025 und 0,075. Die Fläche des Einzugsgebietes wird, im Gegensatz zu den ersten beiden Gebieten, zu ca. 73 % aus Hermeskeilsandstein und Taunusquarzit gebildet, die Bunten Schiefer nehmen hier nur eine Fläche von etwa 27 % ein.

Die letzte Gruppe von Quellen, die durch Auslaufkoeffizienten  $> 0,075$  charakterisiert sind, stammt aus dem Einzugsgebiet Aubach. Nur eine dieser Quellen (A 14) ist mit einem etwas kleineren  $\alpha$ -Wert von 0,05 der Gruppe 2 zuzuordnen. Im Aubach Gebiet stehen ausschließlich Gesteine der Singhofener Schichten an.

Wie die Interpretation der Auslaufkoeffizienten zeigt, ermöglichen Quellschüttungsmessungen die Differenzierung von Grundwasserleitern entsprechend ihrer von der Gesteinsart abhängigen geohydraulischen Eigenschaften. Der

Auslaufkoeffizient ist dabei mit dem aus Pumpversuchen zu ermittelnden Parameter Transmissivität zu vergleichen, da beide die wasserleitenden Eigenschaften der Grundwasserleiter beschreiben.

Die Quellen mit den kleinsten Auslaufkoeffizienten (Gruppe 1, Abb. 15) entspringen innerhalb der Bunten Schiefer oder an der Grenze Hermeskeilsandstein bzw. Taunusquarzit zu Bunten Schieferen. Die Quellen stehen meist nachweislich über Störungssysteme mit den grobklastischeren Klutgesteinen im hydraulischen Kontakt. Ihnen fließt von dort vermutlich ein Großteil ihres Wassers zu. Die höheren Retentionszeiten der Quellen im Vergleich zu solchen, die innerhalb des Verbreitungsgebietes von Hermeskeilsandstein und Taunusquarzit entspringen (Gruppe 2, Abb. 15), ist auf eine hydraulische Dämpfungswirkung der feinklastischeren Schiefer zurückzuführen.

Die größten Auslaufkoeffizienten und entsprechend geringsten Retentionszeiten sind für Quellen gegeben, die durch Grundwässer aus Tonschiefer-Grundwasserleitern gespeist wer-

den (Gruppe 3, Abb. 15). Dies trifft für die Quellen des Einzugsgebietes Aubach zu. Die geringe hydraulische Speicher- und Leitfähigkeit der Singhofener Schichten drückt sich hier sehr deutlich im Schüttungsverhalten der Quellen aus.

Im Kap. 4.3 wurden gewichtete Medianwerte ( $M_{norm}$ ) der Abflußdaten berechnet. Die  $M_{norm}$ -Werte (Tab. 4) geben unabhängig von den absoluten Schüttungsmengen an, wie stark die Quellschüttung im Jahresverlauf variiert. Nimmt der Median der Schüttung den gleichen Wert an wie die Standardabweichung, ergibt sich ein  $M_{norm}$ -Wert von 1. Eine solche Quelle besitzt ein statistisch ausgeglichenes Schüttungsverhalten. Je kleiner der  $M_{norm}$ -Wert ist, umso variabler ist die Schüttung der betreffenden Quelle. Dieser für alle Quellen vergleichbare Faktor der Queldynamik beschreibt den Einfluß des Zwischenabflusses auf die Quellschüttung. Quellen mit großem  $M_{norm}$ -Wert zeigen kaum einen Einfluß des Zwischenabflusses, während er bei Quellen mit kleinen Werten eine entscheidende Rolle spielt. Für die Abfluß-

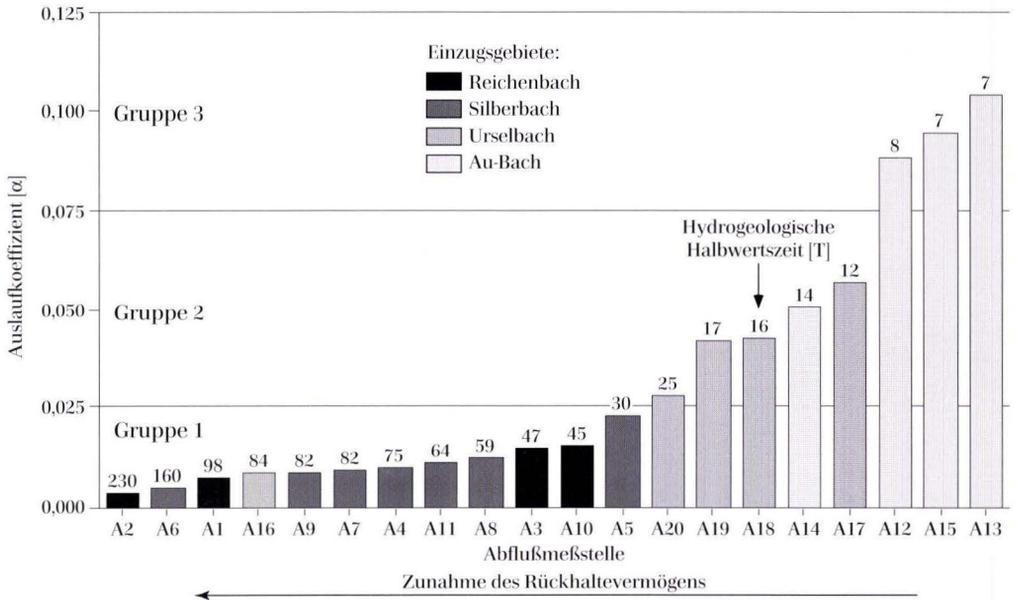


Abb. 15. Auslaufkoeffizienten und hydrogeologische Halbwertszeiten der Quellen und Bäche, sortiert nach der Größe.

meßstellen der Einzugsgebiete wurden  $M_{norm}$  - Werte zwischen 0,004 und 1,110 berechnet. Der größte Wert ergab sich für den Vorstollen Heilig Geist (A 2) im Einzugsgebiet Reichenbach. Sehr kleine Werte wurden für Quellen berechnet, die im Verlauf des Jahres trockenfallen. In Abb. 16 sind die gewichteten Medianwerte der Abflußdaten ( $M_{norm}$ ) gegen die hydrogeologischen Halbwertszeiten (T) aufgetragen. Für Meßstellen mit hohem T-Wert sind nur geringe Schüttungsschwankung zu erwarten, sie werden meist aus Grundwasserleitern mit großem Speichervolumen gespeist. Es war zu erwarten, daß die T-Werte mit den normierten Medianwerten korrelieren.

Eine Korrelation der beiden Werte ist in Abb. 16 zu erkennen. Die entstehende Punktwolke zeigt allerdings eine ausgeprägte Streuung, was sich in einem relativ geringen Korrelationskoeffizienten von  $r = 0,626$  ausdrückt. Diese Streuung ist dadurch zu erklären, daß es Meßstellen gibt, die eine stärkere Schüttungsdynamik aufweisen als anhand ihres Auslaufkoeffizienten abzu-

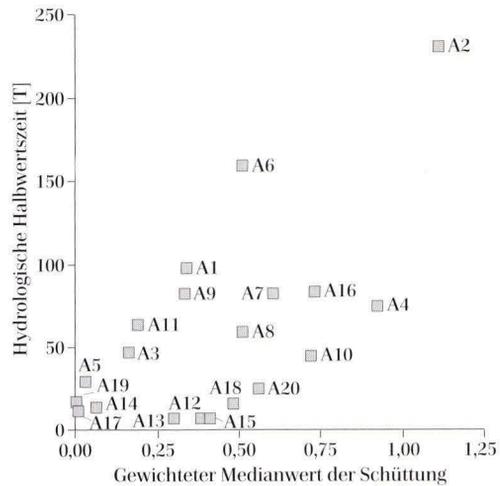


Abb. 16. Hydrologische Halbwertszeiten der Quellen und Bäche und gewichtete Medianwerte der Abflußmessungen.

schätzen wäre. Verursacht wird die erhöhte Variabilität der Abflüsse durch den Anteil des Zwischenabflusses nach Niederschlagsereignissen.

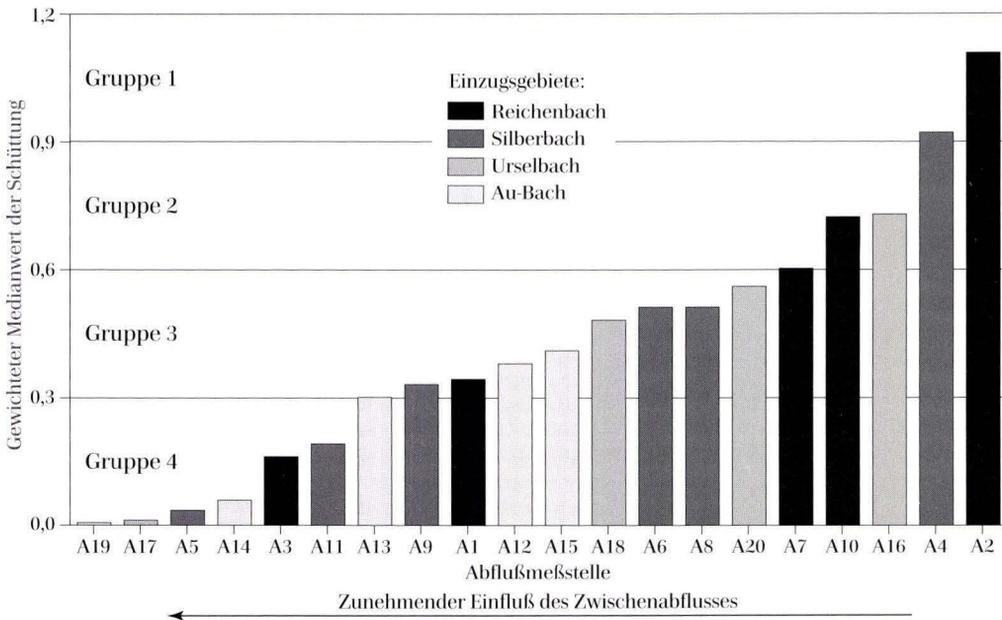
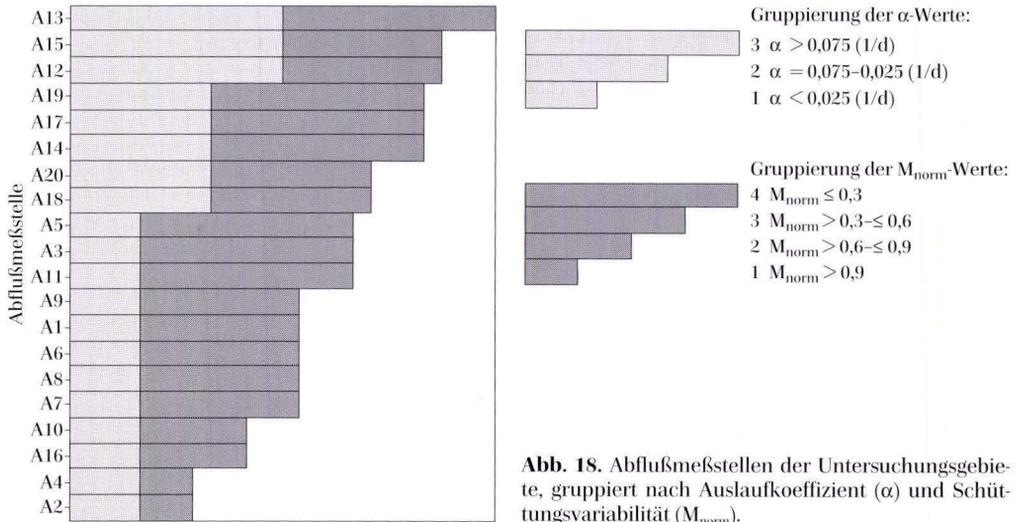


Abb. 17. Gewichtete Medianwerte von Schüttung und Abfluß, sortiert und gruppiert nach der Größe.



**Abb. 18.** Abflußmeßstellen der Untersuchungsgebiete, gruppiert nach Auslaufkoeffizient ( $\alpha$ ) und Schüttungsvariabilität ( $M_{\text{norm}}$ ).

Durch die  $M_{\text{norm}}$ -Werte ist eine weitere Unterteilung der Quellen möglich geworden. Zusätzlich zum Retentionsvermögen kann nun eine Aussage über die quantitative Bedeutung des Zwischenabflusses (Interflow) getroffen werden, der für die Versauerung von Quellwässern des Hochtaunus eine entscheidende Rolle spielt.

In Abb. 17 sind die Quellen entsprechend der Größe ihres gewichteten Medianwertes der Schüttung angeordnet. Es erfolgt eine Unterteilung in vier Gruppen unterschiedlicher Schüttungsdynamik, wobei die Quellen in Gruppe 1 die geringste und die in Gruppe 4 die stärkste Dynamik zeigen.

Abb. 18 gibt eine Zusammenfassung der beiden eingeführten Gruppierungen nach Auslaufkoeffizient und Schüttungsvariabilität. Hier zeigt sich, daß Quellen der gleichen  $\alpha$ -Gruppe

trotzdem das gesamte Spektrum der registrierten Schüttungsvariabilität abdecken können, was durch die unterschiedlichen  $M_{\text{norm}}$ -Gruppen ausgedrückt wird. So besitzen die Quellen A 2 und A 5 beide einen sehr kleinen Auslaufkoeffizienten ( $< 0,025$ ). Bei Quelle A 2 ist der geringe  $\alpha$ -Wert ( $\alpha$ -Gruppe 1, Abb. 18) mit sehr geringen Schüttungsschwankungen ( $M_{\text{norm}}$ -Gruppe 1, Abb. 18) verbunden. Die Schüttungsamplitude von Quelle A 5 ist im Gegensatz dazu sehr hoch und ist der  $M_{\text{norm}}$ -Gruppe 4 zuzuordnen. Zur Beurteilung der Versauerungsempfindlichkeit einer Quelle ist damit ein zusätzliches geohydraulisches Bewertungskriterium eingeführt. Im Beispiel der beiden Quellen A 2 und A 5 liegt nahe, daß Quelle A 5 weitaus stärker versauerungsgefährdet ist. Die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen bestätigen diese Vermutung.

## 5. Geohydraulische Charakterisierung der Kluftgrundwasserleiter durch Pumpversuchsauswertungen

Aus den Quellschüttungsmessungen konnten geohydraulische Eigenschaften der oberflächennahen Grundwasserleiter ermittelt werden (Kap. 4). Um auch die tieferen Bereiche der

Kluftgrundwasserleiter zu erfassen, wurden Pumpversuche in Brunnen und Grundwassermeßstellen durchgeführt. Durch die Auswertung vorhandener Pumpversuche, können für den

Taunus regionale Unterschiede geohydraulischer Eigenschaften der Grundwasserleiter aufgezeigt werden (Abb. 25).

In den Kapiteln 9 und 10 werden die flächenhaften Darstellungen hydrochemischer Daten

im Hinblick auf die Grundwasserversauerung ausgewertet und mit den Ergebnissen der geohydraulischen Regionalisierung in Beziehung gesetzt.

## 5.1 Auswertung von Pumpversuchen in Kluffeststeinen durch Einbohrlochverfahren

Zur Auswertung der Pumpversuche mußten sogenannte „Einbohrlochverfahren“ angewandt werden, da für die untersuchten Brunnen und Grundwassermessstellen immer nur die Absenkung und der Wiederanstieg im Förderbrunnen selbst gemessen wurden. Die raumzeitliche Druckverteilung in den Grundwasserleitern konnte mangels geeigneter Beobachtungsmessstellen nicht verfolgt werden.

Die zur Berechnung der Transmissivität benutzte Gleichung (2) wurde von Cooper & Jacob (1946) aus der Theisschen Brunnenformel (Theis 1935) abgeleitet [Gleichung (1)]. Herleitung und Gültigkeit dieser Gleichung für die Kluffgrundwasserleiter des Taunus werden in Kämmerer (1994) näher erläutert.

$$s = \frac{Q}{4 \cdot \pi \cdot T} \cdot \int_{\frac{r^2 \cdot s}{4 \cdot t \cdot T}}^{\infty} \frac{e^{-z}}{z} \cdot dz \quad \text{Theissche Brunnenformel (1)}$$

$$T = \frac{2,30 \cdot Q}{4 \cdot \pi \cdot \Delta s} \left[ \frac{m^2}{s} \right] \quad \text{Transmissivität aus Einbohrlochverfahren (2)}$$

$\Delta s$  = Absenkung (m) des Grundwasserspiegels in einem Beobachtungsbrunnen

$Q$  = Wasserförderung ( $m^3/s$ )

$T$  = Transmissivität ( $m^2/s$ )

$r$  = Abstand (m) des Beobachtungsbrunnens vom Förderbrunnen

$S$  = Speicherkoeffizient (dimensionslos)

$t$  = Zeit (s)

Grundlage aller Berechnungen zur Ermittlung gebirgsspezifischer geohydraulischer Parameter ist das Darcy'sche Gesetz, das die Wasserbewegung im Grundwasserleiter beschreibt (Darcy 1856, in: Hölting 1992). Die von Darcy dargestellte Gesetzmäßigkeit gilt jedoch strenggenommen

nur für laminare Wasserströmungen, die im Idealfall in Porengrundwasserleitern vorliegen können. In Kluffgrundwasserleitern muß grundsätzlich damit gerechnet werden, daß das Wasser turbulent fließt. Außerdem existieren durch die Orientierung hydraulisch aktiver Klüfte und Störungen meist bevorzugte Strömungsrichtungen. Trotz der dadurch möglichen Ungenauigkeiten werden zur Auswertung von Pumpversuchen in Festgesteinen üblicherweise die gleichen Lösungsansätze benutzt wie für Lockergesteine (Stober 1989, Mattheß & Ubell 1983).

In der Darcy'schen Gleichung beschreibt der Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ -Wert) die gesteinspezifischen Fließigenschaften des Grundwasserleiters. Durch Anwendung von Einbohrlochverfahren bei der Pumpversuchsauswertung erhält man nicht unmittelbar den  $k_f$ -Wert. Ergebnis der Berechnung ist die gebirgsspezifische Transmissivität ( $T$ ), das Integral der Durchlässigkeit über die Grundwassermächtigkeit ( $T = k_f \cdot M$ ).

Für die Gesteine des Untersuchungsgebietes kann der  $k_f$ -Wert nicht unmittelbar aus der Transmissivität berechnet werden, da die tatsächliche Grundwassermächtigkeit innerhalb der Kluffgrundwasserleiter aufgrund komplexer geologischer und damit auch geohydraulischer Verhältnisse nur in wenigen Fällen sinnvoll abzuschätzen ist.

Bei den im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführten Pumpversuchen wurden jeweils die Wiederanstiegskurven graphisch ausgewertet. Die Phasen des Wiederanstiegs sind dazu besonders gut geeignet, da sie nicht von eventuell auftretenden Schwankungen der Pumpenleistung beeinflusst werden, wie dies in den Absenkungsphasen der Fall sein kann.

Zur Ermittlung von  $\Delta s$  wurden die Pumpversuchsdaten in halblogarithmischen Diagrammen mit einer logarithmisch geteilten Zeitachse und einer linearen Achse für den Betrag der Absenkung aufgetragen. Dabei war zu beachten, daß jede Wiederanstiegsphase zu Beginn durch die vorhergegangene Phase der Grundwasserabsenkung beeinflußt wird. Man unterscheidet dabei die Einflüsse der Brunnenspeicherung und des Skineffekts.

Die Brunnenspeicherung, auch Eigenkapazität des Brunnens genannt, bewirkt einen verzögerten Anstieg des Wassers im Bohrloch, da durch das zuströmende Wasser auch das Brunnenvolumen aufgefüllt werden muß. Den störenden Einfluß der Brunnenspeicherung erkennt man, indem man die Meßdaten doppeltlogarithmisch aufträgt und sich gegebenenfalls im Anfangsteil der Kurve eine Gerade mit ca. 45° Steigung ergibt (Strayle 1983).

Der Skineffekt ist durch eine Veränderung der hydraulischen Eigenschaften des Grund-

wasserleiters in unmittelbarer Umgebung des Förderbrunnens verursacht. Diese meist durch den Ausbau oder den Betrieb des Brunnens bedingte Veränderung kann sich sowohl durch eine Erhöhung, als auch durch eine Verminderung der Durchlässigkeit in einer ringförmigen Zone um den Brunnen äußern (Stober 1986).

Der Anfangsteil der halblogarithmisch dargestellten Wiederanstiegskurve ist wegen der beschriebenen Störeffekte meist nicht zur Auswertung geeignet. Zur Transmissivitätsberechnung wird deshalb nur der Teil benutzt, in dem die halblogarithmisch aufgetragenen Meßwerte in eine definierbare Gerade übergehen. Die Steigung der Geraden entspricht hier dem in Gleichung (2) einzusetzenden Betrag der Absenkung bzw. des Anstiegs  $\Delta s$ . Die gesuchte Steigung  $\Delta s$  wurde dazu der Geradengleichung einer rechnerisch ermittelten Regressionsgeraden durch die Meßpunkte des Pumpversuchs entnommen.

### 5.1.1 Berechnung des Leistungs-/Absenkungsquotienten aus Pumpversuchsdaten

Bei den vorhandenen Pumpversuchsdaten handelt es sich überwiegend um Beschreibungen von Leistungspumpversuchen, die im Anschluß an Brunnenbohrungen durchgeführt wurden. Vollständige Dokumentationen mit Aufzeichnungen der Grundwasserabsenkung bzw. des Wiederanstiegs über einen längeren Zeitraum sind für den Bereich des Taunus nur selten vorhanden. Meist sind lediglich Eckdaten der Pumpversuche, durch Angabe der quasistationären Grundwasserabsenkung bei einer bestimmten Förderleistung, gegeben. Zur Transmissivitätsberechnung sind diese Daten nicht geeignet. Um trotzdem eine geohydraulische Charakterisierung der Grundwasserleiter zu ermöglichen, mußte auf einfachere Abschätzungsverfahren zurückgegriffen werden. Als leicht zu ermittelndes Maß der Brunnenleistung wird üblicherweise der Leistungs-/Absenkungsquotient angegeben. Dieser Quotient beschreibt

zumindest qualitativ die wasserleitenden- und speichernden Eigenschaften des Grundwasserleiters.

$$L_q = \frac{Q_{br}}{A} \left[ \frac{1}{s \cdot m} \right] \quad \text{Leistungs-/Absenkungsquotient (3)}$$

$Q_{br}$  = Brunnenförderung (l/s)

$A$  = Absenkungsbetrag des Grundwasserspiegels (m)

Der Parameter  $A$  entspricht dem Betrag der quasistationären Absenkung des Grundwasserspiegels im Bohrloch bei konstanter Wasserförderung. Berücksichtigt wurden nur solche Pumpversuche, bei denen ein längerfristiger Beharrungszustand des abgesenkten Wasserspiegels dokumentiert ist. Für die im Rahmen des Projektes durchgeführten Kurzpumpversuche wurde ein Beharrungszustand des Grundwasserspiegels häufig nicht erreicht. In diesen Fäl-

len sind die ermittelten Leistungs-/Absenkungsquotienten tendenziell zu groß.

Für ungespannte Grundwasserleiter verringert sich der Quotient  $L_q$  normalerweise bei ge-

steigerter Wasserförderung. Anders ist dies für gespannte Grundwasserleiter. In diesem Fall bleibt  $L_q$  konstant, auch wenn die Förderleistung erhöht wird.

## 5.2 Pumpversuche in den Brunnen der Einzugsgebiete

Innerhalb oder in näherer Umgebung der Wassereinzugsgebiete Silberbach und Urselbach befinden sich zehn Brunnen der Gemeinden Glashütten und Oberursel. Aus diesen Gewinnungsanlagen konnten im Untersuchungszeitraum mehrfach Rohwasserproben entnommen werden. Die Gemeinde Glashütten erlaubte außerdem die Durchführung von Kurzpumpversuchen in vier ihrer Brunnen. Ein fünfter Pumpversuch wurde in der Grundwassermeßstelle Schloßborn (Meßstelle der HLFU), die im Einzugsgebiet Silberbach liegt, ausgeführt.

Um auch die geohydraulischen Eigenschaften der aus unterdevonischen Tonschiefern aufgebauten Kluftgrundwasserleiter nördlich des Taunuskamms durch eigene Pumpversuche zu erfassen, wurden in weiteren vier Grundwassermeßstellen der HLFU Kurzpumpversuche durchgeführt. Die Wasserspiegel wurden wäh-

rend der Pumpversuche mit Hilfe einer Drucksonde aufgenommen, dadurch war die exakte und kontinuierliche Messung des Grundwasserstands im Sekundenabstand möglich. Aus den Pumpversuchsdaten wurden, wie bereits beschrieben, die gebirgsspezifischen Parameter Transmissivität und Leistungs-/Absenkungsquotient ermittelt.

Der Speicherkoeffizient (S) der Kluftgesteine konnte anhand der Pumpversuchsdaten nicht bestimmt werden. Zur Ermittlung von S müssen neben den Daten aus dem Förderbrunnen auch Wasserspiegelmessungen von mindestens einer weiteren von der Grundwasserabsenkung beeinflussten Meßstelle vorliegen.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Kurzpumpversuche zusammenfassend dargestellt (Tab. 6).

**Tab. 6.** Ergebnisse der Pumpversuche in Brunnen der Gemeinden Glashütten und Oberursel sowie in vorhandenen Grundwassermeßstellen

Brunnen	Gestein	T (m <sup>2</sup> /s)	L <sub>q</sub> (l/s·m)
Tiefbrunnen 4 Silberbachtal, Glashütten (BP 21)	Quarzite, Sandsteine	3·10 <sup>-3</sup>	0,34
Tiefbrunnen 5 Saure Wiese, Glashütten (BP 22)	Sandsteine, Quarzite	1·10 <sup>-3</sup>	0,13
Brunnen 1 Haidtränktal, Oberursel (PB 39)	Quarzit	≈ 9·10 <sup>-4</sup>	0,73
Brunnen 4 Hanswagnersborn, Oberursel (BP 35)	Sandsteine, Quarzite	≈ 5·10 <sup>-4</sup>	0,38
Tiefbrunnen 2 Kohlweg, Glashütten (BP 19)	Quarzite, Sandsteine	3·10 <sup>-4</sup>	0,16
Tiefbrunnen 3 Silberbachtal, Glashütten (BP 20)	Quarzite, Tonschiefer	3·10 <sup>-4</sup>	0,12
Brunnen 3 Haidtränktal, Oberursel (BP 36)	Quarzite, Sandsteine	≈ 2·10 <sup>-4</sup>	0,25
Brunnen 2 Maßenborntal, Oberursel (BP 37)	Sandsteine, Tonschiefer	≈ 2·10 <sup>-4</sup>	0,20
Grundwassermeßstelle Schloßborn	Tonschiefer, Quarzite	1·10 <sup>-4</sup>	0,18
Grundwassermeßstelle Reichenbach	Tonschiefer	8·10 <sup>-5</sup>	< 0,18
Grundwassermeßstelle Hasselbach	Tonschiefer	1·10 <sup>-5</sup>	< 0,02
Grundwassermeßstelle Wörsdorf	Tonschiefer	≈ 1·10 <sup>-5</sup>	< 0,05
Grundwassermeßstelle Burg Hohenstein	Tonschiefer	7·10 <sup>-6</sup>	< 0,03
Tiefbrunnen 1, Glashütten (BP 18)	Quarzite, Sandsteine	***	≈ 0,05
Brunnen 5 Haidtränktal, Oberursel (BP 38)	Quarzite, Tonschiefer	***	< 0,17

In Tab. 6 sind die Ergebnisse der Pumpversuchsauswertungen zusammengefasst. Für das Gebiet des südlichen Taunus können vereinfacht, entsprechend den hydrogeologischen Großeinheiten (siehe Kap. 3.2.1) zwei Gruppen von Kluftgrundwasserleitern anhand der ermittelten Transmissivitäten unterschieden werden:

**Gruppe 1: Grundwasserleiter in unterdevonischen Quarziten und quarzitischen Sandsteinen**

$$T \approx 2 \cdot 10^{-4} \text{ bis } 3 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$$

$$L_q \approx 0,10 \text{ bis } 0,70 \text{ l/s} \cdot \text{m}$$

**Gruppe 2: Grundwasserleiter in unterdevonischen Tonschiefern**

$$T \approx 7 \cdot 10^{-6} \text{ bis } 2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$$

$$L_q \approx 0,03 \text{ bis } 0,20 \text{ l/s} \cdot \text{m}$$

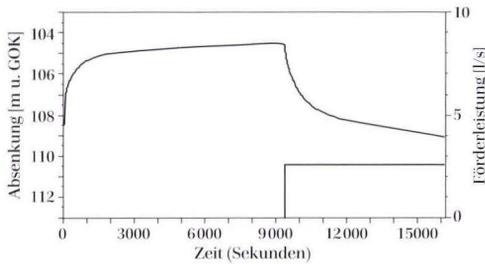
Die Transmissivitäten von Gruppe 1 wurden überwiegend aus Pumpversuchsdaten von Trinkwasserbrunnen ermittelt. Die Bohransatzpunkte der Brunnen wurden nach hydrogeologi-

schen Gesichtspunkten mit dem Ziel einer möglichst hohen Wasserförderung ausgewählt. Sie befinden sich deshalb meist in Bereichen tektonisch stark beanspruchter Kluftgesteine, die sich durch erhöhte Wasserwegsamkeiten auszeichnen.

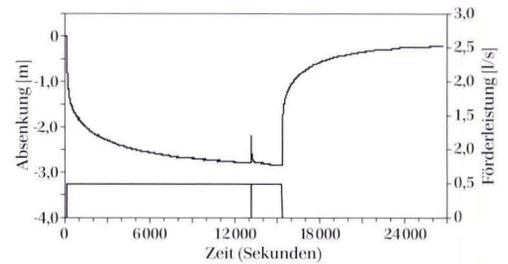
Der Durchschnittswert der Transmissivität quarzitischer Sandsteine und Quarzite, die nicht im Bereich tektonisch beanspruchter Gesteine liegen, ist wahrscheinlich kleiner als in Gruppe 1 angegeben und dürfte in der Größenordnung von  $T \approx 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$  liegen.

Nachfolgend werden 5 der Pumpversuche durch die zugehörigen Graphiken der Absenkung und des Wiederanstiegs der Grundwasserdruckflächen exemplarisch vorgestellt.

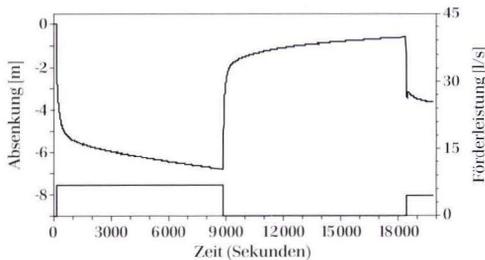
Eine vollständige Dokumentation der Pumpversuche, mit der Angabe aller verfügbaren geologischen und hydrogeologischen Daten zu den Brunnen- und Grundwassermeßstellen, wird in Kämmerer (1994) gegeben.



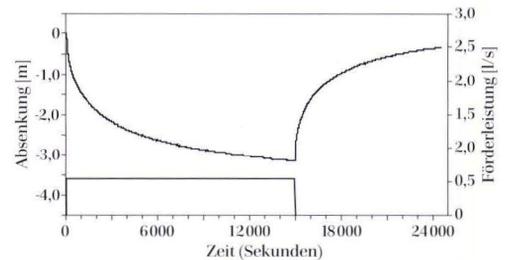
**Abb. 19.** Kurzpumpversuch in Brunnen 2 Kohlweg, Gemeinde Glashütten, Endteufe 150 m u. GOK, Beprobungspunkt 19, Hermeskeil-Schichten (15.7.1993, Dauer: 4 Std. 30 Min.).



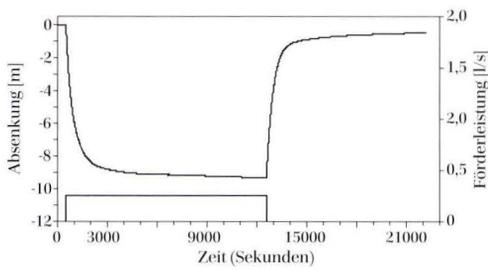
**Abb. 21.** Kurzpumpversuch in HLFU-Grundwassermeßstelle Schloßborn, Endteufe 66 m u. GOK, Bunte Schiefer (16.08.1993, Dauer: 7 Std. 26 Min.).



**Abb. 20.** Kurzpumpversuch in Brunnen 5 Saure Wiese, Gemeinde Glashütten, Endteufe 100, 1 m u. GOK, Beprobungspunkt 22, Hermeskeil-Schichten (15.7.1993, Dauer: 5 Std. 31 Min.).



**Abb. 22.** Kurzpumpversuch in HLFU-Grundwassermeßstelle Reichenbach, Endteufe 43 m u. GOK, Singhofener Schichten (17.8.1993, Dauer: 6 Std. 49 Min.).



**Abb. 23.** Kurzpumpversuch in HLFU-Grundwassermeßstelle Hohenstein, Endteufe 44 m u. GOK, Kauber Schichten der Hunsrückschiefer (20.8.1993, Dauer: 6 Std. 10 Min.).

In den Brunnen des Einzugsgebietes Urselbach, die von der Stadt Oberursel betrieben werden, konnten keine eigenen Pumpversuche durchgeführt werden.

Anhand vorliegender Pumpdiagramme älterer Leistungspumpversuche wurden, wenn möglich, Transmissivitäten und Leistungs-/Ab-

senkungsquotienten abgeschätzt. Zahlenwerte der Meßdaten lagen nicht vor, die Wasserspiegelstände und Pumpenleistungen mußten aus den Diagrammen entnommen werden.

Die in Kap. 5.1 vorgestellte Methode der stationären Pumpversuchsauswertung konnte nur für den Pumpversuch in Brunnen 4 angewandt werden. Für die übrigen Brunnen erfolgte, wenn eine Absenkungsphase mit längerfristiger Beharrung des Grundwasserspiegels vorlag, eine grobe Abschätzung der Transmissivität anhand Gleichung (4) (nach Logan 1964). Diese Berechnung liefert bei stationären Strömungsverhältnissen in vollkommenen Brunnen gute Ergebnisse (Koziorowski 1985).

$$T = \frac{1,22 \cdot Q}{s} \left[ \frac{\text{m}^2}{\text{s}} \right] \quad (4)$$

T = Transmissivität ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

Q = Förderleistung (l/s)

s = Absenkungsbetrag (stationär abgesenkter Wasserspiegel-Ruhewasserspiegel) (m)

### 5.3 Regionalisierung geohydraulischer Parameter

Zur Regionalisierung geohydraulischer Parameter wurden für sechs Kartenblätter (TK 25) des südlichen Taunus alle im HLFÜ verfügbaren Pumpversuchsdaten ausgewertet (siehe Abb. 4). Dadurch wurde es möglich, ein flächenhaftes Bild der geohydraulischen Gesteinseigenschaften eines ca. 960  $\text{km}^2$  großen Gebietes zu entwerfen.

Wie bereits erwähnt, ist nur ein geringer Teil der Pumpversuchsdokumentationen (Archivdaten) dazu geeignet, die Transmissivitäten der Kluftgrundwasserleiter zu berechnen. Anstelle des Parameters Transmissivität, der die wasserleitenden Eigenschaften des Grundwasserleiters beschreibt, konnte daher vielfach lediglich der Leistungs-/Absenkungsquotient ( $L_q$ ) berechnet werden. Schraft & Rambow (1984) wiesen für Kluftgrundwasserleiter des Buntsandsteins nach, daß ein Zusammenhang zwischen  $k_f$ -Wert (bzw. Transmissivität) und Leistungs-/Absenkungsquotient besteht. Die Korrelation der beiden geohydraulischen Parameter ist nicht line-

ar, sondern höherer Ordnung. Für geringe Brunnenleistungen von  $L_q < 0,5 \text{ l/s} \cdot \text{m}$  konnte jedoch eine annähernd lineare Beziehung zwischen  $L_q$  und  $k_f$  nachgewiesen werden. Der überwiegende Teil der Brunnen des Taunus besitzt  $L_q$ -Werte  $< 0,5 \text{ l/s} \cdot \text{m}$ .

Auf die Anwendung der vereinfachten Gleichung zur Berechnung der Transmissivität (Logan 1964) wurde verzichtet, da der so berechnete Wert durch Multiplikation eines konstanten Faktors mit  $L_q$  entsteht und somit keine neuen Informationen liefert.

Der Quotient ( $L_q$ ) wurde für alle Pumpversuche ermittelt, bei denen sich über einen längeren Zeitraum quasistationäre Strömungsverhältnisse eingestellt haben. Er beschreibt zusammenfassend die wasserleitenden und speichernden Eigenschaften des Grundwasserleiters und dient zur Abschätzung der Brunnenleistung. Hohe Quotienten entsprechen großen Brunnenleistungen und deuten darauf hin, daß die wasserleitenden und speichernden Eigenschaften der

Gesteine günstig sind. Insgesamt konnten 254 geeignete Pumpversuche in die Untersuchung aufgenommen werden.

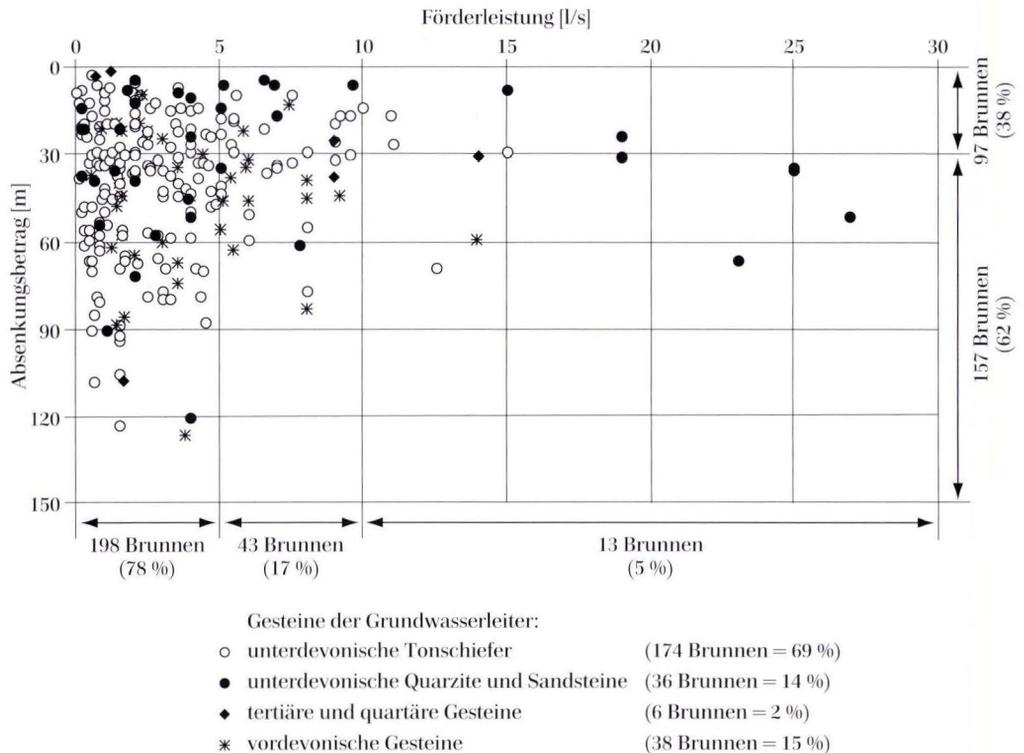
Die unterdevonischen Gesteine des Rheinischen Schiefergebirges besitzen häufig ungünstige geohydraulische Eigenschaften (Diederich et al. 1991). Dies wird in Abb. 24 bestätigt, in der die Leistungscharakteristiken aller untersuchten Brunnen dargestellt sind. In der Abb. sind die Förderleistung (l/s) während der Pumpversuche gegen die quasistationären Absenkungsbeträge (m) aufgetragen.

Wie für den betrachteten Mittelgebirgsbereich zu erwarten war, sind die Brunnenleistungen meist relativ gering. Die maximale Förderleistung bei der noch quasistationäre Strömungsverhältnisse erreicht wurden, liegt für 198 Leistungsversuche (78 % der einbezogenen

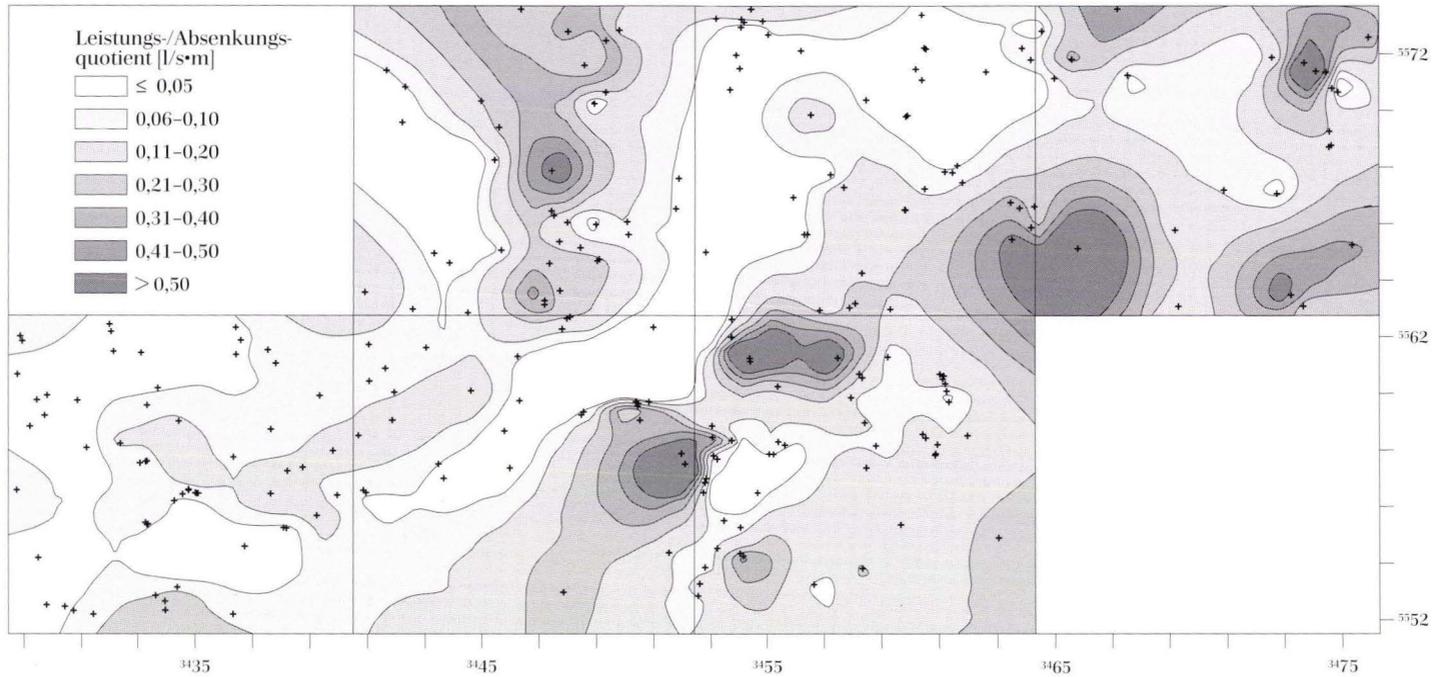
Pumpversuche)  $\leq 5$  l/s (18 m<sup>3</sup>/h). Bei 43 Brunnen (17 %) wurden im Pumpversuch 5 l/s bis  $\leq 10$  l/s (36 m<sup>3</sup>/h) gefördert, nur 13 Brunnen (5 %) konnten mit einer Leistung  $> 10$  l/s getestet werden. Die in den Pumpversuchen erreichten Absenkungsbeträge des Brunnenwasserspiegels liegen für 157 Brunnen (62 %) bei Werten  $> 30$  m.

Die in unterdevonischen Quarziten und Sandsteinen angelegten Brunnen zeichnen sich gegenüber den Brunnen in Tonschiefern häufig durch höhere Förderleistungen bei geringerer Absenkung aus. Von größerer wasserwirtschaftlicher Bedeutung sind jedoch die in Tonschiefern angelegten Brunnen, 69 % der einbezogenen Pumpversuche wurden in Tonschiefer-Grundwasserleitern durchgeführt.

Wie aus geohydraulischen Untersuchungen des Buntsandsteins hervorgeht, wird die Ge-



**Abb. 24.** Leistungscharakteristiken von 254 Brunnen und Grundwassermessstellen des südlichen Taunus (zur Lage der Brunnen und Messstellen siehe Kap. 3).



**Abb. 25.** Regionalisierung der Leistungs-/Absenkungsquotienten von 254 Brunnen und Grundwassermessstellen des südlichen Taunus (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).

birgsdurchlässigkeit weniger von den Gesteinsarten bestimmt als vielmehr von der Wasserwegsamkeit des Trennflächengefüges, das allerdings seinerseits meist für die Petrographie der Gesteine typisch ist (Schraft & Rambow 1984, März 1977, Dürbaum et al. 1969). Diese Erkenntnis bestätigt sich auch für den Taunus (siehe Abb. 24 und 25).

Aus den Leistungs-/Absenkungsquotienten der 254 Pumpversuche wurde eine Isolinienkarte erstellt (Abb. 25). Die Berechnung der Isolinien erfolgte mit dem Computerprogramm SURFER nach dem Kriging-Verfahren.

Vor Erstellung der Isolinienkarte von Abb. 25 wurde mit dem Programm GEO-EAS durch Variogrammberechnung die regionale Aussagekraft der Daten und damit deren statistische Eignung zur Isoliniendarstellung überprüft (Matheron 1963, Schulz 1982, Myers et al. 1982). Dabei wurden die flächenhafte Verteilung der Meßpunkte und die Variation der  $L_q$ -Werte statistisch untersucht und verifiziert.

Die Isolinienkarte zeigt im Verbreitungsbereich der quarzitischen Gesteine des Taunuskamms (siehe geol. Übersichtskarte Abb. 2) mehrere Maxima mit  $L_q > 0,5$  l/s·m. Deutlich zeichnet sich dadurch die Streichrichtung dieser Gesteine (NE-SW) ab. Eine Zone hoher Leistungs-/Absenkungsquotienten ist auch im Be-

reich der Idsteiner Senke gegeben, deren Gesteine tektonisch stark beansprucht sind (junge Tektonik). Die durch Grabenbildung entstandene Senke ist quer zum Streichen des Taunuskamms in Richtung NW-SE orientiert. Geringere Quotienten von  $L_q < 0,1$  l/s·m treten häufig im Bereich der unterdevonischen Schiefer nördlich des Hauptkamms auf.

Wie der Vergleich der  $L_q$ -Isolinienkarte mit der geologischen Übersichtskarte verdeutlicht, findet sowohl die Petrographie der Gesteinseinheiten als auch deren hydraulisch wirksame Tektonik in dem einfach zu ermittelnden geohydraulischen Parameter Leistungs-/Absenkungsquotient ihren Ausdruck. Das Trennflächengefüge beeinflusst dabei die geohydraulischen Eigenschaften der Kluffgrundwasserleiter entscheidender als die Petrographie der Gesteine, wobei allerdings eine Abhängigkeit zwischen beiden besteht.

In den nachfolgenden Kapiteln erfolgt eine Gegenüberstellung von flächenhaften Darstellungen hydrochemischer Daten (Isolinienkarten) mit der hier vorgestellten geohydraulischen Isolinienkarte. Dabei wird deutlich, daß auch die Beschaffenheit der Grundwässer und deren Gefährdung durch saure Depositionen vom Trennflächengefüge der Gesteine beeinflusst ist.

## 6. Isotopenuntersuchung der Taunuswässer

Mit Hilfe im Wasser enthaltener stabiler und radioaktiver Isotope kann dessen Verweilzeit im Untergrund abgeschätzt werden. Für die Wässer der Einzugsgebiete im Taunus wurden die stabilen Sauerstoffisotope  $^{18}\text{O}$  und  $^{16}\text{O}$  bestimmt. Für einige Wasserproben erfolgte die Analyse des radioaktiven Wasserstoffisotops  $^3\text{H}$  (Tritium). Das Isotop  $^2\text{H}$  (Deuterium) wurde nicht bestimmt, da eine Abweichung des Verhältnisses  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$  von

der sogenannten „meteoric water line“ für die betrachteten Taunuswässer nicht zu erwarten ist (Geyh, mündl. Mitt.).

Die Isotopenmessungen (204 Einzelmessungen) wurden im  $^{14}\text{C}$ -Labor des Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb), Hannover, im Rahmen der Geowissenschaftlichen Gemeinschaftsaufgaben durchgeführt (Prof. Dr. M. Geyh).

## 6.1 Sauerstoffisotopie

Durch Fraktionierungsprozesse entstehende Differenzen der isotopischen Zusammensetzung des Grundwassers bilden die Grundlage der Altersdatierung (Mazor 1991).

Natürliches Wasser enthält sechs verschiedene Sauerstoff- und Wasserstoffisotope ( $^1\text{H}$ ,  $^2\text{H}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{16}\text{O}$ ,  $^{17}\text{O}$  und  $^{18}\text{O}$ ). Der überwiegende Teil der Wassermoleküle (99,8 %) besitzt die molare Masse 18 ( $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$ ). Die übrigen Moleküle von  $\text{H}_2\text{O}$  differieren in ihrer Masse geringfügig und zeigen dadurch abweichende physikalische Eigenschaften.

Bei Phasenübergängen des Wassers, wie z.B. der Verdunstung, kommt es zur Isotopenfraktionierung. Die leichteren Moleküle werden dabei in der flüchtigen Phase angereichert, wie dies z.B. in feuchter Luft über dem Meer gegenüber der Zusammensetzung des Meerwassers

festzustellen ist. Auf dem Weg der Luftmassen über die Kontinente werden die Niederschläge weiterhin kontinuierlich ärmer an schweren Wassermolekülen, da diese eher kondensieren und ausregnen.

Zudem ist eine temperaturabhängige Isotopenfraktionierung festzustellen, die den typischen Jahresgang und die Höhenabhängigkeit der isotopischen Zusammensetzung des Niederschlagswassers erklärt (Höltling 1992, Gat & Gonfiantini 1981, Geyh 1980). Die Schwankungsbreite dieses Höheneffekts ist klimaabhängig und reicht von  $-0,15\text{‰}$  bis  $-0,50\text{‰}$   $\delta^{18}\text{O}$  pro 100 m Zunahme der Geländehöhe (Gat & Gonfiantini 1981). Nach Geyh (mündl. Mitt.) kann für das Gebiet des Taunus ein Höhengradient um  $-0,25\text{‰}/100\text{ m}$  angenommen werden.

### 6.1.1 Abschätzung mittlerer Grundwasserverweilzeiten durch $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen

Zur Bestimmung der mittleren Verweilzeiten von Wässern wird der Jahresgang der  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte genutzt. Die Messung von Konzentrationen stabiler Sauerstoffisotope erfolgt massenspektrometrisch. Das Sauerstoff-Isotopenverhältnis  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  ( $R_{\text{Probe}}$ ) der zu untersuchenden Wasserprobe wird mit dem internationalen SMOW-Standard (standard mean ocean water) verglichen und als relative Abweichung (1) von diesem Standard angegeben (Geyh 1980).

$$(1) \quad \delta = \frac{R_{\text{Probe}} - R_{\text{SMOW}}}{R_{\text{SMOW}}} \cdot 1000 \text{ [‰]}$$

Durch die temperaturabhängige Fraktionierung zeigen die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Niederschläge einen sinusförmigen Jahresgang mit einem sommerlichen Maximum. Im Grundwasser erfolgt, in Abhängigkeit von dessen Verweilzeit, durch Dispersion eine Dämpfung und Phasenverschiebung der  $\delta^{18}\text{O}$ -Niederschlagskurve. Dadurch wird eine Altersabschätzung des Wassers ermöglicht. Die Sauerstoffisotope werden somit als natürlicher „Markierungsstoff“ zur Bestim-

mung der mittleren Grundwasserverweilzeiten genutzt.

Man spricht von einer mittleren Verweilzeit des Wassers (MVZ), da es im Grundwasserleiter zur Mischung verschieden alter Wässer kommt und nur ein Mischalter ermittelt werden kann. Das unten näher erläuterte Exponentialmodell hat sich zur Bestimmung der MVZ von Taunuswässern als geeignet erwiesen.

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführten Isotopenuntersuchungen können nicht zur Ermittlung absoluter Wasseralter dienen, sie ermöglichen nur eine relativ grobe Abschätzung der mittleren Verweilzeiten. Ungenauigkeiten der Datierung werden durch Prozesse bedingt, die die Isotopenverteilung im Wasser zusätzlich zu den beschriebenen Fraktionierungseffekten verändern.

Die größte Fehlerquelle der vorliegenden Untersuchungen von Taunuswässern besteht darin, daß die beprobten Quellwässer zum Teil einen unbekanntem Anteil von Zwischenabfluswasser (Interflow) enthalten, das sich von der

isotopischen Zusammensetzung des Regenwassers kaum unterscheidet. Zur Isotopendatierung

sollten deshalb im Idealfall nur Wasserproben des Trockenwetterabfluß verwendet werden.

### 6.1.2 Anwendung des sogenannten „Exponentialmodells“ zur Abschätzung der mittleren Verweilzeit des Grundwassers aus $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen

Das Exponentialmodell geht davon aus, daß im zu untersuchenden Grundwasser Niederschlagswässer vieler Jahrgänge enthalten sind, deren mengenmäßiger Anteil mit zunehmendem Alter exponentiell abnimmt (Siegenthaler 1972, Geyh 1980).

Für die Simulation des Jahresgangs der  $\delta^{18}\text{O}$ -Konzentrationen von Niederschlägen wird folgende sinusförmige Funktion (2) angenommen:

$$(2) \quad c_m(t) = A + B \cdot \sin \omega \cdot t$$

A = Y-Achsenabschnitt der Input-Sinusurve

B = Amplitude der Input-Sinusurve

t = Zeit in Tagen

MVZ = mittlere Verweilzeit in Tagen

$\varphi$  = Phasenverschiebung

$$\omega = \frac{2\pi}{365 \text{ Tage}}$$

Aus dem Exponentialmodell ergibt sich für den  $\delta^{18}\text{O}$ -Jahresgang des Grundwassers ebenfalls eine Sinuskurve. Die dem Modell zugrundeliegende Outputfunktion (3) berücksichtigt die beiden zeitabhängigen Effekte Amplitudendämpfung und Phasenverschiebung (4) der Input-Sinusurve:

$$(3) \quad c_{\text{out}}(t) = A + \frac{B}{\sqrt{1 + (\omega \cdot \text{MVZ})^2}} \cdot \sin(\omega \cdot t - \varphi)$$

$$(4) \quad \varphi = \omega \cdot \text{MVZ}$$

Um die mittlere Verweilzeit abschätzen zu können, müssen, wie die Gleichungen (2) bis (4) verdeutlichen, sowohl der  $\delta^{18}\text{O}$ -Jahresgang des Grundwassers als auch der des Niederschlages des zugehörigen Einzugsgebietes bekannt sein. Um die benötigten Daten zu erhalten, muß die isotopische Zusammensetzung der zu datierenden Wässer in regelmäßigen Abständen über einen längeren Zeitraum analysiert werden.

Aus den Ergebnissen der Isotopenuntersuchung des Niederschlags werden die beiden Variablen A und B [Gleichung (2)] ermittelt. Danach kann die MVZ iterativ für jeden Entnahmepunkt bestimmt werden, indem unter Anwendung des Verfahrens der kleinsten Quadrate die berechnete Outputkurve den Meßpunkten angenähert wird. Bei Wässern die älter sind als ca. 4 Jahre ist die Amplitude der  $\delta^{18}\text{O}$ -Meßergebnisse sehr klein, wodurch die Altersabschätzung zunehmend ungenauer wird.

### 6.1.3 Interpretation der Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen

Die Auswertung der  $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen ergab für die verschiedenen Grundwässer (Quellen, Grundwasserstollen und Brunnen) mittlere Verweilzeiten zwischen minimal ca. zehn Monaten und maximal über acht Jahren. In Tab. 7 sind die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt, eine vollständige Aufstellung der Meßwerte ist in Kämmerer (1994) gegeben.

Die ermittelten Verweilzeiten sind zum Teil höher als durch geohydraulische Abschätzungen und Geländebeobachtungen zu erwarten wäre. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß

sich die Bestimmungen der MVZ auf eine relativ kleine Datenbasis stützen. Je weniger Analysen eingehen, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, daß die Maximalamplitude der  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte nicht erfaßt wurde und die MVZ deshalb zu groß ist. Aus diesem Grunde sind die hier angegebenen Verweilzeiten lediglich als Maximalwerte zu sehen. Trotz dieser Einschränkung können die Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen zur relativen Alterseinstufung der verschiedenen Wässer benutzt werden.

Die größten mittleren Verweilzeiten wurden

**Tab. 7.** Mittlere Verweilzeiten der Wässer, berechnet nach dem Exponentialmodell, Bestimmungsfehler  $\pm 0,15$  ‰

Messstelle Nr.	MVZ (Jahre)	Anzahl Messwerte	Mittelwert $\delta^{18}\text{O}$ [‰]	Amplitude $\delta^{18}\text{O}$ [‰]
Niederschlag	0	10	-7,31	5,83
BP 1	3,2	9	-9,09	0,46
BP 2	3,9	9	-9,17	0,28
BP 3	1,4	6	-8,71	0,91
BP 4	1,8	9	-8,89	0,37
BP 5	1,8	9	-9,12	0,41
BP 6	2,6	3	-8,93	0,16
BP 7	2,1	3	-8,95	0,29
BP 8	0,9	9	-9,14	0,60
BP 9	2,7	9	-8,83	0,28
BP 10	4,3	9	-9,49	0,23
BP 11	4,0	6	-9,42	0,14
BP 12	2,5	6	-9,33	0,23
BP 13	2,7	8	-9,61	0,31
BP 14	2,4	5	-9,24	0,07
BP 15	1,9	10	-9,10	0,52
BP 16	4,4	9	-8,94	0,44
BP 17	4,5	6	-8,71	0,41
BP 18	7,2	4	-9,46	0,05
BP 19	8,1	3	-9,46	0,14
BP 20	8,0	3	-9,37	0,19
BP 21	7,0	4	-9,43	0,14
BP 22	8,5	4	-9,49	0,10
BP 23	1,8	4	-9,38	0,48
BP 24	1,8	4	-9,35	0,56
BP 25	2,8	4	-9,37	0,19
BP 26	1,8	4	-9,43	0,32
BP 27	2,8	4	-9,33	0,23
BP 28	2,8	4	-9,43	0,24
BP 29	4,8	4	-9,51	0,20
BP 34	1,8	3	-9,54	0,32
BP 35	2,7	3	-9,54	0,17
BP 36	2,9	3	-9,53	0,33
BP 37	7,7	3	-9,53	0,05
BP 38	6,0	3	-9,51	0,28
BP 39	5,9	2	-9,51	0,06
BP 40	5,8	3	-9,51	0,08

für die Brunnenwässer ermittelt (MVZ: 2,7–8,5 Jahre). Geringere Werte ergaben sich für die Wasserproben der Grundwasserstollen (MVZ: 1,8–5,8 Jahre) und Quellen (MVZ: 0,9–4,8 Jahre). Dies entspricht der Vorstellung, daß durch die Brunnen vorwiegend tieferes und somit älteres Grundwasser erschlossen wird. Die Wässer der

Grundwasserstollen nehmen bezüglich ihres Alters eine Mittelstellung ein. Die Quellwässer der hochgelegenen Einzugsgebiete zeigen erwartungsgemäß die geringsten Verweilzeiten.

Die größte Verweilzeit der untersuchten Quellwässer liegt bei 4,8 Jahren und wurde für Beprobungspunkt 29 (Schürfung Saure Wiese)

ermittelt. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß der Schürfung ein nicht quantifizierbarer Anteil artesisch auslaufenden Brunnenwassers des Brunnens Saure Wiese (BP 22) zufließt. Für das Wasser des Brunnens wurde die im Rahmen der Untersuchung größte Verweilzeit von 8,5 Jahren berechnet.

Für zwei Quellwässer des in den sandigen Schiefen der Singhofener Schichten gelegenen Einzugsgebietes Aubach wurden mittlere Verweilzeiten von über 4 Jahren berechnet (BP 16, Quelle Polnische Köpfe, BP 17, Quelle Biemer Berg). Da gerade bei diesen Quellen, wie die Schüttungsmessungen gezeigt haben, die Komponente des Zwischenabflusses zeitweise eine entscheidende Rolle spielt, können diese Altersdaten so nicht akzeptiert werden. Die sicherlich zu hohen Verweilzeiten sind darauf zurückzuführen, daß das junge Wasser des Zwischenabflusses zu einer Dämpfung der  $\delta^{18}\text{O}$ -Amplitude geführt hat. Ähnliches gilt für die Schellbach Quelle (BP 14) im Einzugsgebiet Urselbach, die im Herbst trockenfällt, wobei die Isotopenuntersuchung jedoch eine MVZ von 2,4 Jahren ergab.

Bei der Anlage des Flachstollens Hermannsborn wurde die schon vorher existierende Hermannsborn-Quelle als Ansatzpunkt für den Stollenbau gewählt. Ein Teil des Quellwassers wurde dabei nicht erfaßt und fließt frei aus. Auch das Wasser dieser Quelle (BP 10) überrascht durch eine große Verweilzeit von 4,3 Jahren, zumal sie recht hoch gelegen ist (ca. 615 m ü. NN). Für den Stollen Hermannsborn (BP 40) wurde eine mittlere Verweilzeit von 5,8 Jahren berechnet. Möglicherweise sind auch diese beiden Verweilzeiten etwas zu groß. Eine eindeutige Entscheidung darüber ist jedoch mit den vorliegenden Daten nicht möglich. Die Quelle besitzt einen sehr kleinen Auslaufkoeffizienten, der auf ein relativ großes speicherwirksames Volumen des Grundwasserleiters schließen läßt. Für Tausquellen, die aus Grundwasserleitern mit hohem Speichervolumen gespeist werden, sind mittlere Wasseralter von mehreren Jahren durchaus vorstellbar.

Für den überwiegenden Teil der in den Einzugsgebieten gelegenen Quellen wurde eine

MVZ  $\leq 2$  Jahre bestimmt. Da bei keiner der Quellen, bei denen es sich häufig um Schuttquellen handelt, eine Zwischenabflußkomponente völlig ausgeschlossen werden kann, muß man zum Teil mit geringeren als den angegebenen Verweilzeiten rechnen.

Die Abtrennung des Zwischenabflusses vom Trockenwetterabfluß zur exakteren Bestimmung der MVZ ist mit Hilfe von  $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenuntersuchungen durchaus möglich. Hierzu müssen jedoch sehr viele  $\delta^{18}\text{O}$ -Analysen von Regen- und Grundwasser vorliegen. Ideal sind hierbei über einen längeren Zeitraum bestimmte Tageswerte (Herrmann et al. 1987, Stichler et al. 1982, Herrmann & Stichler 1980).

Für die beiden im Einzugsgebiet Reichenbach gelegenen Grundwasserstollen Oberer und Unterer Treisbachstollen (BP 27 und 28) wurde eine mittlere Verweilzeit der Wässer von jeweils ca. 2,8 Jahren ermittelt. Die Analyse der Wässer des Vorstollens Heilig Geist (BP 2), dessen Mundloch sich zwischen denen des Oberen und Unteren Treisbachstollens befindet, erbrachte eine MVZ von 3,9 Jahren. Der Stollen Heilig Geist ist, im Gegensatz zu den beiden anderen Stollen, nicht in NNW-Richtung orientiert, sondern verläuft in Richtung NE. Dadurch ist diesem Stollen ein weiter östlich gelegenes Einzugsgebiet zuzuordnen, das eine größere maximale Überdeckung aufweist als das der beiden erstgenannten Stollen. Die höhere mittlere Verweilzeit ist aus diesem Grunde nicht erstaunlich.

Eine relativ geringe MVZ von 1,8 Jahren wurde für den Reh-Stollen (BP 26) errechnet, der eine maximale Überdeckung von nur ca. 15 m aufweist. Der Flachstollen befindet sich, wie auch die Schürfungen Reichenbach 1 und 2 (BP 24 und 23), im Einzugsgebiet Reichenbach. Die mittlere Verweilzeit der Stollenwässer entspricht dem Wert, der auch für die beiden Schürfungen bestimmt wurde.

Die Brunnen mit den geringsten mittleren Verweilzeiten von 2,7 Jahren (BP 35, Brunnen 4 Hanswagnersborn) und 2,9 Jahren (BP 36, Brunnen 3 Haidtränktal) befinden sich im Einzugsgebiet Urselbach, im Bereich einer vermuteten

Querstörung im Hermeskeilsandstein. Für die in der Nähe der beiden Brunnen austretende Quelle Hanswagnersborn (BP 12), deren Schüttung von der Brunnenförderung deutlich beeinflusst wird, wurde eine MVZ von 2,5 Jahren ermittelt. Offensichtlich fördern Brunnen und Quelle Wasser aus dem annähernd gleichen geohydraulischen Niveau des Kluftgrundwasserleiters. Dabei ist weiterhin eine Korrelation mit der Höhe gegeben, d.h. der am tiefsten gelegene Brunnen 3 Haidtränktal fördert das älteste Wasser zutage.

Ein relativ homogenes Wasseralter  $\geq 5$  Jahre (MVZ = 5,9-7,7 Jahre) zeigen die Wässer der Brunnen des Maßenborntals [BP 37 (Brunnen 2 Maßenborntal), BP 38 (Brunnen 5 Haidtränktal), BP 39 (Brunnen 1 Haidtränktal)] im Einzugsgebiet Urselbach, das im weiter talwärtigen Verlauf als Haidtränktal bezeichnet wird. Da von diesen Wässern nur sehr wenige  $\delta^{18}\text{O}$ -Analysen vorliegen (siehe Tab. 7), wird auf eine weitere Differenzierung der Verweilzeiten verzichtet.

Als geschlossene Gruppe können auch die Brunnen im Einzugsgebiet Silberbach, bzw. in dessen unmittelbarer Nachbarschaft, zusammengefaßt werden [BP 18 (Brunnen 1), BP 19 (Tiefbrunnen 2 Kohlweg), BP 20 (Tiefbrunnen 3 Silberbachtal), BP 21 (Tiefbrunnen 4 Silber-

bachtal), BP 22 (Brunnen saure Wiese)]. Die mittleren Verweilzeiten der Wässer liegen hier im Bereich von  $\geq 7$  Jahren (MVZ = 7,0-8,5 Jahre).

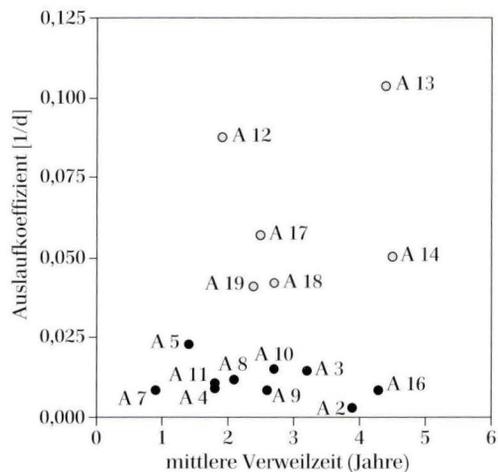
Die im Vergleich zu den Brunnen des Einzugsgebietes Urselbach höheren Wasseralter der Brunnen im Silberbachgebiet könnten darauf zurückgeführt werden, daß die Wasserförderung dort zur Zeit noch geringer ist und die Grundwasserleiter entsprechend weniger stark beansprucht sind.

Für die Untersuchungsgebiete wurde exemplarisch die Tritiumkonzentration von drei Wasserproben bestimmt. Es wurden nur wenige Proben untersucht, da die Grundwässer der hochgelegenen Wassereinzugsgebiete, wie sich in der Praxis zeigte, zu jung sind und eine Datierung mit Hilfe von Tritium nicht gelingt (Geyh, mündl. Mitt.).

Die Messungen ergaben Tritiumeinheiten von TU = 16,6 (BP 21, Tiefbrunnen 4 Silberbachtal), TU = 16,9 (BP 7, Emsbach Quelle unterer Waldweg) und TU = 19,9 (BP 15, Quelle Weiße Berge) (Standardabweichungen  $\pm 1,4$  TU). Diese Ergebnisse lassen nur erkennen, daß es sich um relativ junge Wässer handeln muß, deren Tritiumeinheiten in der Größenordnung des heutigen Niederschlags liegen.

### 6.1.4 Korrelation der Isotopenuntersuchungen mit den Quellschüttungsmessungen

Eine wichtige Größe bei der Beurteilung der Versauerungsempfindlichkeit ist die Verweilzeit des Wassers im Untergrund. Je größer diese Zeit ist, umso intensiver können Wasser-Gesteins-Reaktionen zu einer Pufferung des durch die Niederschläge eingetragenen Säurepotentials führen. Die Brunnenwässer zeichnen sich im Vergleich zu den Quellwässern durch höhere Verweilzeiten und deshalb meist deutlich geringere Versauerungsempfindlichkeiten aus.



**Abb. 26.** Mittlere Verweilzeiten der Quellwässer und Auslaufkoeffizienten der Quellen aus den Einzugsgebieten.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Schüttungsdynamik lassen vermuten, daß Quellen mit kleinen Auslaufkoeffizienten durch ältere Wässer aus tieferen Bereichen der Grundwasserleiter gespeist werden als solche mit großen Koeffizienten.

In Abb. 26 sind die Auslaufkoeffizienten der Quellen gegen die mittleren Verweilzeiten der

zugehörigen Quellwässer aufgetragen. Ein Zusammenhang zwischen Wasseralter und quellspezifischen Konstanten tritt entgegen den Erwartungen nicht sehr deutlich in Erscheinung. Wie im vorhergehenden Abschnitt erläutert, verfälschen Zwischenabflußkomponenten der Quellwässer die Abschätzungen der mittleren Verweilzeit.

### 6.1.5 Korrelation der Isotopenuntersuchungen mit Ergebnissen der Pumpversuchsauswertungen

In Abb. 27 sind die mittleren Verweilzeiten der untersuchten Brunnenwässer gegen die aus Pumpversuchen berechneten Leistungs-/Absenkungsquotienten der Brunnen aufgetragen.

Trotz einer relativ großen Streuung der Werte und der starken Abweichung des Beprobungspunktes 39, ist ein Zusammenhang zwischen den beiden Größen zu erkennen. Hohe Verweilzeiten korrelieren demnach mit geringen Brunnenleistungen, ausgedrückt durch niedrige Leistungs-/Absenkungsquotienten. Dieses Ergebnis entspricht den üblichen Vorstellungen über Fließvorgänge in Kluftgrundwasserleitern. Die Wasserbewegungen sind dort nicht homogen über das gesamte Volumen des Gesteinskörpers verteilt, sondern im Wesentlichen auf vergleichsweise wenige Klüfte und Störungen beschränkt. Hohe Brunnenleistungen in geklüfteten Festgesteinen sind daher fast zwangsweise mit großen Strömungsgeschwindigkeiten in den wasserleitenden Bereichen verbunden. Leicht verständlich sind daher die geringeren Verweil-

zeiten der Wässer aus Brunnen mit großen Leistungs-/Absenkungsquotienten gegenüber Wässern aus Brunnen mit kleinen Quotienten.

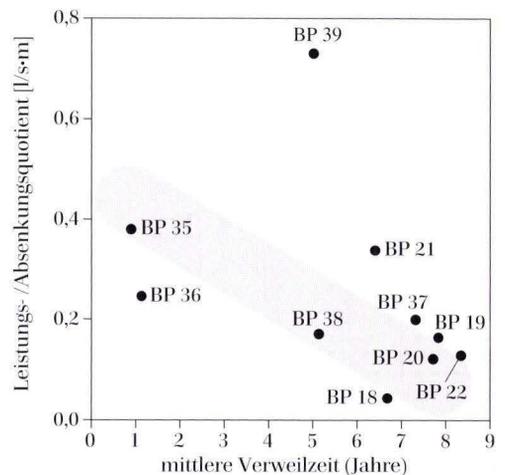


Abb. 27. Mittlere Verweilzeiten der Brunnenwässer und Leistungs-/Absenkungsquotienten der Brunnen.

## 7. Typisierung der Grundwässer des südlichen Taunus

Die Typisierung von Grundwässern verfolgt das Ziel, geohydrochemisch gleiche oder ähnliche Wässer zu Einheiten zusammenzufassen. Durch die Gliederung der Wässer nach ihren Lösungsinhalten können genetische Zusammenhänge aufgedeckt werden (Thews 1972, Hölting 1973, 1992). Für die Taunuswässer soll

anhand der Typisierungen aufgezeigt werden, wie sich die Petrographie der grundwasserleitenden Gesteine auf die ionare Zusammensetzung der Wässer auswirkt.

Im Verlauf des Forschungsprojektes wurde eine Vielzahl unterschiedlicher Wasseranalysen zusammengetragen. Für die Wässer der vier

Einzugsgebiete im Hochtaunus wurden im Untersuchungszeitraum insgesamt 275 Wasseranalysen erstellt. Weitere 300 Analysen von Quellwässern des Südtanuns entstanden durch die Stichtagbeprobungen im Oktober 1993 und Mai 1994. Für die Wasserproben des Untersuchungsprogramms wurden jeweils die Hauptionen und ausgewählte Schwermetalle bestimmt.

Aus den Archiven des HLfB, der zuständigen Wasserwirtschaftsämter und einiger Taunusgemeinden stammen 2154 Wasseranalysen. Dabei

handelt es sich vorwiegend um Trinkwasseranalysen von Rohwässern. Qualität und Analysenumfang der Archivdaten sind unterschiedlich. Lediglich 474 Datensätze erwiesen sich nach Plausibilitätskontrollen als geeignet, um zu weiterführenden Auswertungen herangezogen zu werden.

Zur Typisierung der Taunusgrundwässer konnte somit auf eine Datenbasis von 958 vollständigen und recht zuverlässigen Wasseranalysen zurückgegriffen werden.

## 7.1 Darstellung chemischer Wasseranalysen von Taunuswässern in Piper- und Schöllerdiagrammen

In den Diagrammen der Abb. 28–33 sind die Wasseranalysen von Quellwässern (585 Analysen von 186 Quellen), Stollenwässern (73 Analysen von 15 Grundwasserstollen) und Brunnenwässern (300 Analysen von 78 Brunnen) des südlichen Taunus dargestellt (Piper 1944, Schöller 1962). Abgebildet sind jeweils die arithmetischen Mittel der nach Petrographie der Grundwasserleiter und Art der Beprobungspunkte geordneten Wasseranalysen. Die zum Teil große Analysenzahl wurde dadurch auf wenige Werte mit erhöhter Aussagekraft reduziert.

Mit Hilfe von Piperdiagrammen ist es möglich, alle für die Beschaffenheit der Taunuswässer wichtigen Kationen und Anionen gleichzeitig darzustellen. Berücksichtigt werden dabei die Ionen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  und  $\text{NO}_3^-$ .

Da die Kationen- und Anionenkonzentrationen in die Dreiecke des Diagramms in  $\text{mmol}(\text{eq})\%$  eingetragen werden, sind die prozentualen Anteile von Kationen und Anionen am Lösungsinhalt dargestellt. Diese Darstellungsform hat den Vorteil, daß auch Wasseranalysen mit unterschiedlichen Konzentrationen gemeinsam dargestellt und miteinander verglichen werden können.

Schöllerdiagramme dienen ebenfalls zur gleichzeitigen Darstellung der wichtigsten Kationen- und Anionenkonzentrationen aus Wasseranalysen. Im Gegensatz zu den Piperdia-

grammen erfolgt hier die Typisierung der Wässer nicht anhand von Ionenverhältnissen, sondern durch Darstellung von Ionenkonzentrationen in  $\text{mmol}(\text{eq})/\text{l}$ . Zur leichteren Lesbarkeit der Schöllerdiagramme sind die Ionen nach Kationen und Anionen sortiert, die wiederum in der Reihenfolge ihrer Konzentrationen angeordnet sind. Um auch Wasseranalysen stark unterschiedlichen Lösungsinhaltes einzeichnen zu können, werden die Ionenkonzentrationen auf einer logarithmisch geteilten Y-Achse aufgetragen. Schöllerdiagramme werden in der englischsprachigen Literatur auch als „fingerprint diagrams“ bezeichnet. Dadurch wird zum Ausdruck gebracht, daß mit Hilfe dieser Darstellungsform quasi „Fingerabdrücke“ der Wasseranalysen entstehen, die anhand ihrer Form leicht miteinander verglichen und typisiert werden können.

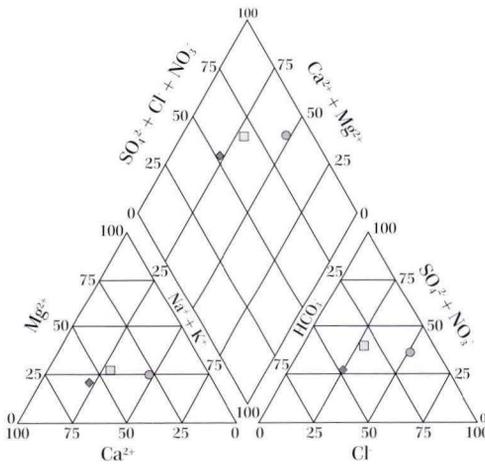
In Abb. 28 sind die 585 Quellwasseranalysen des Untersuchungsprogramms durch nur drei Punkte dargestellt.

Das Piperdiagramm zeigt eine deutliche Auftrennung der darstellenden Punkte für die **Quellwässer** der drei Gesteinsgruppen. Die unterschiedliche Petrographie der Kluftegesteine beeinflusst den Lösungsinhalt der Wässer deutlich, so daß typische Ionenverhältnisse abgegrenzt werden können.

Im Kationendreieck ist zu erkennen, daß die Quellwässer jeweils annähernd gleiche Magne-

siumanteile von ca. 25 % der Kationensumme besitzen. Sowohl der prozentuale Calciumanteil, als auch die Anteile der Summe von Natrium + Kalium weichen für die genetisch unterschiedlichen Wässer stark voneinander ab, wobei für die Quellwässer aus vordevonischen Gesteinen Calcium mit ca. 55 % die größte Bedeutung hat und Natrium + Kalium zusammen nur etwa 25 % der Kationensumme ausmachen. Bei den Quarziten und Sandsteinen ergibt sich für Calcium nur ein Anteil von ca. 30 %, Na + K bilden hingegen annähernd 50 % der Kationensumme.

Das Anionendreieck zeigt, daß Hydrogencarbonat für die Vordevon-Quellen mit einem ca. 50 %-Anteil an der Anionensumme die größte und mit ca. 12 % für die Quarzit-Quellen die geringste Bedeutung hat. Umgekehrt sind die Verhältnisse der Summe aus Sulfat + Nitrat, diese beiden Ionen bilden in den Tonschiefer- und Quarzit-Wässern einen ca. 10 % höheren Anteil als in Vordevon-Wässern. Deutlich zeigt sich im Anionendreieck auch der für die Wässer aus Quarziten und Sandsteinen gegenüber den anderen Gesteinen um ca. 25 % höhere Anteil des Chlorids.



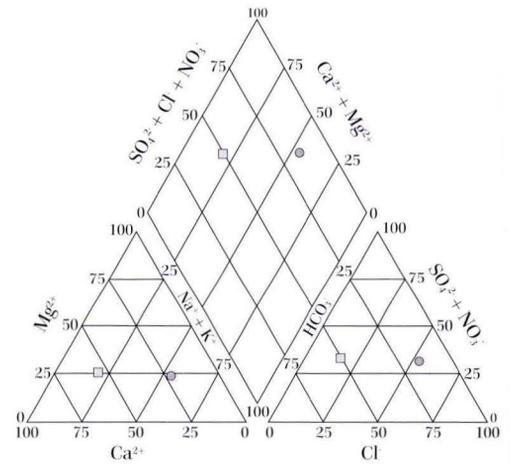
Gesteinsart	Analysenzahl
□ unterdevonische Tonschiefer	449
● unterdevonische Quarzite und Sandsteine	118
◆ "vordevonische" Gesteine	18

**Abb. 28.** Piperdiagramm der arithmetischen Mittel von 585 **Quellwasseranalysen** aus dem Südaunus, geordnet nach der Petrographie der Grundwasserleiter.

Die Wässer aus unterdevonischen Tonschiefern nehmen, wie sowohl im Kationen- als auch im Anionendreieck ersichtlich ist, eine Mittelstellung zwischen den Wässern der beiden anderen Gesteinsgruppen ein.

Für die **Wässer der Grundwasserstollen** (Abb. 29) erfolgte ebenfalls eine Unterteilung entsprechend der Petrographie der zugehörigen Grundwasserleiter. Daten von Stollenwässern aus vordevonischen Gesteinen liegen nicht vor. Im Piperdiagramm wurden die Mittelwerte von insgesamt 73 Wasseranalysen berücksichtigt.

Die beiden resultierenden Punkte der mittleren Ionenverhältnisse sind in allen Teildiagrammen des Piperdiagramms deutlich voneinander entfernt. Die Trennung der Punkte ist noch klarer als im Diagramm der Quellwässer (Abb. 28), dabei sind jedoch die gleichen Trends erkennbar. Calcium besitzt in den Tonschiefer-Stollenwässern einen um ca. 30 % höheren Anteil als in den Quarzit-Wässern. Gegenläufig dazu sind die Natrium + Kalium-Anteile für die Wässer aus Tonschiefern um ca. 30 % geringer. Der Magnesiumanteil an der Kationensumme ist, wie bei den Quellwässern, bei allen Stollen-



Gesteinsart	Analysenzahl
□ unterdevonische Tonschiefer	64
● unterdevonische Quarzite und Sandsteine	9

**Abb. 29.** Piperdiagramm der arithmetischen Mittel von 73 **Stollenwasseranalysen** aus dem Südaunus, geordnet nach der Petrographie der Grundwasserleiter.

wasseranalysen annähernd gleich. Dies gilt auch für den Sulfat + Nitrat-Anteil. Der prozentuale Hydrogencarbonatanteil ist für die Tonschiefer-Wässer um ca. 35 % höher als für die Quarzit-Wässer. Umgekehrt ist der Chloridanteil in der Anionensumme für die Wässer aus Tonschiefern um ca. 30 % geringer.

Die umfangreichste Unterteilung nach der Geologie der zugehörigen Grundwasserleiter wurde für das Piperdiagramm der insgesamt 300 **Brunnenwasseranalysen** vorgenommen (Abb. 30). Neben Gruppen für unterdevonische Tonschiefer, unterdevonische Quarzite und Sandsteine sowie vordevonische Gesteine konnten zwei weitere Gruppen für Wässer aus tertiären und quartären Gesteinen gebildet werden. Im Piperdiagramm sind wiederum die arithmetischen Mittel der Wasseranalysen aus den einzelnen Gruppen dargestellt.

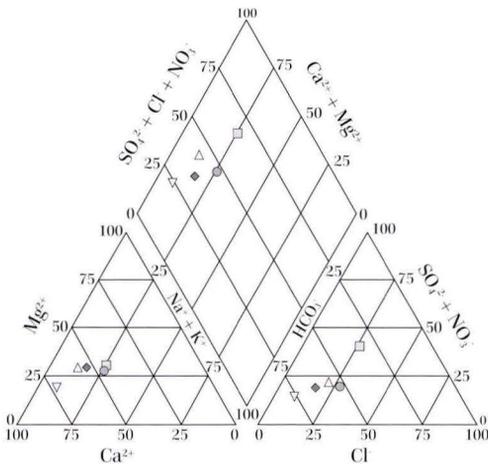
Für die Brunnen entspricht die Lage des darstellenden Punktes der Tonschiefer-Wässer in etwa der Punktposition für Quell- und Stollenwässer aus Tonschiefern (Abb. 28 und 29). In den

Tonschiefer-Grundwasserleitern variiert die ionare Zusammensetzung der Wässer offensichtlich nicht sehr stark für Beprobungspunkte unterschiedlicher Art (Quelle, Stollen, Brunnen).

Grundsätzlich anders ist dies für die Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten und Sandsteinen. Diese Wässer zeichnen sich im Vergleich zu den Quell- und Stollenwässern der gleichen Gesteine durch einen höheren prozentualen Hydrogencarbonatanteil aus. Parallel dazu ist im Kationendreieck ein höherer Calciumanteil festzustellen. Daraus ist abzuleiten, daß durch die länger andauernde Wasser-Gesteins-Reaktion in tieferen Bereichen der pufferungsarmen Grundwasserleiter eine Aufhärtung des Wassers erfolgt.

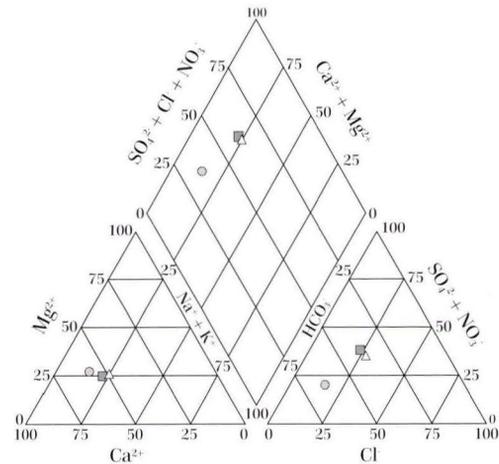
Die prozentualen Anteile von Sulfat + Nitrat und vor allem auch die Chlorid-Anteile der Brunnenwässer liegen deutlich unter den Werten für Quellen und Stollen.

Bei den Brunnenwässern aus vordevonischen, quartären und tertiären Gesteinen ist in der Reihenfolge ihrer Nennung eine zunehmende



Gesteinsart	Analysenzahl
△ quartäre Gesteine	115
▽ tertiäre Gesteine	65
□ unterdevonische Tonschiefer	53
● unterdevonische Quarzite und Sandsteine	34
◆ "vordevonische" Gesteine	33

**Abb. 30.** Piperdiagramm der arithmetischen Mittel von 300 **Brunnenwasseranalysen** aus dem Südaunus, geordnet nach der Petrographie der Grundwasserleiter.



Beprobungspunkt	Analysenzahl
△ Quelle	585
● Brunnen	300
□ Grundwasserstollen	73

**Abb. 31.** Piperdiagramm der arithmetischen Mittel von 958 Wasseranalysen aus dem Südaunus, geordnet nach **Art des Beprobungspunktes**.

de Dominanz der Ionen Calcium und Hydrogencarbonat festzustellen.

Im Piperdiagramm der Abb. 31 sind zusammenfassend die arithmetischen Mittel der ionaren Lösungsinhalte aller Wasseranalysen (958 Analysen) dargestellt.

Die Wässer sind in dieser Graphik nur nach der Art ihres Beprobungspunktes (Brunnen, Stollen und Quellen) und nicht nach der Geologie der Grundwasserleiter sortiert. Dies entspricht einer groben Gliederung nach dem geohydraulischen Niveau, wobei die Quellen meist oberflächennahe und die Brunnen tiefe Bereiche der Grundwasserleiter repräsentieren. Die Grundwasserstollen nehmen eine Mittelstellung ein.

Die darstellenden Punkte von Grundwasserstollen und Quellen sind im Hauptdiagramm (Abb. 31) nahezu identisch. Deutlich abweichend davon ist die mittlere ionare Zusammensetzung der Brunnenwässer. Die Unterschiede sind, wie sich bei Betrachtung der Kationen- und Anionendreiecke zeigt, vor allem durch veränderte Anionenanteile am Lösungsinhalt begründet. Im Vergleich zu den Wässern von Quellen und Stollen ist der Hydrogencarbonatanteil der Brunnenwässer im Mittel um ca. 25 % erhöht. Die Sulfat + Nitrat-Anteile der Anionensumme und ebenso der Chloridanteil liegen jeweils um ca. 10 % niedriger als bei Quellen und Stollen.

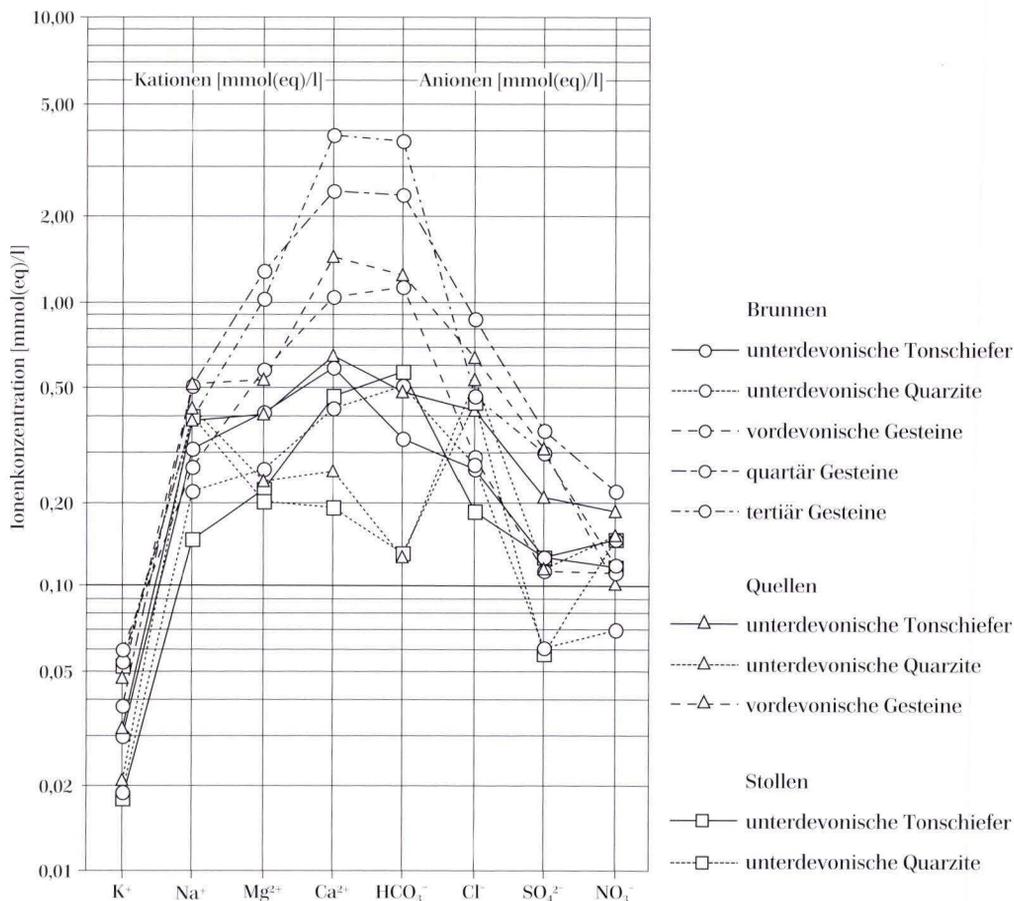
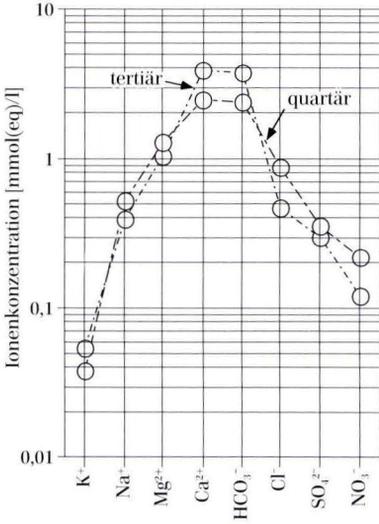
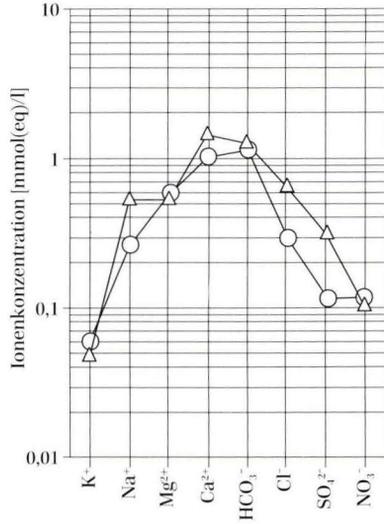


Abb. 32. Schöllerdiagramm der arithmetischen Mittel aller 958 Wasseranalysen aus dem südlichen Taunus.

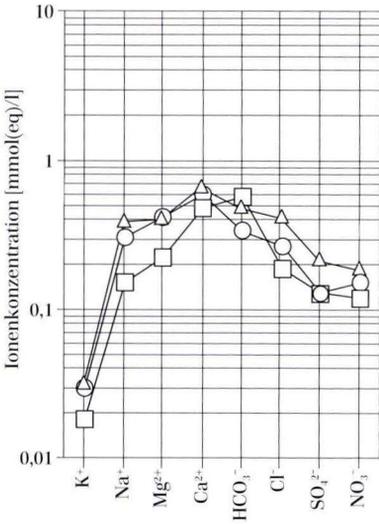
Wässer aus **quartären und tertiären** Kluftgrundwasserleitern



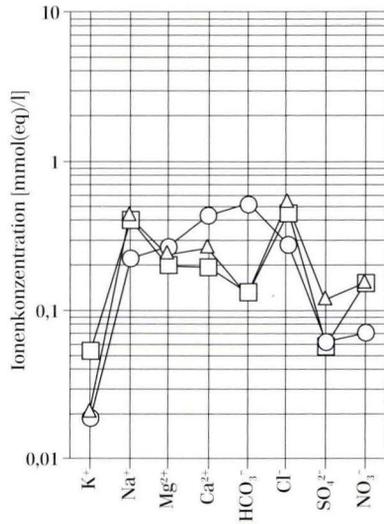
Wässer aus **vordevonischen** Kluftgrundwasserleitern



Wässer aus **unterdevonischen Ton-**  
**schiefer-Kluftgrundwasserleitern**



Wässer aus **unterdevonischen**  
**Quarzit- und Sandstein-**  
**Kluftgrundwasserleitern**



Beprobungspunkte: —○— Brunnen

—□— Stollen

—△— Quellen

Abb. 33. Schöellerdiagramme der arithmetischen Mittel aller 958 Wasseranalysen aus dem südlichen Taunus, sortiert nach Geologie der grundwasserleitenden Gesteine.

In den folgenden Schöllerdiagrammen werden die Analysenmittel der gleichen Wässer dargestellt wie zuvor in den Piperdiagrammen der Abb. 28–31. Die Gruppierung der Analysendaten nach Typ des Beprobungspunktes und grundwasserleitendem Gestein wurde ebenfalls beibehalten. Angaben zur Anzahl der in die Diagramme der Abb. 32 und 33 einbezogenen Wasseranalysen sind den Piperdiagrammen zu entnehmen.

Abb. 32 zeigt die arithmetischen Mittel aller einbezogenen Daten, dargestellt in einem einzigen Schöllerdiagramm. Bei dem Vergleich der verschiedenen Gruppen von Taunuswässern sind deutliche Unterschiede zu erkennen, die sich in Abweichungen der Kurvenverläufe ausdrücken. Die stärkste Auftrennung der Wasseranalysen zeigt sich im mittleren Diagrammbereich, für die am höchsten konzentrierten Ionen  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $HCO_3^-$  und  $Cl^-$ .

Eine besondere Rolle spielen dabei die Ionen  $Ca^{2+}$  und  $HCO_3^-$  zur Differenzierung der Wässer. Für diese Ionen beträgt die Spannweite der Konzentrationen mehr als eine Zehnerpotenz.

Die niedrigsten  $Ca^{2+}$ - und  $HCO_3^-$ -Konzentrationen zeigen die Mittelwerte der Quell- und Stollenwässer aus unterdevonischen Quarziten und Sandsteinen.

Vergleichsweise hohe Konzentrationen von bis zu 4 mmol(eq)/l für die Einzelionen weisen die Brunnenwässer aus quartären und tertiären Gesteinen auf. In die Gruppen „Brunnen in

quartären oder tertiären Gesteinen“ wurden auch alle Brunnen einbezogen, die ein Mischwasser aus unterdevonischen und tertiären/quartären Grundwasserleitern fördern.

Die Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten und Sandsteinen besitzen mittlere  $Ca^{2+}$ - und  $HCO_3^-$ -Konzentrationen von jeweils ca. 0,5 mmol(eq)/l. Im Vergleich zu den Quell- und Stollenwässern der gleichen Gesteine, für die die Konzentrationen im Bereich zwischen 0,15–0,25 mmol(eq)/l liegen, sind dies deutlich höhere Werte.

Ähnliche Ionenkonzentrationen wie für die Brunnenwässer aus Quarziten zeigen sich auch für die Quell-, Stollen- und Brunnenwässer aus unterdevonischen Tonschiefern.

Die Quell- und Brunnenwässer der Gruppe „vordevonische Gesteine“ besitzen für die  $Ca^{2+}$ - und  $HCO_3^-$ -Ionen Konzentrationen um 1 mmol (eq)/l.

In den vier Schöllerdiagrammen der Abb. 33 sind die gleichen Analysenmittelwerte dargestellt wie im zusammenfassenden Diagramm von Abb. 32. Zur Verdeutlichung der unterschiedlichen, typischen Linienverläufe sind die Wasseranalysen hier getrennt nach Geologie der Grundwasserleiter in Einzeldiagrammen dargestellt.

Sehr viel klarer als in Abb. 32 können die typischen „finger prints“ der Wässer unterschieden werden.

## 7.2 Ergebnisse der Typisierung durch Piper- und Schöllerdiagramme

Zur weiterführenden Beschreibung und Klassifizierung der Wasseranalysen kann das Piperdiagramm in Felder aufgeteilt werden. Furtak & Langguth (1967) schlagen eine Untergliederung in sieben Teilbereiche vor (siehe Abb. 34).

Durch Kennzahlen werden die prozentualen Anteile von Erdalkalien, Hydrogencarbonat und Chlorid angegeben. Die dabei nicht berücksichtigten Alkalien und Sulfat + Nitrat können aus der Differenz der Kennzahlen zu 100 % berechnet werden.

Bei Anwendung dieser Felddaufteilung auf das Piperdiagramm der arithmetischen Mittel aller vorliegenden Wasseranalysen aus dem Taunus (Abb. 31) sind zwei Wassertypen zu unterscheiden.

Der darstellende Punkt der Brunnenwasseranalysen liegt im Feld des Grundwassertyps „a“. Dieses Feld repräsentiert die Gruppe der **„überwiegend hydrogencarbonatischen, normal erdalkalischen Wässer“**. Die zugehörige Kennzahl der Brunnenwässer lautet (nach Fur-

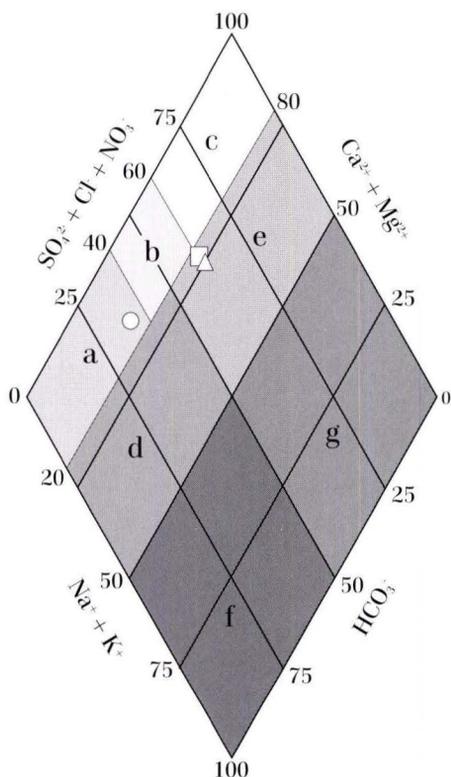


Abb. 34: Piperdiagramm-Flächeneinteilung zur Charakterisierung von Wässern nach Kennzahl-Intervallen (nach Furtak & Langguth 1967).

tak & Langguth 1967): (85//63/16), entsprechend der mittleren Ionenverteilung von 85 mmol(eq) % Erdalkalien, 63 mmol(eq) % Hydrogencarbonat und 16 mmol(eq) % Chlorid.

Durch Angabe der Kennzahl für Chlorid können einige der Felder zur stärkeren Differenzierung der Anionen noch weiter unterteilt werden.

Sowohl die Quellwasser- als auch die Stollenwasseranalysen von Abb. 31 befinden sich in Feld „e“. Sie sind daher als „erdalkalische Wässer mit höherem Alkaligehalt“ zu bezeichnen. Die Kennzahlen lauten für die Quellwasser: (75//37/28) und für die Stollenwässer: (78//39/23). Die Analysenmittel liegen, entsprechend der Chlorid-Kennzahl, im Grenzbereich zwischen „überwiegend sulfatischen“ und „überwiegend chloridischen“ Wässern.

Wie aus den Piper- und Schöllerdiagrammen hervorgeht, ist die ionare Zusammensetzung der Taunuswässer sowohl von der Gesteinsart als auch vom geohydraulischen Niveau der Grundwasserleiter beeinflusst.

In Abhängigkeit von dem geohydraulischen Niveau der Grundwasserleiter können zwei Grundwassertypen deutlich abgegrenzt werden. Das durch die Wässer von Quellen und Grundwasserstellen repräsentierte oberflächennahe geohydraulische Niveau ist anhand der hydrochemischen Typisierung von dem tieferen Niveau der Brunnenwässer zu unterscheiden.

Die Brunnenwässer besitzen gegenüber den Grundwasserstellen und Quellen meist höhere Konzentrationen der Ionen Calcium, Magnesium und Hydrogencarbonat und geringere Natrium- und Chloridkonzentrationen.

Eine weitere Untergliederung dieser beiden Typen wird durch die geologische Klassifizierung der wasserleitenden Gesteine möglich. Dabei können drei Gruppen gebildet werden, deren Wässer sich in ihrer ionaren Zusammensetzung jeweils ähneln. Die erste Gruppe umfasst vordevonische, tertiäre und quartäre Gesteine. Eine zweite Gruppe wird durch die unterdevonischen Tonschiefer gebildet und zur dritten Gruppe gehören die unterdevonischen Quarzite und Sandsteine.

Eine Typisierung von Taunuswässern anhand deren Gesamthärte erfolgte durch Thews (1972). Dabei wurden die gering mineralisierten Wässer des Südtanus mit Wässern aus tertiären Gesteinen des Mainzer Beckens und quartären Gesteinen des Oberrheingrabens verglichen. Die Taunuswässer sind meist durch sehr niedrige Gesamthärten zwischen 1° und 3° dH charakterisiert. Die Wässer aus den quartären und tertiären Grundwasserleitern besitzen maximale Härten von über 50° dH, im Mittel liegen die Gesamthärten hier im Bereich zwischen 16° und 22° dH.

Kufmaul et al. (1987) gibt für die Taunuswässer eine Spannweite der Härte von 0,5°–5° dH an, die durch die vorliegenden Analysendaten bestätigt wurde.

# 8. Geohydrochemische Charakterisierung der Kluftgrundwässer innerhalb der Einzugsgebiete

## 8.1 Zur Problematik der Versauerung von Böden und Grundwässern

Die geohydraulischen und hydrochemischen Untersuchungen des Forschungsvorhabens beschäftigten sich mit den durch Säureeinträge über den Niederschlag hervorgerufenen Veränderungen der Beschaffenheit von Kluftgrundwässern des Taunus.

In Niederschlägen, die von anthropogenen Schadstoffemissionen unbelastet sind, stellt sich ein pH-Wert von ca. 5,6 ein, der durch den natürlichen  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Atmosphäre (0,03 %) bedingt ist (Likens et al. 1979, Bache 1983, Lehmann et al. 1985). In der Atmosphäre läuft u.a. folgende säuregenerierende Reaktion ab:



Im Gegensatz dazu liegen die tatsächlichen pH-Werte der Niederschläge Mitteleuropas heute im Durchschnitt sehr viel niedriger, im Bereich von  $\text{pH } 4,0 \pm 0,3$  (Klöß 1984). In Extremfällen können noch niedrigere Werte erreicht werden. So wurde in Schottland ein Regenwasser-pH-Wert von 2,4 gemessen. Dies entspricht etwa dem Säureäquivalent von Essig (Likens et al. 1979). Die niedrigen pH-Werte des Regenwassers sind darauf zurückzuführen, daß in der Atmosphäre Schwefel- ( $\text{SO}_2$ ) und Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) durch Oxidation und Hydrolyse in Schwefelsäure ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) und Salpetersäure ( $\text{HNO}_3$ ) umgesetzt werden. Erhöhte Gehalte der säurebildenden Schadstoffe sind auf die intensive Nutzung fossiler Brennstoffe seit Beginn der industriellen Revolution zurückzuführen.

Die Säurebelastung einer Region ist abhängig von der Herkunft der Luftmassen, der Orographie und Bestockung des Geländes und der Niederschlagsmenge sowie deren jahreszeitlicher Verteilung. Die Gesamtsäuredeposition enthält einen Anteil „nasser“ Deposition der Niederschläge und einen Anteil „trockener“ Deposition saurer Gase und Partikel. Im Normalfall ist dabei die trockene Deposition für den größeren

Teil der Säureemissionen verantwortlich (Edmunds & Kinniburgh 1986). Dies gilt insbesondere für bewaldete Gebiete, wo die Blätter und Nadeln der Bäume eine starke Filterwirkung zeigen (Auskämmeffekt der Wälder).

Die Gesamtsäuredeposition variiert in Europa zwischen ca.  $0,1 \text{ kmol}(\text{eq})/(\text{ha} \cdot \text{a})$  in wenig belasteten Gebieten und bis zu  $10 \text{ kmol}(\text{eq})/(\text{ha} \cdot \text{a})$  in stark belasteten Industrieregionen (Dickson 1986b, Ulrich & Rastin 1985). Demgegenüber steht eine Basenproduktion der wasserungesättigten Boden- und Gesteinszone von durchschnittlich  $0,1\text{--}2,0 \text{ kmol}(\text{eq})/(\text{ha} \cdot \text{a})$  (Brömsen 1986). Nur im Verbreitungsgebiet von Carbonatgesteinen werden Raten von  $4\text{--}16 \text{ kmol}(\text{eq})/(\text{ha} \cdot \text{a})$  erreicht.

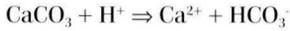
Im Zeitraum 1983–1992 ging die Gesamtsäurebelastung in Deutschland um ca. 32 % zurück, dabei zeigen die zwei Hauptsäurebildner gegenläufige Entwicklungen. Während die Belastung durch Schwefeloxide deutlich sank, ist die Belastung durch Stickoxide leicht angestiegen (Volz 1994).

Unter dem Begriff „Gewässerversauerung“ werden alle Veränderungen der Beschaffenheit von Oberflächen- und Grundwässern zusammengefaßt, die als Folge des Verlustes der Pufferkapazitäten im zugehörigen Einzugsgebiet auftreten.

Mit Versauerungserscheinungen ist überall dort zu rechnen, wo geologische und pedologische Gegebenheiten eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber sauren Immissionen beinhalten. Als versauerungsgefährdet sind nach Balázs et al. (1992) solche Gebiete zu bezeichnen, deren Grundwässer Gesamthärten  $< 8^\circ$  deutscher Härte (dH) aufweisen. Nach dieser Einstufung wären etwa 50 % der Landesfläche Hessens versauerungsgefährdet.

Durch Einträge saurer Depositionen nimmt

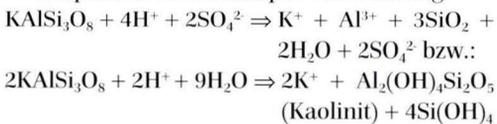
im System Boden-Wasser-Gestein die Alkalinität ab. Solange das Carbonatpuffersystem noch in-takt ist, sind dabei kaum Verminderungen des pH-Wertes festzustellen. Für die Böden erfolgt eine Entkalkung und Auswaschung von  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen entsprechend der Carbonat-Pufferreaktion:



Im Grundwasser zeigt sich dadurch eine Aufhärtung, durch die „basisch“ wirkenden Kationen (Benecke 1991). Das Carbonatpuffersystem dominiert die Pufferung im pH-Bereich 8,6–6,2. Nach Erschöpfung des  $\text{CaCO}_3$ -Potentials sind stärkere pH-Einbrüche zu verzeichnen (Lenhart & Steinberg 1984).

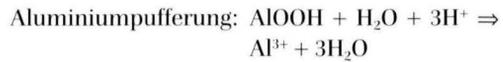
Bei pH-Werten zwischen 6,2 und 5,0 hat das Silikatpuffersystem die quantitativ größte Bedeutung. Durch die Verwitterung von Silikaten (z.B. Feldspäte, Glimmer, Hornblenden usw.) werden dabei  $\text{H}^+$ -Ionen verbraucht, Alkali- und Erdalkalitionen werden freigesetzt und auch die Sulfatfracht erhöht sich.

Beispiel der Alkalifeldspat-Verwitterung:



Im Zuge einer weiter fortschreitenden Versauerung verliert das Silikatpuffersystem an Bedeutung und das Austauscherpuffersystem tritt in den Vordergrund (pH-Bereich: 5,0–4,2). Die an Tonmineraloberflächen adsorptiv gebundenen Alkali- und Erdalkalitionen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) werden bei der Pufferung gegen  $\text{H}^+$ -Ionen ausgetauscht und aus dem System ausgewaschen (Krieter 1988, Prenzel 1985).

In sehr stark versauerten Systemen tritt das Aluminiumpuffersystem (pH-Bereich: 4,2–3,8) und anschließend das Eisenpuffersystem (pH-Werte < 3,8) in Funktion. Dabei werden verstärkt  $\text{Al}^{3+}$ - und  $\text{Fe}^{3+}$ -Ionen freigesetzt.



Als Folge der Versauerung werden die Böden degradiert. Durch Umbelegung der Austauscherplätze hin zu „sauren“ Kationen wie Aluminium oder Zerstörung der Tonminerale wird die Kationenaustauschkapazität (KAK) herabgesetzt. In den Böden können dadurch weniger Nährstoffe gespeichert werden. Die Ertragsfähigkeit sinkt, da für die Pflanzenernährung erforderliche Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) ausgewaschen werden (Benecke & Rummenhohl 1992).

Das Bodenleben, speziell Bakterien und Würmer, wird durch niedrige pH-Werte beeinträchtigt, was eine verminderte Zersetzung der (Nadel-) Streu zur Folge hat. Häufig zeigen sich auch klare Wechselwirkungen zwischen den pH-Werten der Böden und dem Wachstum der Fauna. Dabei sind Gebiete, die durch Versauerung von Böden und Wässern gekennzeichnet sind, mit solchen identisch, in denen verstärkt Waldschäden zu erkennen sind (Lehmann et al. 1985).

Sinkende pH-Werte der Grundwässer bewirken, wie oben beschrieben, eine zunehmende Freisetzung von Aluminium und, falls in den Böden oder Gesteinen vorhanden, auch von Schwermetallen (Paces 1985). Für die Nutzung der Grundwässer können sich auch versauerungsbedingt erhöhte Anionenkonzentrationen, insbesondere von Nitrat, negativ auswirken (Grinsven et al. 1986).

In Oberflächengewässern bewirkt die Versauerung eine Veränderung der Gewässerbiozönose, was sich im Rückgang der Artenzahl und der Individuendichte ausdrückt (Klöß 1984). Besonders empfindlich reagieren Fische, für die insbesondere erhöhte Aluminiumkonzentrationen toxisch wirken (Dickson 1986b).

## 8.2 Mittlere Ionenkonzentrationen und Gesamtlösungsinhalte der Wässer

In den Tab. 8–10 sind die arithmetischen Mittel der Ergebnisse von 275 Wasseranalysen auf-

geführt, die für Wässer aus den Einzugsgebieten im Probenahmezeitraum Mai 1992 bis Oktober

**Tab.8a.** Mittlere Lösungsinhalte der **Quellwässer** aus den Einzugsgebieten im Zeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993 (Teil 1)

<b>Ionen</b>	<b>BP 1</b>	<b>BP 3</b>	<b>BP 4</b>	<b>BP 5</b>	<b>BP 8</b>	<b>BP 9</b>	<b>BP 10</b>	<b>BP 11</b>
<b>Na<sup>+</sup></b>	2,6	11,7	4,5	2,8	2,6	5,2	4,6	18,9
	(0,115)	(0,508)	(0,197)	(0,121)	(0,112)	(0,225)	(0,200)	(0,823)
	2,2-3,2	9,9-14,5	3,6-5,7	2,1-3,7	1,9-3,8	4,2-7,1	4,1-5,3	16,9-21,1
<b>K<sup>+</sup></b>	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	1,0
	(0,017)	(0,018)	(0,017)	(0,016)	(0,017)	(0,014)	(0,015)	(0,027)
	0,3-1,1	0,3-1,0	0,3-1,0	0,4-0,9	0,4-0,9	0,4-0,8	0,4-0,8	0,7-1,5
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,9	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1
	(0,050)	(0,021)	(0,019)	(0,007)	(0,005)	(0,005)	(0,010)	(0,006)
	0,1-1,8	0,1-1,1	0,0-1,1	0,0-0,4	0,0-0,2	0,0-0,2	0,0-0,5	0,1
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	4,1	3,8	5,3	3,9	2,6	10,8	3,0	8,5
	(0,205)	(0,190)	(0,263)	(0,194)	(0,130)	(0,541)	(0,151)	(0,423)
	3,1-10,0	2,8-6,5	4,3-8,5	3,1-5,6	2,2-3,0	9,9-13,3	2,5-4,5	7,1-10,0
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	2,4	1,9	2,3	2,0	1,8	5,0	2,2	5,2
	(0,199)	(0,157)	(0,186)	(0,165)	(0,148)	(0,414)	(0,180)	(0,425)
	2,0-3,2	1,6-2,4	1,9-2,9	1,8-2,2	1,6-2,0	4,5-5,5	2,0-2,4	4,5-6,1
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	0,32	0,06	0,10	0,02	0,03	0,04	0,04	0,02
	(0,011)	(0,002)	(0,003)	(0,001)	(0,001)	(0,002)	(0,001)	(0,001)
	0,01-0,65	0,03-0,18	0,01-0,29	0,00-0,07	0,00-0,08	0,01-0,08	0,00-0,11	0,01-0,05
<b>Mn<sup>2+</sup></b>	0,01	0,29	0,04	0,50	0,24	0,07	0,02	n.n.
	(0,0003)	(0,011)	(0,002)	(0,018)	(0,009)	(0,003)	(0,001)	n.n.
	0,00-0,03	0,17-0,37	0,00-0,21	0,29-0,87	0,08-0,78	0,03-0,11	0,01-0,04	n.n.
<b>Al<sup>3+</sup></b>	0,20	1,27	0,14	1,45	0,85	0,15	0,04	0,05
	(0,022)	(0,141)	(0,016)	(0,161)	(0,094)	(0,017)	(0,004)	(0,006)
	0,06-0,58	0,90-2,00	0,02-0,36	0,80-2,80	0,24-2,70	0,02-0,35	0,01-0,07	0,04-0,06
<b>Cl</b>	4,4	20,7	9,8	4,7	4,4	9,6	9,3	44,0
	(0,124)	(0,585)	(0,277)	(0,133)	(0,125)	(0,270)	(0,264)	(1,240)
	3,8-5,8	17,8-24,7	7,7-11,1	3,6-7,3	4,0-5,7	7,5-12,5	8,5-9,9	36,0-51,1
<b>NO<sub>3</sub></b>	5,8	7,0	3,9	12,2	12,8	20,7	9,8	10,5
	(0,094)	(0,113)	(0,063)	(0,197)	(0,206)	(0,333)	(0,158)	(0,169)
	2,0-14,0	3,0-13,0	0,0-8,0	1,0-19,0	9,0-24,0	10,0-28,0	7,0-13,0	3,0-14,0
<b>NO<sub>2</sub></b>	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01
	(0,0003)	(0,0003)	(0,0003)	(0,001)	(0,0002)	(0,0002)	(0,0002)	(0,0003)
	0,01-0,02	0,00-0,04	0,01-0,03	0,00-0,09	0,00-0,02	0,00-0,02	0,00-0,02	0,01-0,02
<b>HCO<sub>3</sub></b>	8,2	0,1	6,9	2,3	3,8	12,6	7,4	10,2
	(0,134)	(0,002)	(0,114)	(0,037)	(0,062)	(0,206)	(0,122)	(0,167)
	2,3-22,3	0,0-0,9	1,1-12,8	0,0-4,3	0,0-7,0	3,8-20,1	5,8-9,6	8,2-12,6
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	14,4	19,4	15,4	21,4	10,1	28,5	2,5	10,5
	(0,299)	(0,404)	(0,320)	(0,446)	(0,210)	(0,593)	(0,052)	(0,219)
	7,5-19,9	6,6-30,1	4,8-25,4	9,6-28,9	2,0-28,3	20,1-34,1	1,0-4,9	6,6-13,7
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,08	0,03	0,07	0,05	0,04	0,06	0,05	0,17
	(0,003)	(0,001)	(0,002)	(0,002)	(0,001)	(0,002)	(0,002)	(0,005)
	0,03-0,15	0,03	0,03-0,09	0,03-0,09	0,03-0,06	0,03-0,09	0,03-0,09	0,09-0,25
<b>Lösungs- inhalt</b>	44,11	67,43	49,51	52,10	39,91	93,28	39,79	109,12
	(1,273)	(2,153)	(1,480)	(1,498)	(1,119)	(2,624)	(1,159)	(3,511)
	23,5-82,6	43,2-96,8	23,8-77,5	22,7-76,1	21,5-78,6	60,5-122,3	31,4-51,2	83,3-130,6

**Tab. 8b.** Mittlere Lösungsinhalte der **Quellwässer** aus den Einzugsgebieten im Zeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993 (Teil 2)

<b>Ionen</b>	<b>BP 12</b>	<b>BP 13</b>	<b>BP 14</b>	<b>BP 15</b>	<b>BP 16</b>	<b>BP 17</b>	<b>BP 23</b>	<b>BP 24</b>
<b>Na<sup>+</sup></b>	17,8	20,0	2,7	17,8	4,4	4,5	3,2	3,2
	(0,773)	(0,868)	(0,119)	(0,773)	(0,189)	(0,198)	(0,139)	(0,140)
	14,4-24,3	15,9-25,0	2,2-3,4	12,9-24,0	3,7-5,2	3,9-5,5	3,0-3,4	2,9-3,5
<b>K<sup>+</sup></b>	0,9	1,1	0,8	0,7	0,6	0,8	0,9	0,8
	(0,022)	(0,028)	(0,020)	(0,018)	(0,015)	(0,021)	(0,024)	(0,021)
	0,7-1,0	0,8-1,6	0,6-1,0	0,4-0,9	0,4-1,0	0,7-1,0	0,8-1,3	0,6-1,0
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,1	0,1	n.n.	0,2	0,1	0,1	0,3	0,1
	(0,006)	(0,005)	n.n.	(0,012)	(0,008)	(0,003)	(0,016)	(0,006)
	0,0-0,2	0,0-0,2	n.n.	0,1-0,5	0,1-0,3	0,0-0,2	0,3	0,1
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	5,5	5,6	5,1	9,0	8,0	7,9	9,2	9,0
	(0,276)	(0,280)	(0,256)	(0,450)	(0,401)	(0,394)	(0,457)	(0,449)
	4,8-6,4	5,0-6,6	4,5-6,6	7,6-12,3	7,0-9,3	6,6-9,0	7,4-10,5	7,7-10,1
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	3,8	3,2	2,4	5,7	2,9	3,4	2,7	3,1
	(0,313)	(0,262)	(0,195)	(0,472)	(0,236)	(0,283)	(0,223)	(0,254)
	3,5-4,2	2,9-3,5	2,1-2,6	4,8-7,3	2,6-3,1	2,9-4,0	2,5-3,3	3,0-3,3
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	0,04	0,02	0,02	0,07	0,06	0,04	0,03	0,02
	(0,001)	(0,001)	(0,001)	(0,003)	(0,002)	(0,002)	(0,001)	(0,001)
	0,00-0,10	0,01-0,04	0,01-0,04	0,02-0,16	0,01-0,18	0,01-0,15	0,01-0,06	0,00-0,07
<b>Mn<sup>2+</sup></b>	0,10	0,25	0,07	0,05	0,03	0,01	0,07	0,02
	(0,004)	(0,009)	(0,002)	(0,002)	(0,001)	(0,0004)	(0,003)	(0,001)
	0,08-0,14	0,04-0,38	0,02-0,14	0,00-0,08	0,00-0,12	0,00-0,02	0,01-0,18	0,00-0,05
<b>Al<sup>3+</sup></b>	0,18	0,13	0,17	0,14	0,04	0,05	0,06	0,02
	(0,020)	(0,014)	(0,019)	(0,016)	(0,005)	(0,006)	(0,006)	(0,002)
	0,12-0,5	0,05-0,23	0,09-0,27	0,01-0,29	0,01-0,12	0,01-0,13	0,02-0,09	0,02
<b>Cl</b>	34,91	36,7	4,8	39,7	4,5	6,7	4,3	3,9
	(0,985)	(1,035)	(0,135)	(1,119)	(0,126)	(0,188)	(0,120)	(0,110)
	28,0-45,6	29,9-44,3	4,5-5,2	32,4-46,5	3,9-5,3	4,9-10,3	4,0-5,0	3,4-4,6
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	11,6	12,5	4,0	4,8	5,2	9,4	8,0	7,6
	(0,187)	(0,202)	(0,065)	(0,077)	(0,084)	(0,152)	(0,129)	(0,123)
	3,0-15,0	10,0-17,0	2,0-7,0	1,0-10,0	1,0-8,0	6,0-13,0	7,0-10,0	6,0-10,0
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	(0,0001)	(0,0001)	(0,0001)	(0,0001)	(0,0002)	(0,0002)	(0,0002)	(0,0002)
	0,00-0,01	0,00-0,01	0,00-0,01	0,00-0,01	0,00-0,02	0,01	0,01	0,01
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	2,5	3,7	2,7	6,5	13,2	5,0	27,0	26,1
	(0,040)	(0,061)	(0,044)	(0,106)	(0,217)	(0,081)	(0,442)	(0,427)
	0,8-4,0	1,2-5,6	0,8-4,9	0,9-16,5	4,1-23,0	2,3-8,5	10,8-36,6	10,2-35,4
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	15,2	13,0	21,0	26,0	25,9	31,0	12,1	15,7
	(0,316)	(0,271)	(0,437)	(0,541)	(0,539)	(0,646)	(0,253)	(0,326)
	11,5-19,3	8,8-18,6	16,9-24,8	8,8-34,1	20,3-31,0	21,1-37,5	0,4-29,7	1,6-25,2
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,07	0,09	0,06	0,08	0,12	0,06	0,12	0,12
	(0,002)	(0,003)	(0,002)	(0,003)	(0,004)	(0,002)	(0,004)	(0,004)
	0,03-0,12	0,06-0,12	0,06	0,06-0,12	0,06-0,18	0,06	0,12	0,12
<b>Lösungs- inhalt</b>	92,60	96,39	43,81	110,68	65,02	69,01	67,95	69,66
	(2,945)	(3,040)	(1,295)	(3,590)	(1,826)	(1,976)	(1,817)	(1,864)
	66,9-120,6	74,7-123,2	33,7-56,0	69,0-152,7	43,1-86,8	48,4-89,4	36,4-100,6	35,7-93,4

jeweils 1. Zeile: arithmetisches Mittel der Analysen in mg/l  
 2. Zeile: (arithmetisches Mittel der Analysen in [mmol(eq)/l])  
 3. Zeile: Spannweite der Analysen in mg/l

**Tab. 9.** Mittlere Lösungsinhalte der **Quell- und Stollenwässer** aus den Einzugsgebieten im Zeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993

Ionen	Quellen		Stollen					
	BP 29	BP 34	BP 2	BP 25	BP 26	BP 27	BP 28	BP 40
<b>Na<sup>+</sup></b>	2,8	2,3	3,3	2,2	3,4	3,0	2,7	7,7
	(0,122)	(0,099)	(0,145)	(0,097)	(0,149)	(0,129)	(0,117)	(0,333)
	2,4-3,2	2,2-2,4	2,9-4,1	1,1-2,7	3,1-3,7	2,6-3,5	2,4-3,2	6,6-9,3
<b>K<sup>+</sup></b>	0,7	0,6	1,1	0,5	0,5	0,9	0,8	0,5
	(0,017)	(0,015)	(0,028)	(0,014)	(0,013)	(0,024)	(0,020)	(0,013)
	0,5-0,8	0,5-0,7	0,9-2,0	0,3-0,6	0,3-0,9	0,8-1,1	0,6-1,1	0,4-0,6
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	n.n.	n.n.	0,1	n.n.	0,4	0,1	0,2	0,1
	n.n.	n.n.	(0,005)	n.n.	(0,024)	(0,004)	(0,013)	(0,003)
	n.n.	n.n.	0,0-0,2	n.n.	0,4	0,0-0,1	0,2	0,1
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	3,4	3,4	6,6	4,1	9,5	6,2	7,3	3,8
	(0,170)	(0,169)	(0,331)	(0,206)	(0,474)	(0,307)	(0,364)	(0,191)
	3,0-3,8	3,2-3,7	5,8-7,6	3,8-4,5	8,9-10,7	5,3-7,9	6,7-7,9	3,4-4,5
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	2,5	1,8	2,5	2,2	3,4	2,1	2,1	2,4
	(0,203)	(0,151)	(0,209)	(0,178)	(0,281)	(0,169)	(0,174)	(0,198)
	2,4-2,5	1,8-1,9	2,3-2,8	2,0-2,4	3,2-3,7	1,5-2,7	2,0-2,3	2,3-2,6
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	0,02	0,03	0,03	0,04	0,02	0,05	0,07	0,03
	(0,001)	(0,001)	(0,001)	(0,001)	(0,001)	(0,002)	(0,002)	(0,001)
	0,01-0,04	0,01-0,05	0,00-0,08	0,01-0,07	0,01-0,06	0,02-0,07	0,07	0,02-0,04
<b>Mn<sup>2+</sup></b>	0,01	0,13	0,15	0,02	0,01	0,01	0,01	0,08
	(0,0003)	(0,005)	(0,006)	(0,001)	(0,0004)	(0,0004)	(0,0003)	(0,003)
	0,00-0,01	0,05-0,23	0,10-0,48	0,01-0,06	0,00-0,03	0,00-0,02	0,00-0,02	0,05-0,12
<b>Al<sup>3+</sup></b>	0,01	0,44	0,14	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02
	(0,001)	(0,048)	(0,016)	(0,001)	(0,002)	(0,001)	(0,001)	(0,002)
	0,01	0,17-0,70	0,08-0,36	0,01	0,01-0,02	0,01	0,01	0,01-0,03
<b>Cl<sup>-</sup></b>	5,4	3,6	5,5	4,1	3,7	5,0	4,3	16,1
	(0,152)	(0,102)	(0,156)	(0,114)	(0,103)	(0,140)	(0,122)	(0,453)
	5,1-5,8	3,5-3,7	5,0-7,0	3,5-5,3	2,7-4,5	4,3-5,5	4,0-5,0	14,9-18,3
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	3,7	8,3	12,3	9,8	6,8	12,8	9,6	10,7
	(0,059)	(0,134)	(0,198)	(0,158)	(0,110)	(0,206)	(0,155)	(0,172)
	3,0-5,0	7,0-9,0	3,0-15,0	8,0-12,0	5,0-8,0	12,0-14,0	8,0-12,0	10,0-12,0
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	0,02	n.b.	0,01	n.n.	0,12	0,01	0,01	n.n.
	(0,0004)	n.b.	(0,0002)	n.n.	(0,003)	(0,0002)	(0,0002)	n.n.
	0,02	n.b.	0,00-0,02	n.n.	0,01-0,34	0,01-0,02	0,01	n.n.
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	19,5	6,4	5,4	11,3	27,0	8,9	13,9	6,6
	(0,319)	(0,105)	(0,089)	(0,186)	(0,442)	(0,146)	(0,227)	(0,108)
	18,0-20,9	5,2-7,2	3,8-6,7	10,4-12,2	21,1-30,2	6,9-10,7	5,3-16,9	6,1-7,3
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	1,0	7,4	19,5	7,3	17,8	11,2	10,8	4,5
	(0,022)	(0,154)	(0,407)	(0,151)	(0,371)	(0,233)	(0,226)	(0,094)
	0,1-2,0	4,1-10,4	11,4-23,5	6,0-9,8	8,7-20,6	1,2-20,3	1,2-15,8	2,2-7,0
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,06	n.n.	0,05	0,09	0,12	0,09	0,12	n.n.
	(0,002)	n.n.	(0,002)	(0,003)	(0,004)	(0,003)	(0,004)	n.n.
	0,06	n.n.	0,03-0,09	0,09	0,12	0,09	0,12	n.n.
<b>Lösungs- inhalt</b>	39,12	34,40	56,8	41,66	72,87	50,21	51,96	52,53
	(1,069)	(0,983)	(1,591)	(1,111)	(1,978)	(1,364)	(1,426)	(1,571)
	34,7-44,2	27,7-39,9	35,3-69,9	35,9-49,7	53,5-83,4	34,7-66,0	30,8-64,6	46,0-61,9

**Tab. 10a.** Mittlere Lösungsinhalte der **Brunnenwässer** aus den Einzugsgebieten im Zeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993 (Teil 1)

<b>Ionen</b>	<b>BP 18</b>	<b>BP 19</b>	<b>BP 20</b>	<b>BP 21</b>	<b>BP 22</b>	<b>BP 35</b>	<b>BP 36</b>	<b>BP 37</b>
<b>Na<sup>+</sup></b>	3,5 (0,153) 3,1-3,8	2,4 (0,102) 1,8-2,8	4,9 (0,213) 4,1-5,4	5,2 (0,226) 4,2-5,9	3,3 (0,144) 2,8-3,5	10,2 (0,443) 7,5-13,9	8,1 (0,351) 4,2-11,4	3,0 (0,130) 2,8-3,1
<b>K<sup>+</sup></b>	0,7 (0,018) 0,6-0,8	0,6 (0,014) 0,4-0,6	0,9 (0,023) 0,8-1,0	0,8 (0,020) 0,7-0,9	0,7 (0,018) 0,6-0,8	0,6 (0,015) 0,5-0,8	0,6 (0,016) 0,5-0,7	0,8 (0,020) 0,7-0,9
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,2 (0,009) 0,2	0,2 (0,009) 0,1-0,2	0,1 (0,005) 0,1	0,1 (0,008) 0,1-0,2	0,1 (0,007) 0,1	n.n. n.n. n.n.	0,03 (0,002) 0,0-0,03	n.n. n.n. n.n.
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	3,1 (0,155) 2,6-3,8	2,6 (0,127) 2,3-2,9	7,1 (0,357) 6,1-8,2	3,8 (0,187) 3,1-4,3	4,3 (0,217) 3,8-5,0	4,1 (0,204) 3,3-5,3	5,1 (0,256) 4,3-5,6	4,6 (0,230) 4,2-4,9
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	2,9 (0,241) 2,8-3,2	1,5 (0,124) 1,3-1,9	3,4 (0,276) 2,4-4,4	1,9 (0,155) 1,7-2,1	3,0 (0,250) 2,9-3,3	3,4 (0,279) 2,9-3,8	2,8 (0,232) 2,6-3,1	1,6 (0,133) 1,5-1,7
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	0,02 (0,001) 0,00-0,05	0,02 (0,001) 0,00-0,05	0,06 (0,002) 0,02-0,12	0,03 (0,001) 0,02-0,04	0,02 (0,001) 0,02-0,03	0,06 (0,002) 0,06	0,03 (0,001) 0,02-0,04	0,04 (0,001) 0,01-0,07
<b>Mn<sup>2+</sup></b>	0,005 (0,0002) 0,00-0,01	0,01 (0,0005) 0,00-0,01	0,02 (0,001) 0,01-0,05	0,01 (0,0004) 0,01	0,004 (0,0001) 0,00-0,01	0,02 (0,001) 0,00-0,06	0,09 (0,003) 0,08-0,10	0,004 (0,0001) 0,00-0,01
<b>Al<sup>3+</sup></b>	0,01 (0,001) 0,01	n.n. n.n. n.n.	0,01 (0,001) 0,01	0,04 (0,004) 0,02-0,06	0,01 (0,001) 0,01	0,02 (0,002) 0,01-0,02	0,04 (0,004) 0,02-0,05	n.n. n.n. n.n.
<b>Cl</b>	7,0 (0,198) 5,8-8,5	3,3 (0,093) 2,9-3,7	10,3 (0,290) 7,6-11,6	9,5 (0,269) 8,6-10,5	9,3 (0,261) 8,7-10,6	21,1 (0,596) 16,2-25,8	17,8 (0,501) 11,9-24,0	3,9 (0,109) 3,5-4,1
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	5,3 (0,085) 1,0-8,0	2,6 (0,042) 2,0-4,0	4,0 (0,065) 2,0-6,0	3,4 (0,055) 2,0-4,0	3,0 (0,048) 2,0-5,0	9,3 (0,151) 7,0-12,0	8,7 (0,140) 8,0-9,0	7,0 (0,113) 6,0-9,0
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	0,01 (0,0003) 0,01	0,01 (0,0002) 0,01	0,04 (0,001) 0,01-0,07	0,75 (0,016) 0,75	0,02 (0,0004) 0,02	0,48 (0,010) 0,48	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	17,4 (0,285) 16,3-18,8	14,6 (0,239) 13,6-15,4	20,9 (0,343) 14,0-30,7	10,1 (0,166) 8,2-12,2	20,9 (0,343) 18,6-23,6	8,1 (0,133) 5,3-9,6	7,9 (0,130) 5,2-11,1	9,6 (0,157) 6,9-11,3
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	1,3 (0,027) 0,1-1,9	0,9 (0,019) 0,1-1,5	9,8 (0,205) 6,3-15,8	5,9 (0,123) 2,0-10,0	1,7 (0,036) 0,1-2,4	6,2 (0,130) 1,9-12,4	8,8 (0,183) 1,5-14,1	8,7 (0,180) 4,4-11,3
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,08 (0,002) 0,06-0,09	0,06 (0,002) 0,03-0,09	0,05 (0,001) 0,03-0,06	0,06 (0,002) 0,06	0,08 (0,002) 0,06-0,09	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.	n.n. n.n. n.n.
<b>Lösungs- inhalt</b>	41,54 (1,176) 32,6-49,1	28,80 (0,772) 24,5-33,2	61,58 (1,782) 43,4-83,5	41,60 (1,233) 31,5-51,0	46,59 (1,330) 39,8-54,6	63,58 (1,966) 60,5-122,3	59,96 (1,819) 38,3-79,3	39,24 (1,073) 30,0-46,3

jeweils 1. Zeile: arithmetisches Mittel der Analysen in mg/l  
 2. Zeile: (arithmetisches Mittel der Analysen in [mmol(eq)/l])  
 3. Zeile: Spannweite der Analysen in mg/l

**Tab.10b.** Mittlere Lösungsinhalte der **Brunnenwässer** und **Bachwässer** aus den Einzugsgebieten im Zeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993 (Teil 2)

Ionen	Brunnen				Bäche			
	BP 38	BP 39	BP 6	BP 7	BP 30	BP 31	BP 32	BP 33
Na <sup>+</sup>	3,3	2,7	9,4	8,0	3,0	5,7	8,5	7,0
	(0,143)	(0,117)	0,411)	(0,348)	(0,132)	(0,249)	(0,369)	(0,305)
	3,0-3,7	2,7	7,6-11,6	6,6-11,2	2,8-3,2	5,1-7,0	6,9-11,2	6,0-8,5
K <sup>+</sup>	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7
	(0,016)	(0,013)	(0,016)	(0,013)	(0,014)	(0,017)	(0,019)	(0,017)
	0,5-0,7	0,5	0,3-1,0	0,2-0,9	0,4-0,8	0,6-0,9	0,6-0,9	0,5-0,9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,1	n.n.	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
	(0,005)	n.n.	(0,015)	(0,016)	(0,003)	(0,007)	(0,003)	(0,003)
	0,1	n.n.	0,0-0,5	0,1-0,5	0,0-0,1	0,1-0,2	0,0-0,1	0,0-0,1
Ca <sup>2+</sup>	8,2	3,8	6,2	3,0	7,6	7,5	9,7	6,1
	(0,409)	(0,190)	(0,309)	(0,151)	(0,381)	(0,375)	(0,486)	(0,302)
	7,8-8,5	3,8	5,3-6,8	2,0-3,7	6,8-8,6	6,5-8,0	7,8-10,2	5,4-6,9
Mg <sup>2+</sup>	3,0	1,0	4,2	2,0	3,1	3,4	3,9	2,9
	(0,251)	(0,082)	(0,343)	(0,161)	(0,252)	(0,282)	(0,318)	(0,235)
	2,9-3,3	1,0	3,6-4,6	1,3-2,5	2,9-3,3	3,2-3,6	3,6-4,4	2,7-3,0
Fe <sup>2+</sup>	0,11	0,01	0,03	0,10	0,03	0,09	0,06	0,04
	(0,004)	(0,0006)	(0,001)	(0,003)	(0,001)	(0,003)	(0,002)	(0,002)
	0,04-0,23	0,01	0,01-0,07	0,04-0,14	0,00-0,10	0,04-0,18	0,02-0,15	0,02-0,10
Mn <sup>2+</sup>	0,01	0,01	0,06	0,24	0,01	0,04	0,06	0,02
	(0,0003)	(0,0002)	(0,002)	(0,009)	(0,0005)	(0,002)	(0,002)	(0,001)
	0,01	0,01	0,00-0,21	0,15-0,40	0,00-0,03	0,03-0,07	0,01-0,13	0,00-0,05
Al <sup>3+</sup>	0,01	n.n.	0,14	0,51	0,04	0,07	0,02	0,04
	(0,001)	n.n.	(0,016)	(0,057)	(0,004)	(0,008)	(0,002)	(0,004)
	0,01	n.n.	0,03-0,33	0,30-1,00	0,02-0,07	0,02-0,11	0,01-0,02	0,02-0,06
Cl	7,4	4,3	22,2	14,8	4,2	10,4	13,4	15,3
	(0,209)	(0,121)	(0,626)	(0,418)	(0,119)	(0,293)	(0,378)	(0,433)
	5,6-8,8	4,3	17,1-27,8	11,9-19,3	4,0-4,3	8,9-11,9	10,4-17,7	13,7-17,3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4,7	3,0	7,7	7,0	6,2	4,2	4,0	5,3
	(0,075)	(0,048)	(0,124)	(0,113)	(0,100)	(0,068)	(0,065)	(0,085)
	4,0-6,0	3,0	3,0-16,0	4,0-15,0	3,0-10,0	1,0-8,0	2,0-8,0	3,0-7,0
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	n.n.	n.n.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	n.n.	n.n.	(0,0002)	(0,0002)	(0,0001)	(0,0002)	(0,0001)	(0,0001)
	n.n.	n.n.	0,01	0,01	0,00-0,01	0,00-0,02	0,00-0,01	0,00-0,01
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	23,8	10,1	7,2	0,8	17,7	22,2	20,4	12,5
	(0,390)	(0,165)	(0,119)	(0,013)	(0,290)	(0,363)	(0,335)	(0,204)
	22,9-25,0	10,1	1,7-10,2	0,0-2,8	5,5-23,2	6,1-30,5	7,3-30,2	4,6-19,1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	10,6	2,4	19,1	15,3	18,0	16,0	27,9	11,6
	(0,220)	(0,050)	(0,397)	(0,318)	(0,374)	(0,333)	(0,581)	(0,241)
	6,3-12,7	2,4	15,9-25,4	12,0-22,0	9,6-24,1	7,0-27,5	21,5-32,7	4,1-20,6
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	n.n.	n.b.	0,08	0,08	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	n.n.	n.b.	(0,002)	(0,002)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
	n.n.	n.b.	0,06-0,09	0,03-0,06	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Lösungs- inhalt	61,83	27,82	77,17	52,63	60,59	70,41	88,75	61,61
	(1,723)	(0,786)	(2,380)	(1,624)	(1,671)	(2,000)	(2,560)	(1,832)
	53,2-69,1	27,82	54,6-104,6	38,7-79,5	35,1-77,8	38,6-98,0	61,2-115,7	40,1-83,6

1993 erstellt wurden. In die regelmäßige Beprobung waren 40 Meßstellen (Brunnen, Grundwasserstollen, Quellen und Bäche) einbezogen, deren geographische und geologische Lage bereits erläutert wurde.

Anhand der Tabellen kann die mittlere ionare Zusammensetzung unterschiedlicher Wässer miteinander verglichen werden, jahreszeitliche Variationen sind durch die Angabe von Spannweiten der Ionenkonzentrationen ausgedrückt.

Von quantitativer Bedeutung für den Lösungsinhalt der untersuchten Taunuswässer sind die Kationen Natrium, Calcium und Magnesium sowie die Anionen Chlorid, Nitrat, Hydrogencarbonat und Sulfat. Für einige Quellwässer, die aus oberflächennahen Grundwasserleitern gespeist werden, ist zusätzlich deren Aluminiumkonzentration von Bedeutung.

Die Ionenkonzentrationen von Ammonium, Eisen, Mangan, Nitrit und Phosphat liegen meist nahe den Nachweisgrenzen, sie haben nur einen sehr geringen Anteil am Gesamtlösungsinhalt der Wässer. Auch der Kalium-Gehalt ist gering, die Variationsbreite der mittleren  $K^+$ -Konzentration liegt, bezogen auf alle Beprobungspunkte, bei nur 0,5–1 mg/l.

Die mittleren Natriumkonzentrationen der Taunuswässer liegen meist unter 5 mg/l, verbunden mit Chloridkonzentrationen  $< 10$  mg/l. Deutlich erhöhte  $Na^+$ - und  $Cl^-$ -Konzentrationen ( $Na^+ > 10$  mg/l,  $Cl^- > 20$  mg/l) sind im Untersuchungsgebiet durch Auftausalze verursacht (Golwer, mündl. Mitt.). Erhöhte Salzgehalte sind für fünf Quellen (BP 3, BP 11, BP 12, BP 13 und BP 15) aus verschiedenen Einzugsgebieten festzustellen, deren Schüttungsdynamik zeigt, daß sie von Zwischenabfluwässern beeinflusst sind. Für die Quellen der Beprobungspunkte BP 12, BP 13 und BP 15 wurden die größten Auslaufkoeffizienten in Kombination mit den höchsten Schüttungsvariabilitäten ( $M_{norm}$ -Wert) ermittelt.

Leicht erhöhte Na- und Cl-Konzentrationen (8–10 mg/l Na und ca. 20 mg/l Cl) zeigen sich auch für die in quarzitischen Gesteinen angelegten Brunnen der Beprobungspunkte BP 35 und BP 36 im Einzugsgebiet Urselbach. Für die Brunnenwässer wurden durch Sauerstoff-Isotopenuntersuchungen mittlere Verweilzeiten von 2,7–2,9 Jahren abgeschätzt. Die übrigen Brunnenwässer ergaben höhere Verweilzeiten zwischen 5,9 und 8,5 Jahren. Daraus ist eine Beeinflussung der beiden Brunnen durch junges,

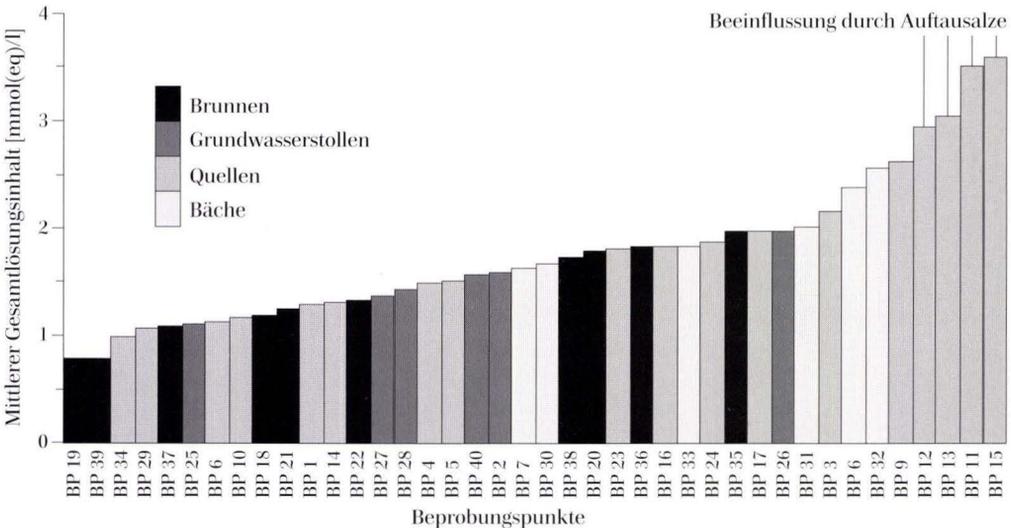


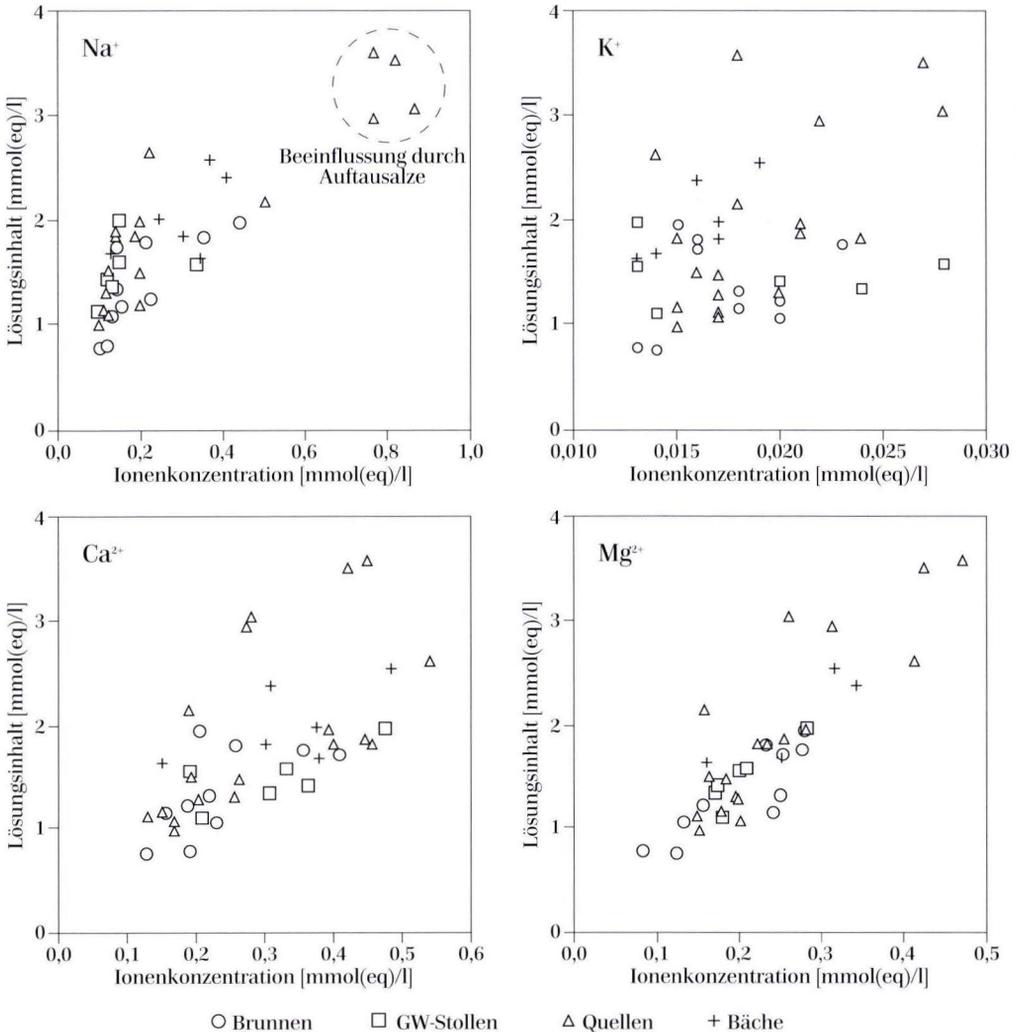
Abb. 35. Mittlere Gesamtlösungsinhalte der Wässer von 40 Beprobungspunkten der Einzugsgebiete, sortiert nach der Größe.

oberflächennahes Grundwasser abzuleiten, das in den Wintermonaten durch Streusalz einer nahegelegenen Bundesstraße belastet ist.

Die mittleren Calciumkonzentrationen der Wässer liegen bei Werten  $< 10$  mg/l, für viele der Beprobungspunkte ist die Konzentration sogar  $< 5$  mg/l. Die Magnesiumkonzentrationen bewegen sich überwiegend im Bereich von 2–3 mg/l.

Die mittleren Konzentrationen der Anionen Sulfat, Nitrat und Hydrogencarbonat schwanken in sehr viel größerem Maße als die übrigen Hauptionen der Wässer. Die mittleren Sulfatkonzentrationen variieren im Bereich von ca. 1–30 mg/l, Nitrat ca. 3–20 mg/l und Hydrogencarbonat 0,1–30 mg/l.

Diese Anionen können unmittelbar auf Auswirkungen saurer Depositionen auf das Grund-

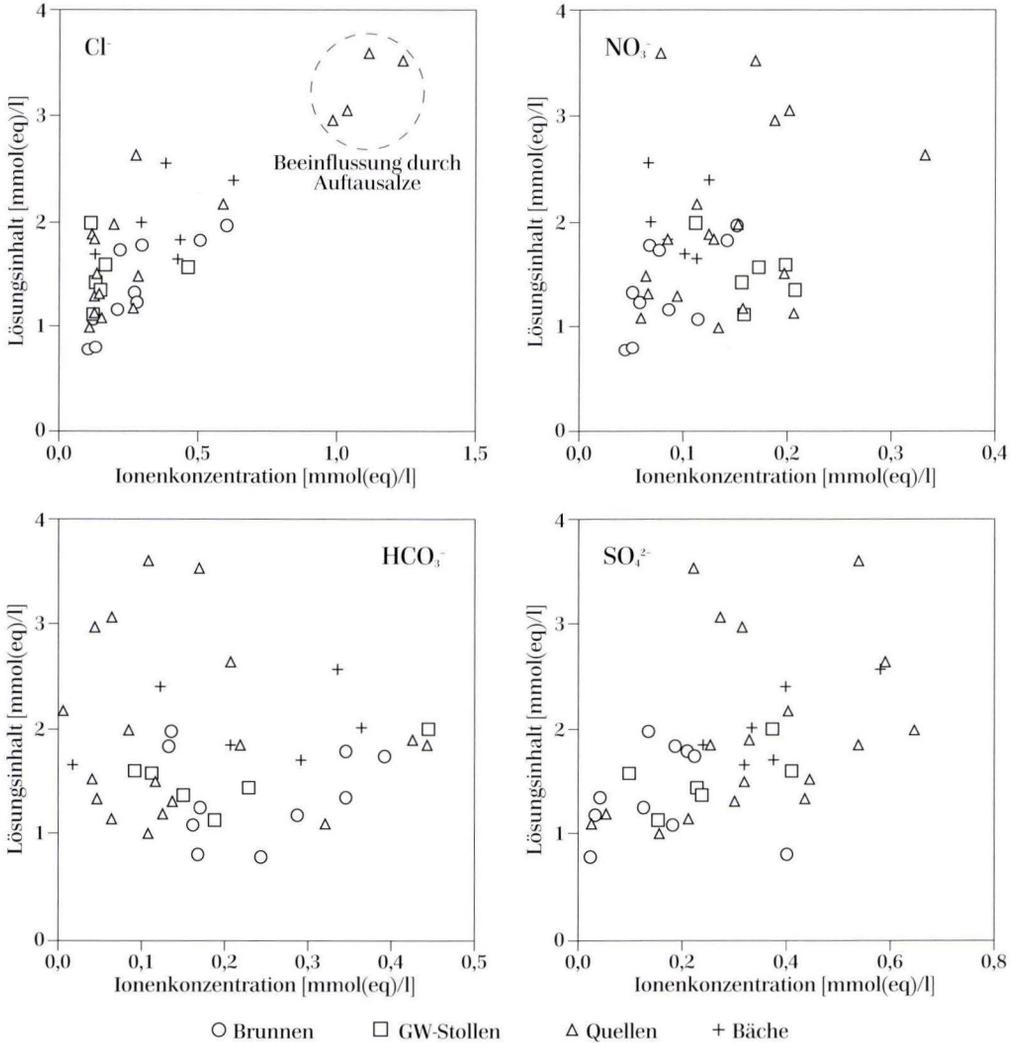


**Abb. 36.** Verhältnisse der mittleren Kationenkonzentrationen zu den mittleren Lösungsinhalten von Wässern der 40 Beprobungspunkte (Einzugsgebiete um den Großen Feldberg/Taunus).

wasser zurückgeführt werden. Sulfat und Nitrat sind die Anionen der starken Säuren Schwefel- und Salpetersäure, die maßgeblich den sauren Regen mitverursachen (Likens et al. 1979, Paces 1985, Grinsven et al. 1986, Dickson 1986b, Edmunds & Kinniburgh 1986, Linkersdörfer & Benecke 1987).

Die geogen bedingt niedrigen Hydrogencarbonatgehalte der Wässer werden durch Pufferung der über die Niederschläge eingetragenen

Säuren weiter vermindert. Somit kann anhand der Anionenkonzentrationen von  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{HCO}_3^-$  und deren jahreszeitlicher Schwankungsbreite das Ausmaß der Wasserbeeinflussung durch saure Depositionen beschrieben werden. Die höchsten Sulfat- und Nitratkonzentrationen in Verbindung mit den geringsten Hydrogencarbonatkonzentrationen wurden in Quellwässern oberflächennaher Grundwasserleiter gemessen.



**Abb. 37.** Verhältnisse der mittleren Anionenkonzentrationen zu den mittleren Lösungsinhalten von Wässern der 40 Beprobungspunkte (Einzugsgebiete um den Großen Feldberg/Taunus).

In Abb. 35 sind die mittleren Gesamtlösungsinhalte der Taunuswässer nach der Größe sortiert dargestellt (siehe Tab. 8–10).

Es zeigt sich, daß die Lösungsinhalte meist im Bereich zwischen 1–2 mmol(eq)/l liegen. Einige Quellen und Bäche weisen allerdings höhere Mineralisationen bis zu 3,59 mmol(eq)/l auf. Diese Anomalien sind einerseits auf Versauerungseffekte und andererseits auf Beeinflussungen der Wässer durch Auftausalze zurückzuführen.

Die Gesamtlösungsinhalte der Brunnenwässer sind im Vergleich zu den Stollen- und Quellwässern nicht erhöht, obwohl deren mittlere Verweilzeiten deutlich größer sind. Alle zehn einbezogenen Brunnen befinden sich in Kluffundwasserleitern des Taunuskamms die überwiegend aus quarzitischen Sandsteinen und Quarziten bestehen. Eine erhöhte Mineralisierung der tieferen Grundwässer kann in den quarzitischen Grundwasserleitern offensichtlich auch über Zeitspannen von mehreren Jahren nicht erfolgen. Im Vergleich zu den übrigen Beprobungspunkten zeichnen sich die Wässer der Brunnen jedoch durch höhere Hydrogencarbonatkonzentrationen und geringere Konzentrationen der Ionen Sulfat und Nitrat aus. Das Pufferpotential ist aber auch für die tieferen Grundwässer des Taunuskamms als gering einzuschätzen.

Die im Rahmen der Regionalisierung hydrochemischer Daten untersuchten Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefen nördlich des Taunuskamms weisen meist höhere Lösungsinhalte auf als die Quellwässer der gleichen Gebiete.

Die Abb. 36 und 37 zeigen die wichtigsten Kationen- und Anionenkonzentrationen der

Wässer aus den Einzugsgebieten in Relation zu deren Gesamtlösungsinhalten. Aus den Diagrammen kann abgelesen werden, welchen Anteil am Gesamtlösungsinhalt die Ionen für unterschiedliche Mineralisationen haben.

Für die ionenarmen Wässer des Taunus ist im dargestellten Konzentrationsbereich [0–4 mmol (eq)/l] ein annähernd linearer Zusammenhang zwischen Hauptionenkonzentration und Gesamtlösungsinhalt zu erwarten. Abweichungen davon geben Hinweise auf anthropogen bedingte Veränderungen der Wasserbeschaffenheit.

Im Diagramm  $\text{Ca}^{2+}$ /Lösungsinhalt ist für die Mehrzahl der Analysen eine lineare Korrelation der beiden Größen zu erkennen. Einige Quellwässer zeigen jedoch bei hohen Lösungsinhalten im Vergleich zu den anderen Wässern geringere Calciumkonzentration als zu erwarten wäre. Wie aus den Diagrammen  $\text{Na}^+$ /Lösungsinhalt und  $\text{Cl}^-$ /Lösungsinhalt deutlich wird, ist der hohe Lösungsinhalt dieser Quellwässer auf eine erhöhte  $\text{NaCl}$ -Konzentration zurückzuführen.

Bei den Punkten im Diagramm  $\text{HCO}_3^-$ /Lösungsinhalt sind zwei Gruppen von Wässern zu unterscheiden. Zur ersten Gruppe zählt die Mehrzahl der Quellen. Mit zunehmendem Lösungsinhalt sinken in dieser Gruppe die Hydrogencarbonatkonzentrationen. In der zweiten Gruppe, die vorwiegend durch die Wässer der Brunnen gebildet wird, sind höhere Lösungsinhalte auch mit steigenden Hydrogencarbonatkonzentrationen verbunden.

Die größten Sulfatkonzentrationen sind bei den Quellwässern zu verzeichnen. Die Quellwässer mit hohem Lösungsinhalt bei nur mittleren Sulfatkonzentrationen (Diagramm  $\text{SO}_4^{2-}$ /Lösungsinhalt) sind durch  $\text{NaCl}$  beeinflusst.

### 8.3 Vergleich der Wasserhärten

In Abb. 38 sind die mittleren Gesamthärten der verschiedenen Beprobungspunkte graphisch dargestellt. Die Gesamthärte wird als Äquivalentkonzentration der Summe der Erdalkalien  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  angegeben (Höltling 1992, Hütter 1992). Die quantitativ für die Taunus-

wässer nicht bedeutsamen Erdalkalitionen Barium und Strontium bleiben hierbei unberücksichtigt. Zur Veranschaulichung ist die Wasserhärte in der Graphik auch in der Einheit „Grad deutscher Härte (°dH)“ angegeben.

Alle untersuchten Wässer sind **sehr weich**.

Die Gesamthärten liegen im Bereich zwischen 0,25–1,0 mmol(eq)/l, dies entspricht etwa 0,5°–3° deutscher Härte. Anhand der Gesamthärten ist keine klare Unterscheidung der Wässer ver-

schiedener Beprobungspunkt-Typen zu treffen. Die höchsten Härten werden von Quellwässern erreicht, die geringste registrierte Gesamthärte zeigt das Brunnenwasser von BP 19.

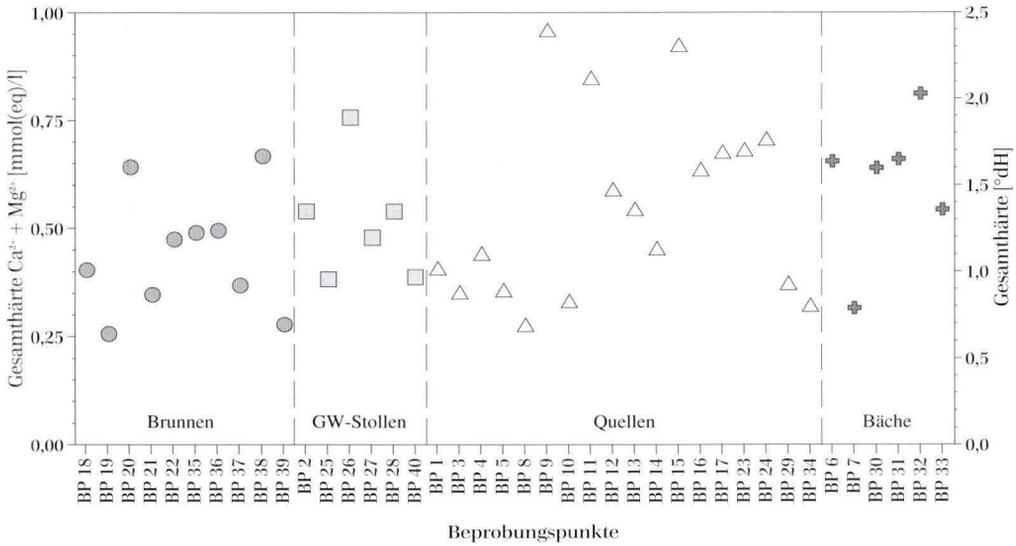


Abb. 38. Mittlere Gesamthärten [in mmol(eq)/l und °deutscher Härte] der Wässer von 40 Beprobungspunkten der Einzugsgebiete.

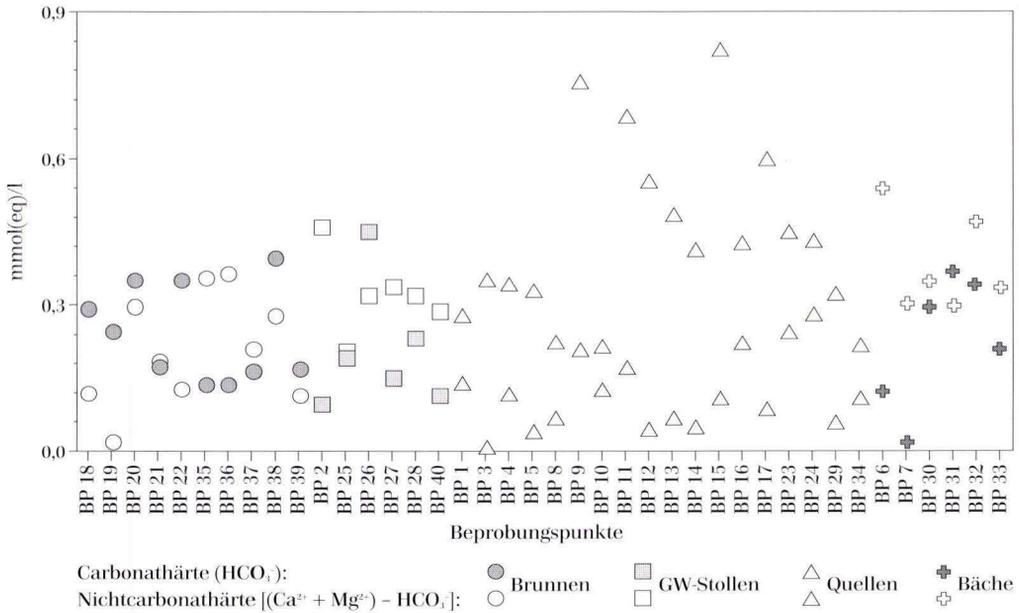


Abb. 39. Mittlere Carbonat- und Nichtcarbonathärten [in mmol(eq)/l] der Wässer von 40 Beprobungspunkten der Einzugsgebiete.

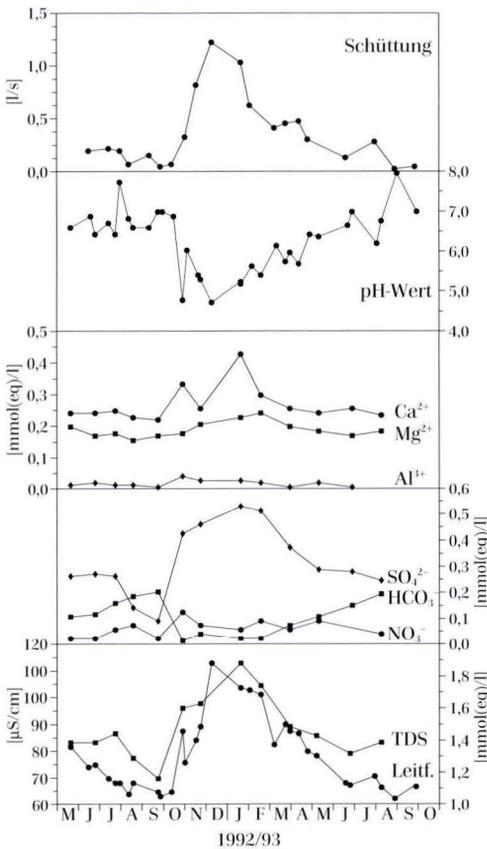
Zur weiterführenden Beschreibung der Wasserhärte wurden die Carbonat- und Nichtcarbonathärten bestimmt. Die Carbonathärte wird als Hydrogencarbonat-Äquivalentkonzentration angegeben. Zur Berechnung der Nichtcarbonathärte wurde die Carbonathärte von der Gesamthärte abgezogen.

In Abb. 39 sind Carbonat- und Nichtcarbonathärte der Analysenmittel aller Beprobungspunkte dargestellt. Anders als für die Gesamthärte ist hier eine Differenzierung unterschiedlicher Wässer möglich. Anhand des Verhältnisses von Carbonat- zu Nichtcarbonathärte sind zwei Gruppen von Wässern zu unterscheiden. In der ersten Gruppe ist die Carbonathärte

größer als die Nichtcarbonathärte. Zu dieser Gruppe zählen die meisten Brunnenwässer. Umgekehrte Härteverhältnisse charakterisieren die zweite Gruppe von Wässern, zu der die Mehrzahl der Quellwässer gehört.

In den Quellwässern mit auffallend hoher Gesamthärte (Abb. 38) ist die Carbonathärte häufig sehr gering. Die erhöhte Gesamthärte der Wasser ist auf einen versauerungsbedingten Austrag von  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Ionen aus dem System Boden-Gestein zurückzuführen (Wright & Johannessen 1980). Wässer, bei denen die Carbonathärte gegenüber der Nichtcarbonathärte dominiert, sind von Versauerungseffekten weniger betroffen.

### 8.4 Jahreszeitliche Variabilität der Wasserbeschaffenheit



Wie bereits erläutert, wurden bei den im ca. 14-tägigen Abstand durchgeführten Abflußmessungen auch die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur ermittelt. Im vorhergehenden Abschnitt wurden die arithmetischen Mittel der hydrochemischen Analysen vorgestellt. Zusammengefaßt liefern die vollständigen Ergebnisse der Wasseranalysen und Geländemessungen ein Bild der jahreszeitlichen Variabilität der Wasserbeschaffenheit für die unterschiedlichen Beprobungspunkte.

Besonders ausgeprägt sind Schwankungen der Ionenkonzentrationen für Quell- und Bachwässer. Wie sich deutlich zeigte, sind wiederholte Wasseruntersuchungen zu verschiedenen Jahreszeiten zur Beschreibung und Beurteilung der oberflächennahen Grundwässer des Tauern unerlässlich.

In den Abb. 40–52 sind die Ganglinien von Schüttung bzw. Abfluß, pH-Wert sowie der Konzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , elektrischer Leitfähigkeit und Gesamtlösungsinhalt dargestellt.

**Abb. 40.** Silberbach, südliche Quelle (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 4, Abflußmeßstelle 4).

Die Ganglinien von Gesamtlösungsinhalt = „TDS“ (total dissolved solid) und elektrischer Leitfähigkeit erscheinen jeweils im gleichen Diagramm, wobei die Größenskala der Leitfähigkeit an der linken Seite aufgetragen ist. Alle Ionenkonzentrationen sind als Äquivalentkonzentrationen in der Einheit mmol(eq)/l angegeben. Bei dem Vergleich der Ganglinien unterschiedlicher Beprobungspunkte müssen die verschiedenen Diagramm-Maßstäbe berücksichtigt werden.

Die Abb. 40-47 zeigen Ganglinien von Quellen, in Abb. 48 sind die Meßergebnisse eines Grundwasserstollens dargestellt und in den Abb. 49-52 die Ganglinien von Bächen. Die übr-

gen Brunnen- und Stollenwässer sind durch die Abb. 53-60 dokumentiert.

Der Zeitraum, in dem Geländemessungen und Probenahmen durchgeführt wurden, umfaßt zwei hydrologische Sommerhalbjahre und ein Winterhalbjahr. Sommer- und Winterhalbjahr sind anhand der Schüttungsganglinien deutlich zu unterscheiden. Die Sommerhalbjahre (Mai bis Oktober) sind durch niedrige bzw. stetig abnehmende Schüttungen und Abflüsse charakterisiert. Im Winterhalbjahr (November bis April) zeigt sich ein ausgeprägter Schüttungsanstieg mit Maximalwerten in den Monaten November/Dezember. Der Winter 1992/93 war relativ mild, eine Schneeschmelze, die an-

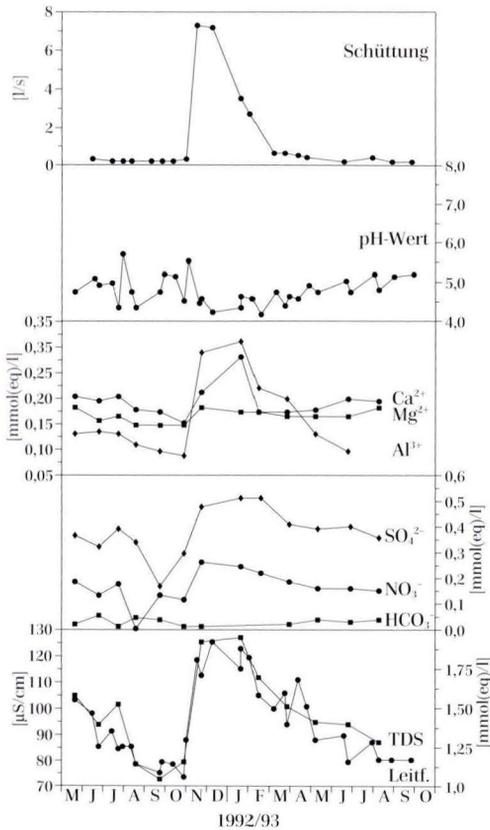


Abb. 41. Rombach Quelle (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 5, Abflußmeßstelle 11).

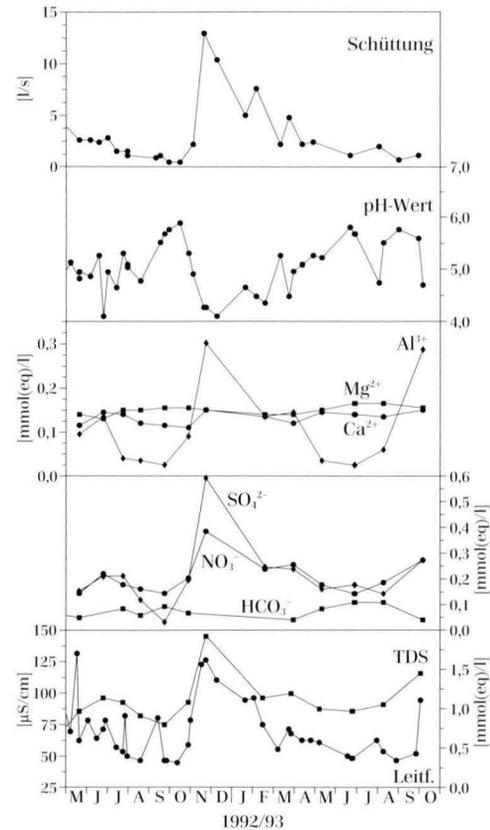


Abb. 42. Seelborn, Schürfung Grüner Weg (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 8, Abflußmeßstelle 7).

hand der Quell- und Bachschüttungen deutlich in Erscheinung treten würde, gab es daher im Beobachtungszeitraum nicht.

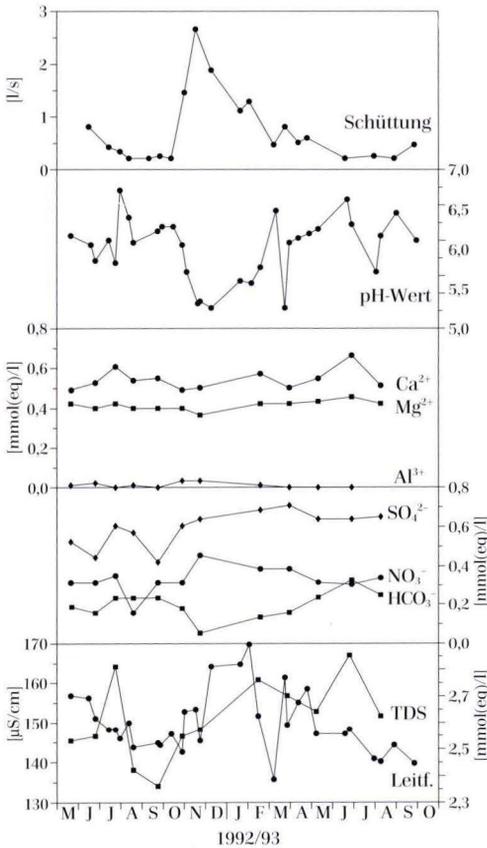
Bei der direkten Gegenüberstellung der verschiedenen Ganglinien eines jeden Beprobungspunktes treten Zusammenhänge deutlich in Erscheinung.

Für die Mehrzahl der Quellen und Bäche ist ein jeweils ähnliches Ganglinienmuster zu erkennen, das anschließend näher erläutert wird. Die Variationsbreite der Meßergebnisse ist für die einzelnen Beprobungspunkte bei ähnlichen Trends häufig unterschiedlich.

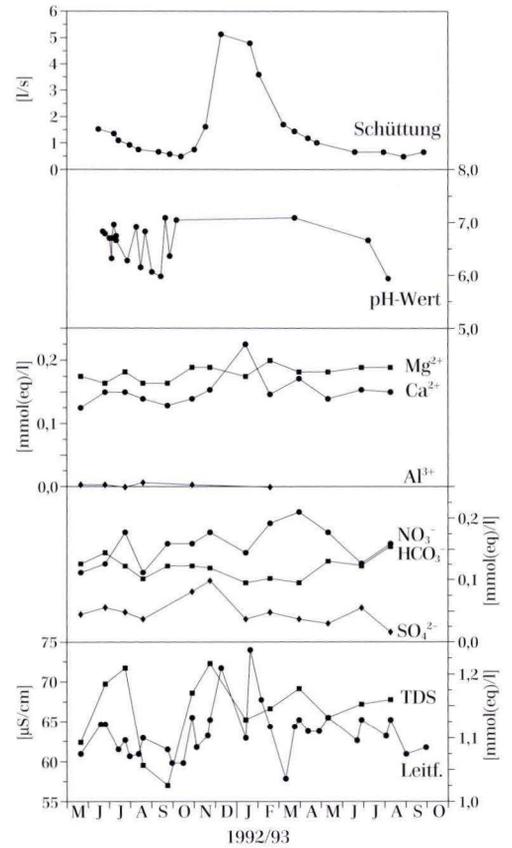
Anwachsende Bachabflüsse und Quellschüttungen im hydrologischen Winterhalbjahr sind

mit zunehmenden Konzentrationen der Anionen Sulfat und Nitrat verbunden. Gleichzeitig sinken dabei meist die Hydrogencarbonatkonzentrationen der Wässer. Die Äquivalentkonzentration von Sulfat ist meist deutlich größer als die des Nitrats. Eine Ausnahme bildet hier der Beprobungspunkt BP 10 (Abb. 44), in dessen Quellwasser die Nitratkonzentrationen im gesamten Jahresverlauf über den Sulfatkonzentrationen blieben. Dabei ist zu berücksichtigen, daß der Gesamtlösungsinhalt des Wassers deutlich geringer ist als bei allen übrigen Quell- und Bachwässern. Der Lösungsinhalt ist für alle Wasserproben von BP 10 kleiner 1,3 mmol(eq)/l.

Die Korrelation der Ionenkonzentrationen



**Abb. 43.** Schürfung nördlich Weilquelle (Einzugsgebiet Reichenbach, Beprobungspunkt 9, Abflußmeßstelle 10).



**Abb. 44.** Hermannsborn Quelle (Einzugsgebiet Urselbach, Beprobungspunkt 10, Abflußmeßstelle 16).

von Nitrat bzw. Sulfat mit der Schüttung ist, wie in Abschnitt 8.1 beschrieben, auf den Eintrag von Schwefel- und Salpetersäure zurückzuführen. Bestätigt wird dies durch die pH-Wert-Ganglinien, die meist gegenläufig zu den Kurven von  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$  und parallel zur Abnahme der  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentrationen verlaufen. Parallel zum Anstieg von  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$  steigen bei einigen Beprobungspunkten die Ionenkonzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Al}^{3+}$ . Die Kationen werden, abhängig vom Versauerungsgrad, durch Pufferungsprozesse der Silikat-, Austauscher- und Aluminiumpuffersysteme freigesetzt.

Weniger ausgeprägt als bei Sulfat und Nitrat

ist auch für die Erdalkalitionen eine positive Korrelation zur Schüttung und entsprechend eine negative Korrelation zum pH-Wert festzustellen.

Offensichtlich werden die  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen der Wässer aber auch durch die Verfügbarkeit von Erdalkalien in den Böden und Gesteinen beeinflusst. Es wird deutlich, daß niedrige pH-Werte der Quellwässer nicht immer mit erhöhten Erdalkalikkonzentrationen verbunden sind (siehe BP 8 - Abb. 42, BP 9 - Abb. 43, BP 13 - Abb. 45, BP 15 - Abb. 46, BP 16 - Abb. 47). Eine Zuordnung der Wässer mit versauerungsbedingt erhöhten Erdalkalikkonzentrationen zu bestimmten geologischen Gesteinseinheiten ist jedoch nicht möglich.

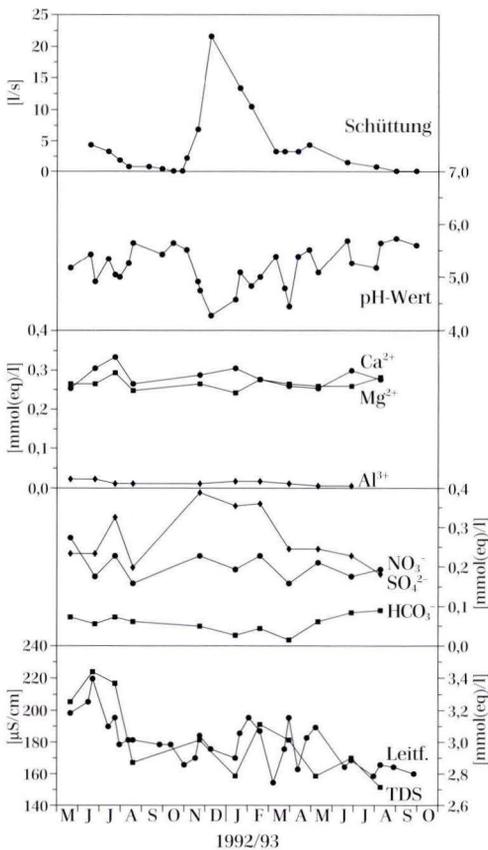


Abb. 45. Buchhorn Quelle (Einzugsgebiet Urselbach, Beprobungspunkt 13, Abflußmeßstelle 18).

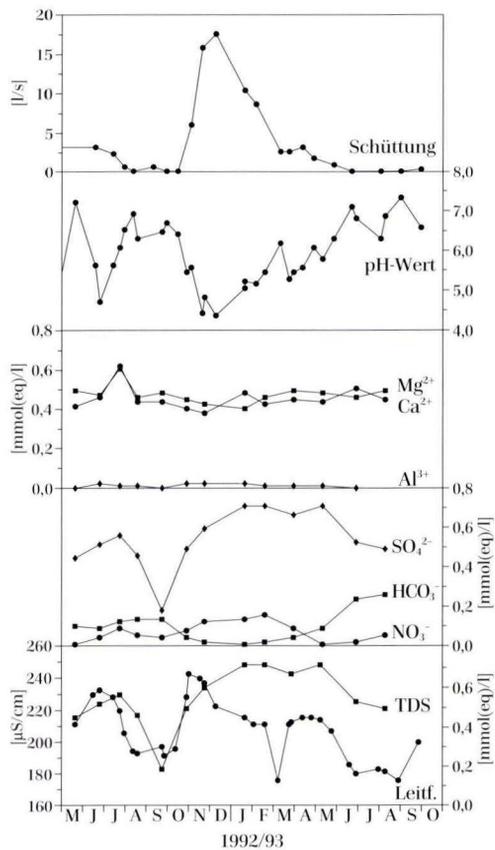


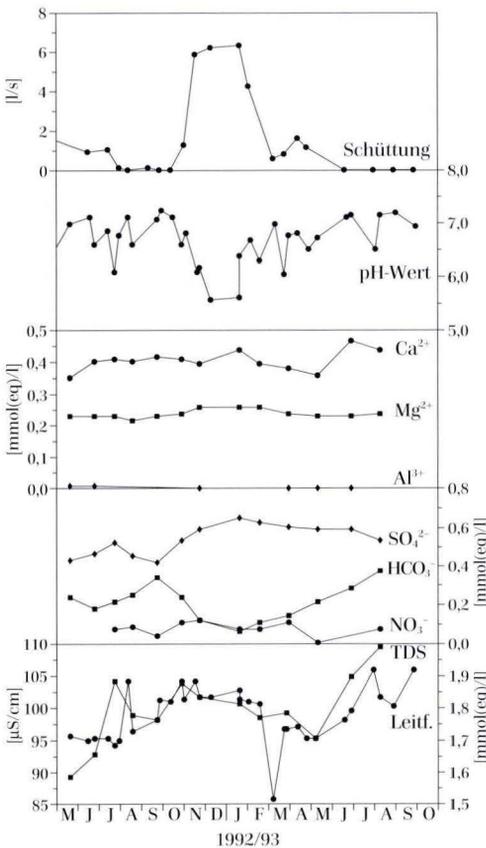
Abb. 46. Quelle Weiße Berge (Einzugsgebiet Aubach, Beprobungspunkt 15, Abflußmeßstelle 12).

Im allgemeinen sind für Süßwässer geringere Magnesium- als Calciumkonzentrationen zu erwarten (Mattheß 1990). Für einige Beprobungspunkte der Untersuchungsgebiete liegt die  $Mg^{2+}$ -Konzentration der Wässer davon abweichend über der  $Ca^{2+}$ -Konzentration (BP 1, BP 8 - Abb. 42, BP 10 - Abb. 44, BP 12, BP 15 - Abb. 46, BP 6). Die Erklärung dieser Besonderheit muß in der Calcit- und Feldspatarmut der Gesteine des Taunuskamms gesucht werden.

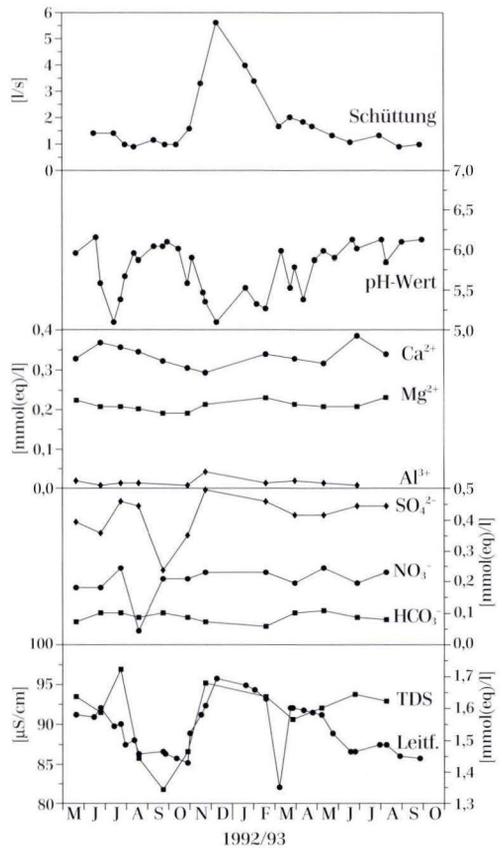
Die Aluminiumkonzentrationen der Wässer steigen durchweg als Funktion sinkender pH-Werte. Bei pH-Werten  $< 5$  sind in allen Wässern des Hochtaunus meßbare Aluminiumkonzentrationen enthalten [Nachweisgrenze  $Al^{3+}$ : 0,01

mg/l bzw. 0,001 mmol(eq)/l]. Für Wässer mit besonders niedrigen pH-Werten (BP 3, BP 5 - Abb. 41, BP 8 - Abb. 42) kann die Äquivalentkonzentration von  $Al^{3+}$  im Winterhalbjahr sogar die Ionenkonzentration von  $Ca^{2+}$  bzw.  $Mg^{2+}$  überschreiten.

Wie hydrochemische Berechnungen mit dem Computerprogramm PHREEQE (Parkhurst 1980) zeigten, sind die Taunuswässer, abhängig vom pH-Wert, meist mit Aluminium gesättigt (siehe Abb. 70). Dies ist nicht verwunderlich, da es sich bei Aluminium um eines der häufigsten Elemente der Erdkruste handelt, das auch in den Böden und Gesteinen des Taunus im Überangebot vorhanden ist. Für die Böden aus Löß-



**Abb. 47.** Quelle Polnische Köpfe (Einzugsgebiet Aurbach, Beprobungspunkt 16, Abflußmeßstelle 13).



**Abb. 48.** Vorstollen Heilig Geist (Einzugsgebiet Reichenbach, Beprobungspunkt 2, Abflußmeßstelle 2).

lehm und Schieferzersatz wurden durchschnittliche Gehalte von 10–19 Gew.-%  $\text{Al}_2\text{O}_3$  bestimmt (Rosenberg 1991). Ähnlich hohe Werte zeigen Analysen von Tonschiefer-Gesteinen (Bunte Schiefer, Bl. Oberreifenberg;  $\text{Al}_2\text{O}_3$  19 Gew.-%). Selbst in den grünen Quarziten des Großen Feldberges sind noch ca. 3 Gew.-%  $\text{Al}_2\text{O}_3$  enthalten (Fuchs 1978).

In jeweils einem Teildiagramm der Abb. 40–60 sind die Ganglinien von elektrischer Leitfähigkeit und Gesamtlösungsinhalt (TDS) zusammen dargestellt. Für die meisten Wässer ist ein annähernd linearer Zusammenhang zwischen den beiden Größen festzustellen. Da für die elektrische Leitfähigkeit mehr Meßergebnis-

se vorliegen (wurde auch bei den Abflußmessungen bestimmt), zeigen deren Ganglinien zum Teil einen stärker differenzierten Verlauf. Grundsätzlich ist zu erkennen, daß die elektrische Leitfähigkeit auch für saure Wässer mit hohen Wasserstoffionenkonzentrationen als Maß für den Lösungsinhalt brauchbar ist. Eine eindeutige Beeinflussung der Leitfähigkeit durch  $\text{H}^+$ -Ionen kann aus den Ganglinien nicht abgeleitet werden.

Bei Gegenüberstellung der Ganglinien von Gesamtlösungsinhalt und Kationen- bzw. Anionenkonzentrationen wird deutlich, daß die erhöhten Lösungsinhalte der Quell- und Bachwässer in den Wintermonaten vorwiegend durch

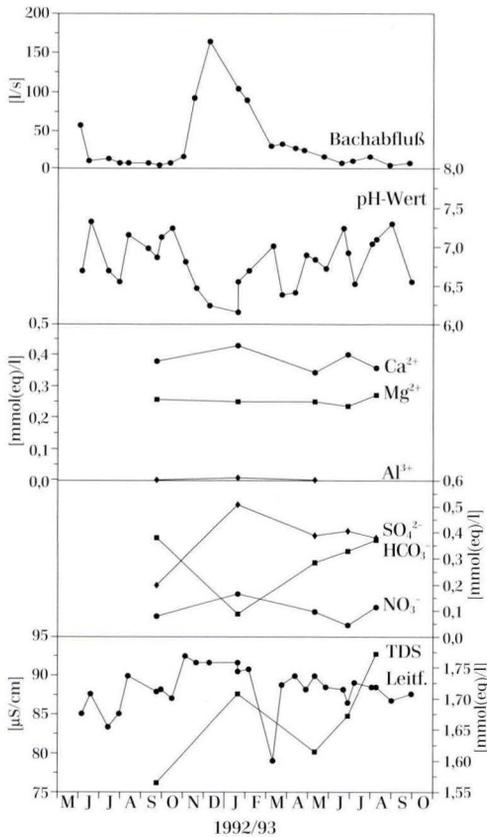


Abb. 49. Reichenbach, Gesamtabfluß (Einzugsgebiet Reichenbach, Beprobungspunkt 30, Abflußmeßstelle 1).

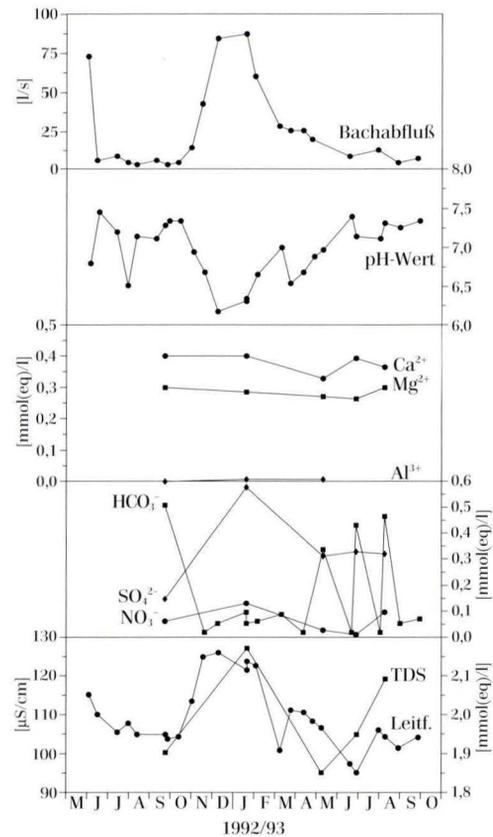


Abb. 50. Silberbach, Gesamtabfluß (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 31, Abflußmeßstelle 6).

ansteigende Sulfat- und Nitratkonzentrationen verursacht sind. Nur bei den Wässern einiger Beprobungspunkte liefern auch erhöhte Calcium- und Magnesiumkonzentrationen einen bedeutenden Beitrag (BP 1, BP 3, BP 4 - Abb. 40, BP 5 - Abb. 41, BP 8 - Abb. 42). Auf die Bedeutung der Aluminiumkonzentration für den Lösungsinhalt saurer Wässer wurde bereits hingewiesen.

Die Ganglinienverläufe des Vorstollenwassers (Abb. 48) und der Bachwässer (Abb. 49–52) zeigen grundsätzlich die gleichen jahreszeitlichen Trends wie die der Quellwässer.

In den Abb. 53–58 sind für die Brunnen und Grundwasserstollen die Ganglinien von pH-

Wert, den Ionenkonzentrationen von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  sowie des Gesamtlösungsinhalts und der elektrischen Leitfähigkeit dargestellt.

Besonders aufschlußreich ist hier die Betrachtung der Anionen-Ganglinien. Anhand der absoluten Größen von Sulfat und Hydrogencarbonat bzw. deren Konzentrationsverhältnis kann auf den Grad der Beeinträchtigung der Grundwasserbeschaffenheit durch saure Depositionen geschlossen werden.

Für Wässer, deren  $\text{HCO}_3^-$ -Äquivalentkonzentrationen größer sind als die des Sulfats, liegt in Relation zu den Quellwässern nur eine geringe Beeinflussung vor. Dies verdeutlichen auch die

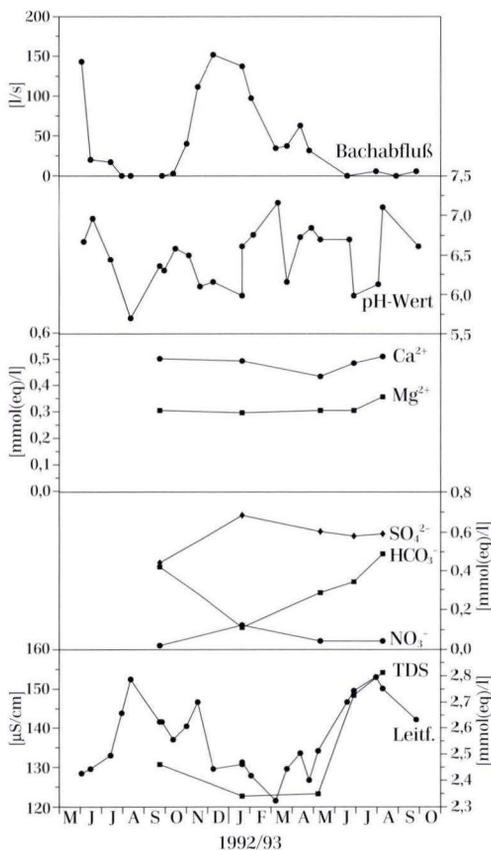


Abb. 51. Aubach, Gesamtabfluß (Einzugsgebiet Aubach, Beprobungspunkt 32, Abflußmeßstelle 15).

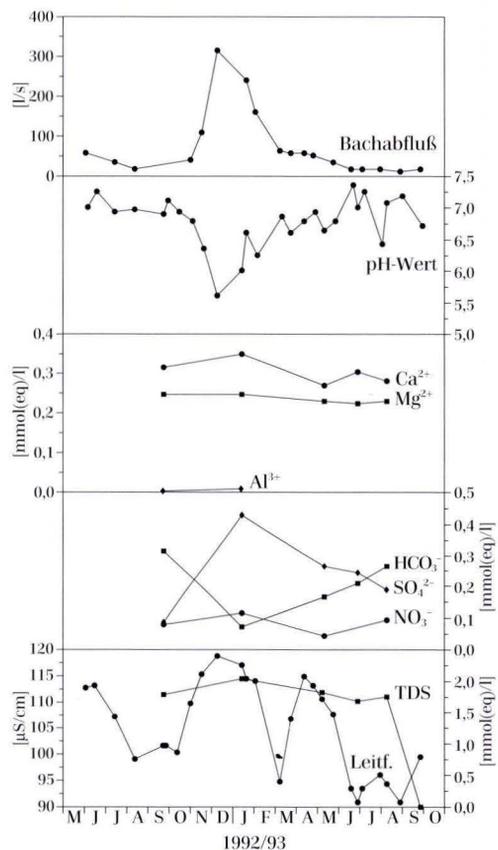


Abb. 52. Urselbach, Gesamtabfluß (Einzugsgebiet Urselbach, Beprobungspunkt 33, Abflußmeßstelle 20).

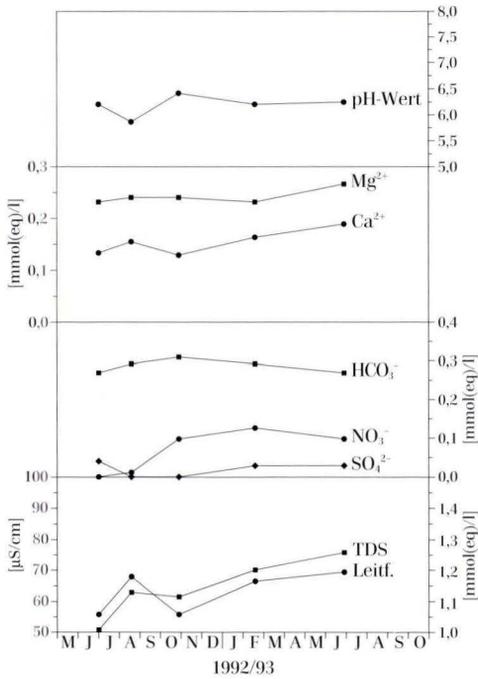


Abb. 53. Brunnen 1, Glashütten (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 18).

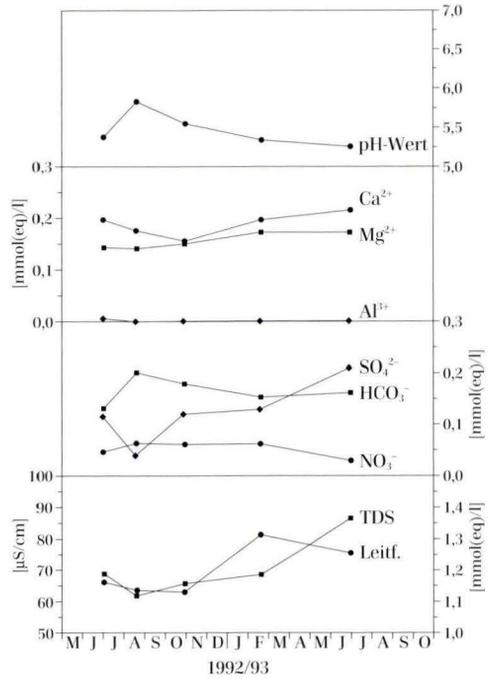


Abb. 55. Tiefbrunnen 4, Glashütten (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 21).

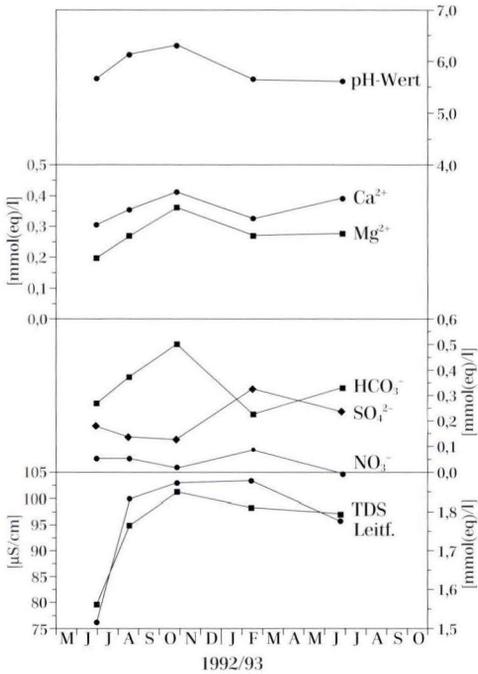


Abb. 54. Tiefbrunnen 3, Glashütten (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 20).

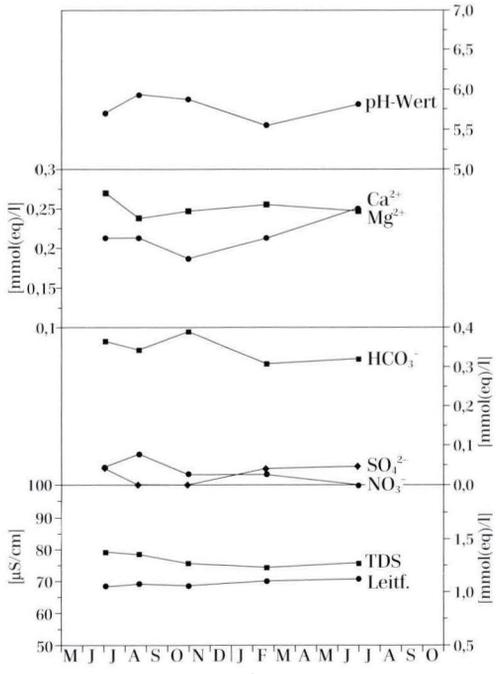


Abb. 56. Brunnen 5, Glashütten (Einzugsgebiet Silberbach, Beprobungspunkt 22).

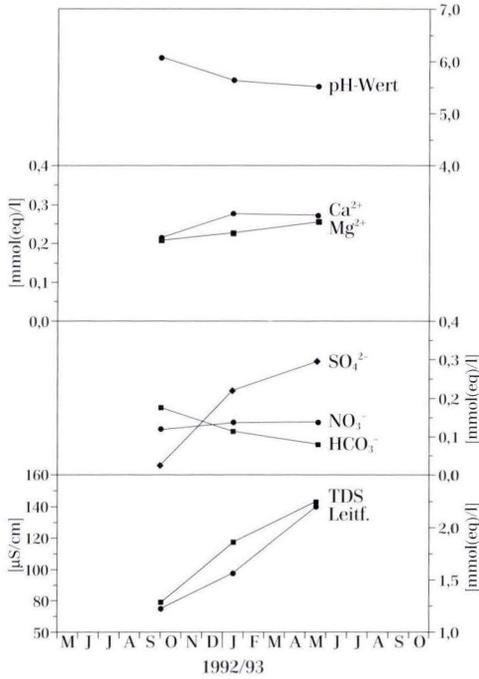


Abb. 57. Brunnen 3, Oberursel (Einzugsgebiet Urselbach, Beprobungspunkt 36).

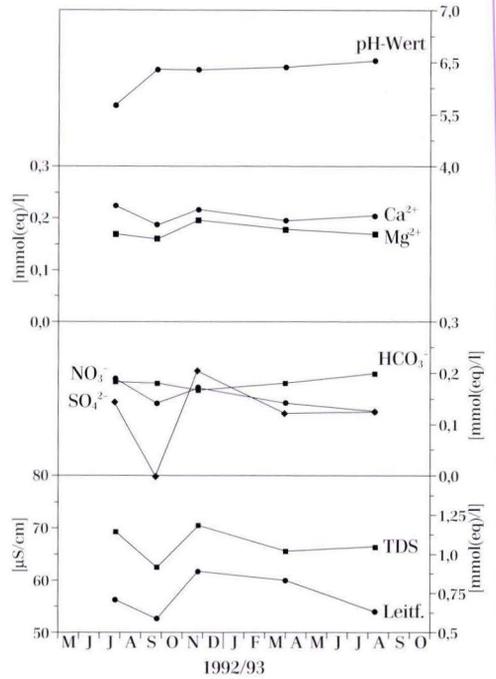


Abb. 58. Brunnen 5, Oberursel (Einzugsgebiet Urselbach, Beprobungspunkt 38).

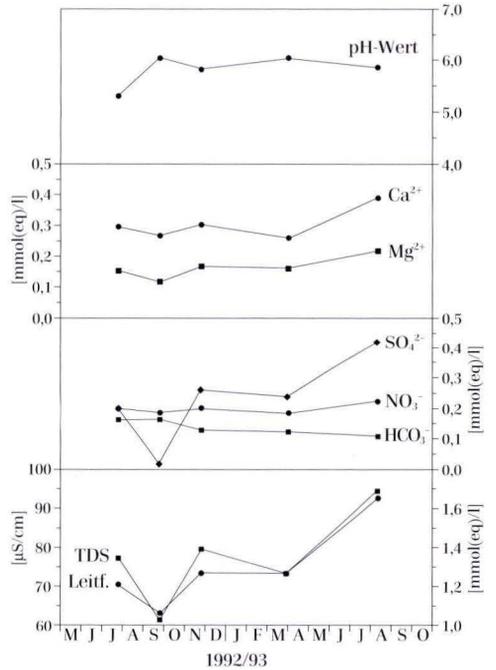


Abb. 59. Neuwaldstollen, Königstein (Einzugsgebiet Reichenbach, Beprobungspunkt 25).

wenig schwankenden pH-Werte und Konzentrationen der übrigen Ionen.

Gering säurebeeinflusst sind demnach die Brunnenwässer von BP 18 (Abb. 53), BP 19, BP 22 (Abb. 56) und BP 38 (Abb. 58), für die durch isotopehydrologische Untersuchungen mittlere Verweilzeiten von 6–8,5 Jahren abgeschätzt wurden.

Für einige Brunnenwässer ist, wie bei vielen Quellwässern, ein winterliches Sulfat-Maximum zu erkennen, das die  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentration übersteigt (BP 20 - Abb. 54, B 21 - Abb. 55, BP 35, BP 36 - Abb. 57 und BP 37). Daraus ist der Einfluß junger, säurebelasteter Wässer abzuleiten, die im Brunnenwasser in der Zeit der Grundwasserneubildung anteilig enthalten sind. Weiterführende Untersuchungen zur Abschätzung der Grundwasserversauerung folgen in Abschnitt 8.5.

Sowohl Variationsbreite als auch absolute Größe der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen sind für die Brunnenwässer gering.

Nur relativ kleine jahreszeitliche Unterschiede zeigen sich auch für die Konzentrationen der Erdalkalitionen Calcium und Magnesium. Deutlich über die Nachweisgrenze erhöhte Aluminiumkonzentrationen wurden für die Wässer der in die Untersuchung einbezogenen Brunnen nicht registriert.

## 8.5 Bewertung der Grundwasserversauerung

Der aktuelle Versauerungsgrad eines Grundwassers wird durch dessen pH-Wert ausgedrückt. Negative Begleiterscheinungen der Grundwasserversauerung wie erhöhte Aluminium- und Schwermetallkonzentrationen sind stark vom pH-Wert abhängig, da er deren Löslichkeit entscheidend steuert.

In Abb. 61 sind mittlere (arithmetische Mittel), minimale und maximale pH-Werte aller 40 Beprobungspunkte der Einzugsgebiete dargestellt. Dadurch entsteht ein Bild des aktuellen Versauerungszustands der untersuchten Oberflächen- und Grundwässer.

Fast alle Wässer besitzen mittlere pH-Werte < 6,5 und sind damit **sauer bzw. versauert**.

Für die Stollenwässer (Abb. 59 und 60) liegen keine Schüttungsmessungen vor, die zur Korrelation herangezogen werden könnten. Die Wässer zeigen, ähnlich wie die Brunnenwässer, relativ geringe jahreszeitliche Schwankungen des pH-Wertes, der meist zwischen 5,5 und 6,5 liegt. Auch die Ganglinien der Erdalkalitionen zeigen keinen ausgeprägten Jahresgang. Stärkere Variationen sind wiederum für die Konzentrationen der Anionen zu erkennen, wobei die Ionen Hydrogencarbonat und Sulfat am stärksten betroffen sind.

Die regelmäßigen Wasseruntersuchungen und Schüttungsmessungen haben entscheidend zum Verständnis der Entstehung von Beeinflussungen der Grundwasserbeschaffenheit durch saure Depositionen beigetragen. Wie sich zeigte, sind Einzelmessungen wenig aussagekräftig, solange die jahreszeitliche Variation der Meßwerte nicht abgeschätzt werden kann. Insbesondere für Quellen, Schürfungen und Flachstollen unterliegt die Wasserbeschaffenheit im Taunus teilweise starken jahreszeitlichen Schwankungen.

Das geohydraulische Niveau des Grundwasserleiters ist somit entscheidend dafür verantwortlich, wie intensiv sich die Auswirkungen saurer Depositionen in der Wasserbeschaffenheit bemerkbar machen.

Der hier zur Abgrenzung von **unversauertem** zu **versauertem** Grundwasser definierte pH-Wert von 6,5 liegt an der Grenze vom Carbonat- zum weniger wirksamen Silikatpufferbereich der Böden und entspricht außerdem dem unteren Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990).

Der Übergang von **versauertem** zu **saurem** Grundwasser wurde durch Krieter (1988) für einen pH-Wert von 5,0 definiert. Dies erscheint sinnvoll, da unterhalb dieses pH-Wertes der Austauscher-Pufferbereich der Böden beginnt und verstärkt Erdalkali- und Aluminiumionen freigesetzt werden.

Die geringsten mittleren pH-Werte, verbun-

den mit der größten jahreszeitlichen Schwankungsbreite, zeigen sich bei den Quellwässern (siehe auch Abb. 40–60).

Im Gegensatz dazu variieren die pH-Werte der Brunnenwässer sehr viel weniger.

Die Wässer der Grundwasserstollen nehmen bezüglich der mittleren pH-Werte und deren Variationsbreite eine Mittelstellung ein. Damit ist die Abhängigkeit der Grundwasserversauerung vom geohydraulischen Tiefenniveau dokumentiert.

Die sechs Bachwässer, deren Beschaffenheit im Rahmen der Quellwasseranalyse mit untersucht wurde, fallen teilweise durch vergleichsweise hohe pH-Werte auf. Dies gilt insbesondere für die Beprobungspunkte BP 30 bis BP 33, die sich jeweils am hydrologischen Ausgang der vier Wassereinzugsgebiete befinden. Wie aus Bilanzrechnungen der Schüttungssummen aller Quellen der Einzugsgebiete hervorgeht, ist der hier beprobte Gesamtabfluß durch effluent zufließendes Wasser aus tieferen Bereichen der Grundwasserleiter zum Teil deutlich geprägt. Eine Ausnahme bildet hier nur der Abfluß des Aubachs (BP 32).

Der pH-Wert allein ist jedoch nicht dazu geeignet neben dem Versauerungszustand auch die Versauerungsempfindlichkeit eines Wassers zu beschreiben. Zur umfassenden Beurteilung von Brunnen, Grundwasserstollen und Quellen ist aber gerade die Versauerungsempfindlichkeit eines Wassers von großer Bedeutung, da sie zur Prognose künftiger, säurebedingter Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit genutzt werden kann. Ausschlaggebend für pH-Wert-Änderungen des Grundwassers bei weiterer Säurezufuhr ist dessen Lösungsinhalt, insbesondere die Alkalinität des Wassers.

$$\text{Versauerungs-Index (Hendriksen): } \frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{\text{SO}_4^{2-}}$$

$$\text{Versauerungs-Index (Schoen): } \frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-}$$

Mit Hilfe der von Hendriksen (1980) und Schoen (1985) eingeführten Indizes können die im System Boden-Wasser-Gestein vorliegenden Pufferungsverhältnisse abgeschätzt werden. Dabei wird davon ausgegangen, daß bei ausreichender Verfügbarkeit der Erdalkalien  $\text{Ca}^{2+}$  und

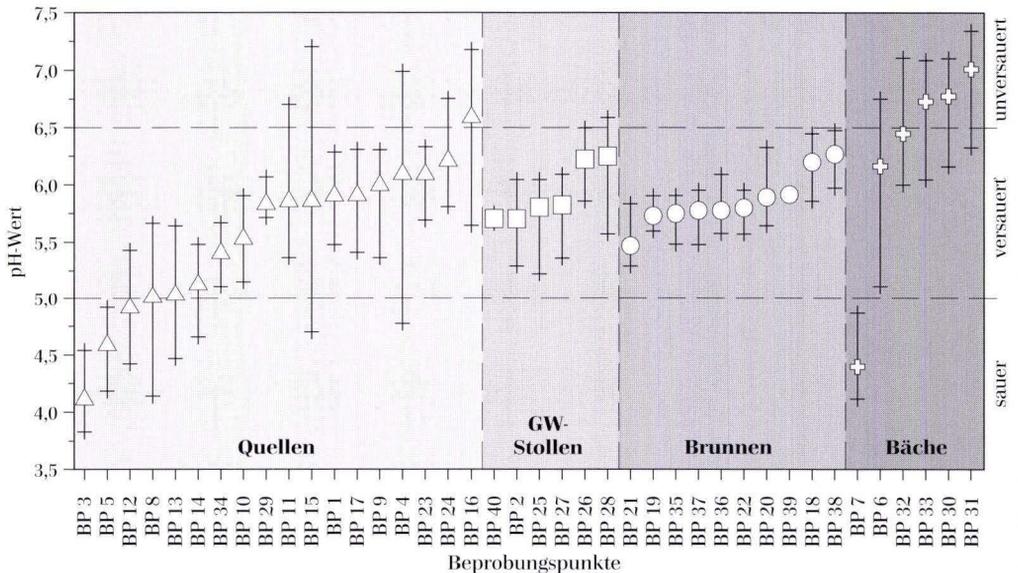


Abb. 61. pH-Werte der Wässer aus den Einzugsgebieten im Hochtannus (arithmetische Mittel, Minima und Maxima), nach der Größe geordnet.

Mg<sup>2+</sup> eine Pufferung im Carbonatpufferbereich erfolgt. Voraussetzung ist, daß die geogenen Sulfatgehalte gering sind.

Bei Oberflächen- und Grundwässern mit Ionen-Äquivalentverhältnissen > 1 des Index nach Schoen sind noch Wirkungen des Carbonatpuffersystems vorhanden, für Werte < 1 bekommen die für die Pufferung weniger effizienten Silikat-Austauscher- und Aluminiumpufferbereiche größere Bedeutung, der pH-Wert sinkt stark ab.

In Abb. 62 ist der Versauerungsindex nach Schoen (1985) gegen den pH-Wert aufgetragen.

Es ist zu erkennen, daß einige Wässer sich bei gleichen pH-Werten auf dem Plateau des Carbonatpufferbereichs deutlich durch ihr Äquivalentverhältnis unterscheiden. Besonders hohe Äquivalentverhältnisse und damit in Relation zu den übrigen Wässern geringere Versauerungsempfindlichkeiten zeigen die Brunnenwässer der Beprobungspunkte BP 18, BP 19 und BP 22 sowie das Quellwasser von BP 29. Diese Wässer zeichnen sich durch geringe jahreszeitliche pH-Wert-Schwankungen aus (Abb. 61), für sie wurden außerdem durch Isotopenuntersuchungen die größten mittleren Verweilzeiten abgeschätzt (MVZ: 4,8–8,5 Jahre).

Die Wässer mit einem Äquivalentverhältnis

von etwa 1,0 befinden sich zum Teil noch auf dem pH-Wert-Plateau des Carbonatpufferbereichs um 6,2–6,0. Für diese Wässer ist trotzdem eine hohe Versauerungsempfindlichkeit zu prognostizieren, da die pH-Werte bei weiterer Säurezufuhr schnell absinken werden.

Eine weitere Möglichkeit zur Beurteilung der Gewässerversauerung bietet die Einstufung durch Diagramme nach Jacks et al. (1984) (Abb. 63 und 64).

In Abb. 63 ist die Gesamthärte, ausgedrückt durch die Summe der Erdalkali-Äquivalentkonzentrationen, gegen die Hydrogencarbonat-Äquivalentkonzentration (bzw. Carbonathärte) aufgetragen. Stellvertretend für den nicht einheitlich definierten Begriff „Alkalinität“ wird in dieser Arbeit meist die Hydrogencarbonatkonzentration (bzw. Carbonathärte) herangezogen. Wässer mit ausgeglichenem Ionenverhältnis ([Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>] : [HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>] = 1 : 1) sind gering versauert bis unversauert, solche mit Ionenverhältnissen > 1 werden als stärker versauert angesprochen (Jacks et al. 1984). Ausgehend von der eingezeichneten Geraden des Ionenverhältnisses 1 : 1 in Richtung der rechten unteren Diagrammecke nimmt der Grad der Wasserversauerung zu.

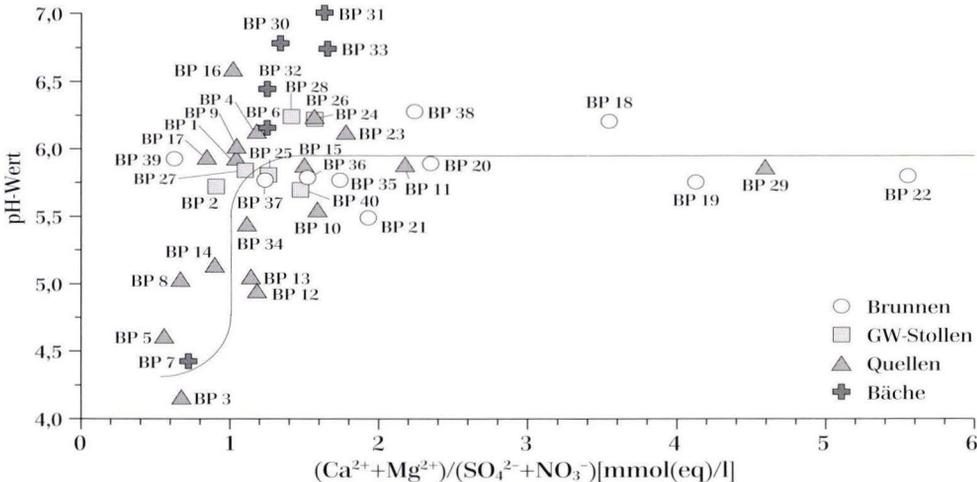


Abb. 62. Arithmetische Mittel der pH-Werte von Wässern aus den Einzugsgebieten, aufgetragen gegen deren Versauerungsindex (nach Schoen, 1985).

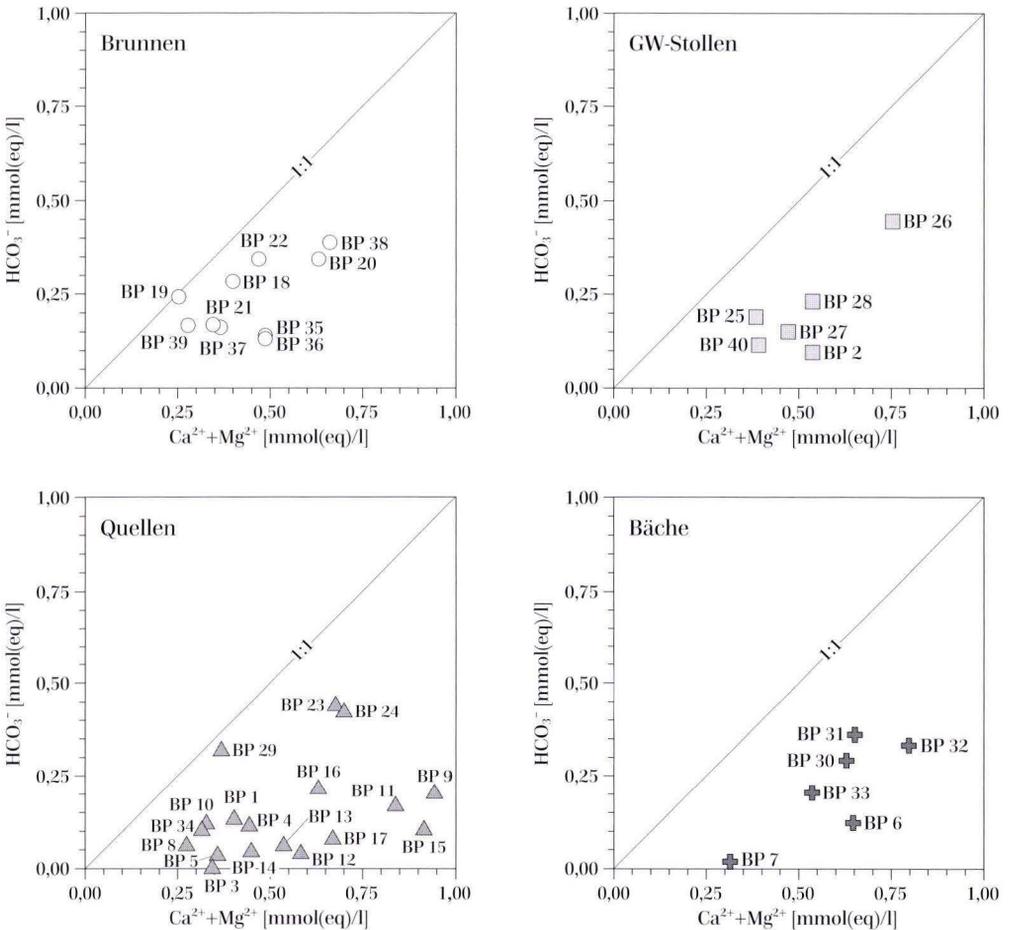
Wie zu erwarten war, finden sich die am stärksten versauerten Wässer in der Gruppe der Quellen und die geringer versauerten in den Gruppen von Brunnen, Grundwasserstollen und Bächen.

Die Quellwässer bilden eine bezüglich Versauerungsgrad und Versauerungsempfindlichkeit inhomogene Gruppe. Neben stark versauerten Wässern (z.B. BP 3, BP 5) gibt es auch Quellwässer, die nur geringe Versauerungserscheinungen aufweisen (z.B. BP 29) und in ihrer Beschaffenheit den Brunnenwässern ähneln.

Diese Variabilität ist darauf zurückzuführen,

daß die Quellen durch Wässer aus unterschiedlichen Tiefenniveaus der Grundwasserleiter gespeist werden. Quellen mit ausgeglichenem Schüttungsverhalten, ausgedrückt durch kleine Auslaufkoeffizienten, sind meist geringer versauert als solche mit großen Auslaufkoeffizienten (vgl. Abb. 18).

In Abhängigkeit von der geologischen Lage der Quellen und der Beschaffenheit der Deckschichten in den Einzugsgebieten der Quellen, sind diese durch unterschiedlich hohe Anteile von Zwischenabflußwasser beeinflusst. Quellwässer mit hohen Zwischenabflußanteilen (z.B.



**Abb. 63.** Mittlere Gesamthärten (Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup>) der Wässer aus den Einzugsgebieten aufgetragen gegen deren mittlere HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration (bzw. Carbonathärte).

BP 3) sind durchweg stärker versauert und zeigen größere jahreszeitliche Schwankungen der Beschaffenheit als solche, für die der Zwischenabfluß nur eine geringe Bedeutung hat (z.B. BP 9). Zur Quantifizierung des Zwischenabflusses wurde ein normierter Schüttungsfaktor ( $M_{\text{norm}}$ ) eingeführt.

In Abb. 64 sind für den Tiefbrunnen 2 Kohlweg, Glashütten (BP 19) und für die südliche Silberbachquelle (BP 4) die Analysenergebnisse (Gesamthärte/Carbonathärte) der verschiedenen Probenahmeterminen exemplarisch dargestellt.

Für die Quelle zeigt sich eine ausgeprägte jahreszeitliche Variation des Ionenverhältnisses und damit des Versauerungsgrades. Im hydrologischen Winterhalbjahr ist das Quellwasser viel stärker versauert als im Sommer, was sich in erhöhten Gesamthärten bei verminderten Carbonathärten ausdrückt.

Auch für das Wasser des Brunnens sind jahreszeitliche Schwankungen der Beschaffenheit zu registrieren. Anders als bei der Quelle schwankt die ionare Zusammensetzung aber annähernd parallel zu der 1:1-Ausgleichsgeraden im Diagramm. Das bedeutet, das Verhältnis von Gesamthärte zu Carbonathärte verändert sich nur unwesentlich, wobei die Ionenkonzentrationen von Erdalkalien und Hydrogencarbonat des Brunnenwassers gleichsinnig variieren. Gegen Ende des hydrologischen Sommerhalbjahres 1992 wurden für BP 19 die größten Werte für Gesamt- und Carbonathärte erreicht.

Durch den Index von Wright (1983) wird der versauerungsbedingte Alkalinitätsverlust (Säurekapazitätsverlust) der Wässer ermittelt. Je größer der so berechnete Alkalinitätsverlust ist, umso empfindlicher reagiert das Wasser bzw. das System Boden-Wasser-Gestein auf weitere Säureimmissionen.

Alkalinitätsverlust (Wright):

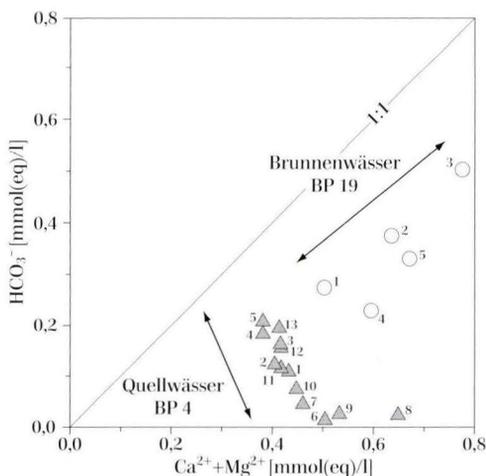
$$\Delta \text{Alk.} = 0,91 \cdot (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$$

Voraussetzung zur Anwendung dieses und der beiden zuvor genannten Indizes zur Abschätzung der Grundwasserversauerung ist, daß die Elektroneutralität der Lösungen gewahrt ist.

Das bedeutet, es muß bei erhöhten Konzentrationen eines Anions im Wasser (z.B.  $\text{SO}_4^{2-}$ ) eine äquivalente Erhöhung der Kationen-Summe erfolgen.

Die Bestätigung, daß die Elektroneutralität auch bei stärker versauerten Taunuswässern gewahrt ist, wurde durch Plausibilitätsrechnungen erbracht und kann visuell auch aus den Ganglinien der Hauptionen (Abb. 40–60) abgelesen werden.

In Abb. 65 sind die Wright-Indizes gegen die Sulfatkonzentrationen der Wässer aufgetragen. Dies ermöglicht die Abschätzung, inwieweit Sulfat als „Ursache“ des Alkalinitätsverlustes anzusehen ist. Bei einem Verhältnis von  $\Delta \text{Alk.} : \text{SO}_4^{2-} = 1:1$  kann der Alkalinitätsverlust vollständig durch Einträge von Schwefelsäure erklärt werden.



Probenahmeterminen	Quelle BP 4:	7 = 24.11.92
Brunnen BP 19:	1 = 20.05.92	8 = 20.01.93
1 = 02.07.92	2 = 25.06.92	9 = 18.02.93
2 = 19.08.92	3 = 24.07.92	10 = 01.04.93
3 = 28.10.92	4 = 19.08.92	11 = 12.05.93
4 = 17.02.93	5 = 23.09.92	12 = 29.06.93
5 = 29.06.93	6 = 28.10.92	13 = 11.08.93

Abb. 64. Gesamthärten ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) der Wässer von Tiefbrunnen 2 Kohlweg (BP 19) und südlicher Silberbachquelle (BP 4) aufgetragen gegen deren  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentration – Darstellung aller vorhandenen Analysenergebnisse.

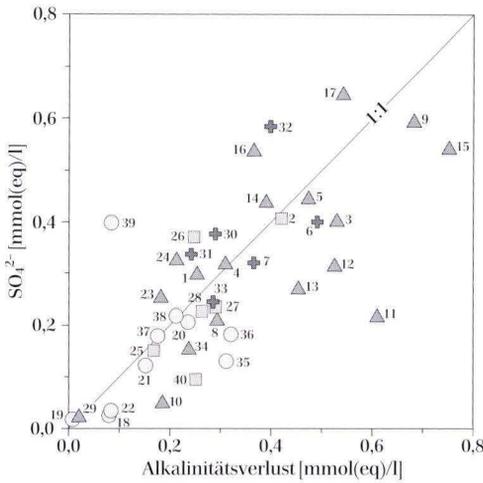


Abb. 65. Mittlere Alkalinitätsverluste und mittlere Sulfatgehalte der Wässer aus den Einzugsgebieten.

Für die Mehrzahl der Beprobungspunkte ist eine gute Korrelation zwischen Sulfatkonzentration und Alkalinitätsverlust zu erkennen.

Dadurch wird die große Bedeutung der in der Atmosphäre durch Oxidation aus  $\text{SO}_2$  gebildeten und als saure Deposition eingetragenen Schwefelsäure für den Alkalinitätsverlust der Taunuswässer bestätigt. Ähnliche Ergebnisse sind aus hydrochemischen Untersuchungen von Buntsandsteinwässern Nordhessens abzuleiten (Keitz 1994, Bodem 1991, Quaddflieg 1990).

Anhand der  $\text{NO}_3$ -Ganglinien (Abb. 40–60) ist zu erkennen, daß die Bedeutung aus der Atmosphäre eingetragenen Stickstoffsäuren (vorwiegend Salpetersäure) für die pH-Werte der Grundwässer sehr viel geringer ist. Meist liegen die Nitratkonzentrationen der Wässer deutlich unter den Sulfatkonzentrationen.

### 8.5.1 Beschreibung der Grundwasserversauerung mit Hilfe von Calcitsättigungsindizes

Mit Hilfe des thermodynamisch-geochemischen Computerprogramms PHREEQE (Parkhurst et al. 1980) wurden aus den Wasseranaly-

sen der Einzugsgebiete Gleichgewichtsmodelle der Wässer berechnet.

Die Gleichgewichtsberechnung erfolgte für

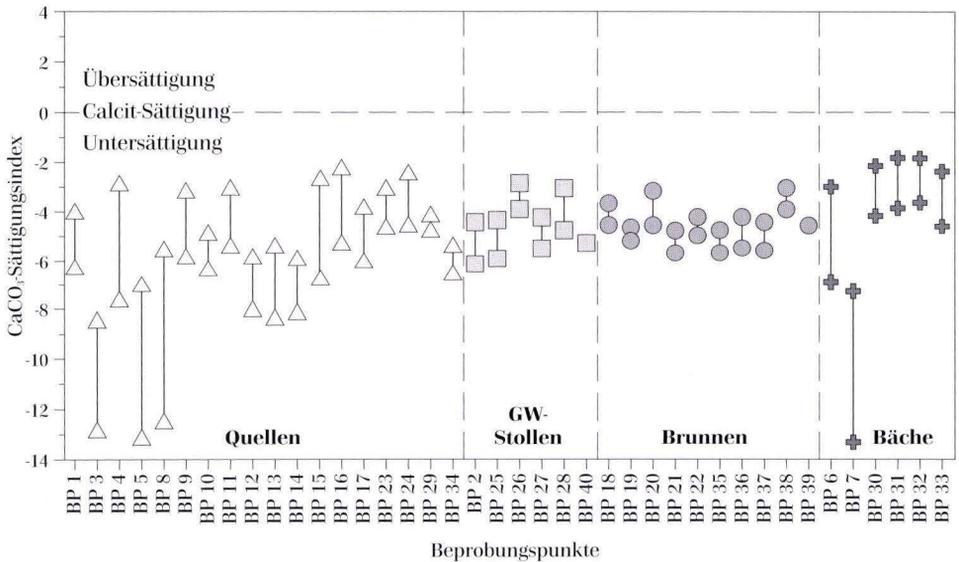
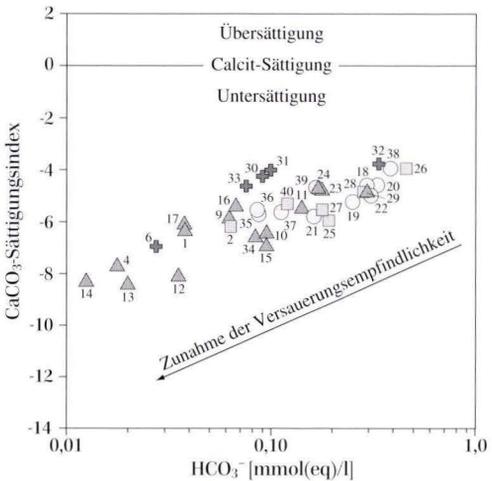


Abb. 66. Calcitsättigungsindizes der Wässer aller Beprobungspunkte, für die Analysen mit minimalem und maximalem pH-Wert des Beobachtungszeitraums.

alle Beprobungspunkte jeweils für die Wasseranalyse mit dem geringsten und die mit dem höchsten pH-Wert (79 Einzelberechnungen). Der Ladungsausgleich zur exakten Einstellung der Elektroneutralität erfolgte hierbei während des Programmablaufs über die rechnerische Zugabe von  $\text{Na}^+$  oder  $\text{Cl}^-$ . Berechnet wurde die Speziesverteilung und der Sättigungszustand gegenüber den im Basisdatensatz vorhandenen Mineralphasen. Im Gegensatz zu anderen hydrochemischen Programmen ist bei PHREEQE das geochemische System in Form des Basisdatensatzes vom Programm abgekoppelt, was eine leichte Aktualisierung und Erweiterung der Daten erlaubt (Schulz & Kölling 1992). Der zu den Berechnung genutzte Datensatz wurde von Nordstrom et al. (1990) und Pearson & Berner (1991) zusammengestellt, er besteht aus 30 Hauptspezies und insgesamt 400 weiteren Spezies, die aus den Hauptspezies aufgebaut sind. Für maximal 20 Minerale kann damit ein Gleichgewicht und für 200 Minerale der Sättigungsindex berechnet werden.

Der wichtigste Index zur Ermittlung der Versauerungsempfindlichkeit eines Grundwassers ist der Calcitsättigungsindex (Edmunds & Kinniburgh 1986).



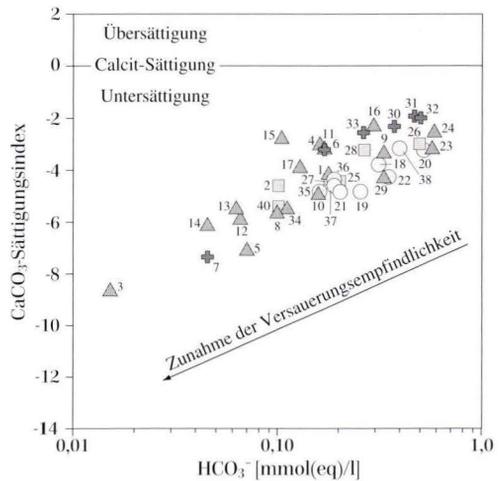
**Abb. 67.** Calcitsättigungsindizes aufgetragen gegen die Hydrogencarbonatkonzentrationen, Analysen mit minimalen pH-Werten.

In Abb. 66 sind die mit PHREEQE berechneten Calcitsättigungsindizes von Wässern der 40 in den Einzugsgebieten gelegenen Beprobungspunkten dargestellt. Der Sättigungsindex von  $\text{SI}_{\text{Calcit}} = 0$  zeigt den Gleichgewichtszustand des Kalk-Kohlensäure-Systems im Wasser an.

Alle untersuchten Wässer zeichnen sich durch negative Sättigungsindizes aus, d.h. sie sind bezüglich Calcit untersättigt und damit grundsätzlich versauerungsempfindlich. Selbst die Brunnenwässer weisen Indizes um  $\text{SI}_{\text{Calcit}} -5$  auf. Je kleiner der  $\text{SI}_{\text{Calcit}}$ , umso versauerungsgefährdeter ist ein Wasser. Die beiden Calcitsättigungsindizes eines Beprobungspunktes spiegeln die jeweils minimale und maximale Versauerung des Wassers im Jahresverlauf wider.

In Abb. 67 und 68 sind die Calcitsättigungsindizes der Wässer gegen deren Alkalinitäten, ausgedrückt durch die Hydrogencarbonatkonzentrationen, aufgetragen. In Richtung auf sinkende Sättigungsindizes und damit verbunden abnehmende Hydrogencarbonatkonzentrationen steigt die Versauerungsempfindlichkeit der Wässer.

Das erste Diagramm wurde aus den Analysendaten mit den niedrigsten pH-Werten des jeweiligen Beprobungspunktes erstellt. In der Ab-



**Abb. 68.** Calcitsättigungsindizes aufgetragen gegen die Hydrogencarbonatkonzentrationen, Analysen mit maximalen pH-Werten.

bildung fehlen die Wässer, für die wegen zu geringer pH-Werte kein Hydrogencarbonat mehr nachgewiesen werden konnte. Es handelt sich um die Quellwässer von BP 3, BP 5 und BP 8 sowie das Bachwasser von BP 7.

Im zweiten Diagramm (Abb. 68) sind die berechneten Calcitsättigungsindizes für die Wasseranalysen mit den höchsten pH-Werten dargestellt.

Bei dem Vergleich der beiden Diagramme wird erneut die beschriebene jahreszeitliche Variabilität der Quellwässer deutlich. So sind z.B. die Quellwässer der Beprobungspunkte BP 1, BP 9 und BP 17 in Abb. 67 deutlich stärker versauert als die Brunnenwässer. In Abb. 68 befinden sich deren darstellende Punkte in unmittelbarer Nähe der Brunnenwasseranalysen.

Durch die Berechnung der Calcitsättigungsindizes konnte das durch die übrigen Versauerungsindikatoren im vorhergehenden Abschnitt entworfene Bild der Gewässerversauerung innerhalb der Einzugsgebiete bestätigt werden.

In Abb. 69 sind die Calcitsättigungsindizes der Wässer aus den Einzugsgebieten gegen deren mittlere Verweilzeiten aufgetragen, die durch isotopehydrologische Untersuchungen berechnet wurden. Es handelt sich bei den dargestellten Indizes um die Werte, die für die Wasseranalysen mit maximalem pH-Wert ermittelt wurden.

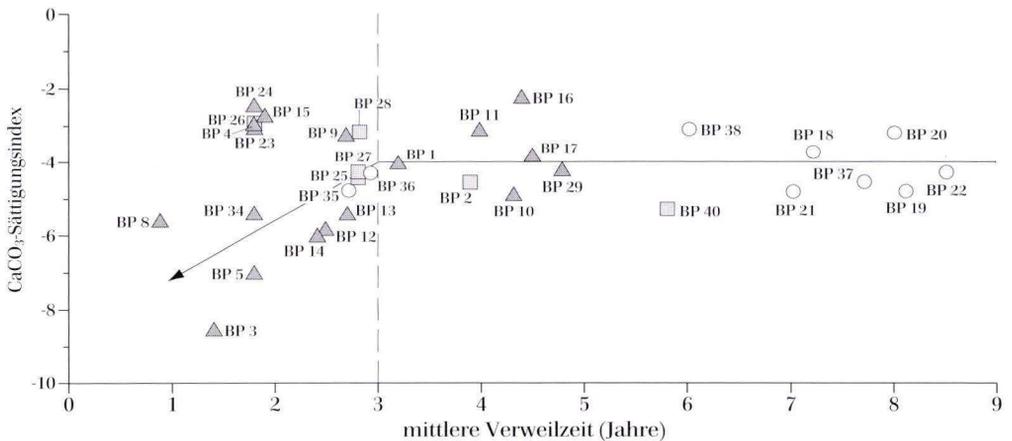
Aus der Darstellung wird deutlich, daß der

Calcitsättigungsindex selbst für Brunnenwässer mit Verweilzeiten um 8 Jahren kaum über den Wert von  $-3,5$  ansteigt. Dieser „Plateauwert“ der Calcitsättigung wird von Wässern mit Verweilzeiten  $> 3$  Jahren meist erreicht. Die beprobten Brunnen sind alle in unterdevonischen Quarziten und Sandsteinen angelegt. Offensichtlich kann eine Calcitsättigung der Wässer auch über längere Zeiträume nicht durch Verwitterungsprozesse (Silikatverwitterung) innerhalb der Kluftgrundwasserleiter erreicht werden.

Als Begründung dafür sind die relativ kleinen reaktiven Oberflächen der Kluftgesteine in Verbindung mit geringen Feldspatgehalten und fehlendem Carbonatgehalt zu nennen.

Für die Wässer, deren Verweilzeit unter ca. 3 Jahren liegt, zeigt sich häufig ein Trend zu deutlich verminderten Werten des Calcitsättigungsindex. Damit ist eine Korrelation der Verweilzeit mit der Höhe der Calcitsättigung junger Wässer angedeutet.

Die Wässer der Beprobungspunkte BP 4, BP 15, BP 23, BP 24 und BP 26 folgen diesem Trend nicht. Sie besitzen jeweils Sättigungsindizes um  $-3$  und mittlere Verweilzeiten um 1,8 Jahre. Diese Beprobungspunkte befinden sich im Verbreitungsbereich unterdevonischer Schiefer. Das deutet darauf hin, daß innerhalb der Schiefer eine effektivere Silikatverwitterung stattfindet.



**Abb. 69.** Calcitsättigungsindizes und mittlere Verweilzeiten der Wässer, für die Analysen mit maximalen pH-Werten (Beprobungspunkte der Einzugsgebiete).

## 8.6 Metallionenkonzentrationen der Taunuswässer

Für die Wässer der untersuchten Einzugsgebiete wurden die Konzentrationen einiger Metallionen regelmäßig analysiert. Die in die Untersuchung einbezogenen Metalle besitzen im sauren Milieu höhere Löslichkeiten als im neutralen pH-Bereich.

Aufgrund der teilweise sehr niedrigen pH-Werte der Wässer kann die theoretisch mögliche, maximale Löslichkeit der Metalle relativ hohe Werte erreichen. Die Einstellung der ent-

sprechenden Lösungsgleichgewichte hängt allerdings davon ab, ob die Metalle in den Böden und Gesteinen in der nötigen Menge und in verfügbarer Bindungsform vorliegen. Für das Gebiet des südlichen Taunus ist dies offensichtlich nicht der Fall.

In Tab. 11 sind die mittleren Metallionenkonzentrationen der Wässer aus den Einzugsgebieten sowie deren jeweilige Schwankungsbreiten dokumentiert.

**Tab. 11.** Mittlere, minimale und maximale Metallionenkonzentrationen aller 275 Wasseranalysen der Beprobungspunkte im Beobachtungszeitraum Mai 1992 bis Oktober 1993

		Brunnen	GW-Stollen	Quellen	Bäche	NWG	Grenzw.
<b>Leichtmetall</b>							
<b>Al</b> [mg/l]	a)	< 0,01	0,05	0,31	0,07	0,01	0,2
	b)	< 0,01-0,06	< 0,01-0,36	< 0,01-2,80	< 0,01-1,00		
<b>Schwermetalle</b>							
<b>Fe</b> [mg/l]	a)	0,03	0,02	0,06	0,04	0,02	0,2
	b)	< 0,02-0,23	< 0,02-0,08	< 0,02-0,65	< 0,02-0,23		
<b>Mn</b> [mg/l]	a)	< 0,02	0,07	0,12	0,04	0,02	0,05
	b)	< 0,02-0,10	< 0,02-0,48	< 0,02-0,87	< 0,02-0,40		
<b>Zn</b> [mg/l]	a)	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01	*5
	b)	< 0,01-0,05	< 0,01-0,03	< 0,01-0,17	< 0,01-0,08		
<b>Pb</b> [µg/l]	a)	0,9	0,7	1,1	0,9	0,5	40
	b)	< 0,5-2,9	< 0,5-2,3	< 0,5-10,9	< 0,5-4,4		
<b>Cd</b> [µg/l]	a)	< 0,1	0,2	0,3	0,2	0,1	5
	b)	< 0,1-0,2	< 0,1-0,7	< 0,1-2,6	< 0,1-1,1		
<b>Cr</b> [µg/l]	a)	0,3	0,2	0,4	0,3	0,1	50
	b)	< 0,1-1,0	< 0,1-0,5	< 0,1-5,5	< 0,1-3,5		
<b>Ni</b> [µg/l]	a)	1,6	3,2	5,3	2,4	0,5	50
	b)	< 0,5-6,9	< 0,5-8,0	< 0,5-16,7	< 0,5-8,5		
<b>Halbedelmetall</b>							
<b>Cu</b> [µg/l]	a)	6,4	1,0	1,5	4,1	0,5	*1000
	b)	1,5-28,5	< 0,5-6,3	< 0,5-19,8	< 0,5-15,5		

Zahlenwerte: a) arithmetisches Mittel b) Spannweite (Minimum-Maximum)  
 NWG = Nachweisgrenze Grenzw. = Grenzwert der Trinkwasserverordnung,

\* = Richtwert

### 8.6.1 Konzentrationen des Leichtmetalls Aluminium

Wie aus Tab. 11 hervorgeht, überschreiten die Konzentrationen des im Wasser gelösten Aluminiums zum Teil den in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) festgelegten Grenzwert

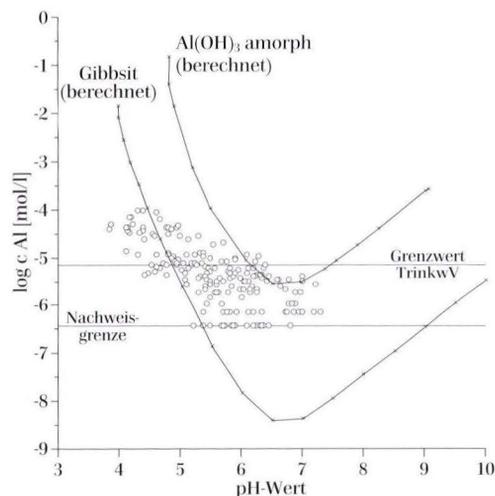
von 0,2 mg/l beträchtlich.

Zeitweilige Überschreitungen im Winterhalbjahr sind für das Wasser des Vorstollens Heilig Geist (BP 2, Abb. 48) festzustellen [0,2 mg/l Al<sup>3+</sup>

= 0,022 mmol(eq)/l  $Al^{3+}$ ]. In den Wässern der übrigen in die Untersuchung einbezogenen Grundwasserstollen konnten keine erhöhten Al-Konzentrationen nachgewiesen werden.

Lediglich im Emsbach (BP 6 und BP 7) wurde im Frühjahr 1993 eine maximale Aluminiumkonzentration von 1,0 mg/l gemessen, für die anderen Bachwässern spielt Aluminium nur eine untergeordnete Rolle. Der Emsbach wird durch die Seelborn Quelle (BP 8) gespeist, deren Wasser zeitweise sehr hohe Al-Konzentrationen bis zu 2,7 mg/l aufweist (siehe z.B. Ganglinie Abb. 42).

Wie bereits bei der Interpretation der Ganglinien ionarer Hauptinhaltsstoffe festgestellt wurde, tritt Aluminium in den Quellwässern der Einzugsgebiete teilweise in so hohen Konzentrationen auf, daß es für die Ionenbilanzierung von Bedeutung ist. Maximal wurden 2,8 mg/l Aluminium im stark versauerten Wasser der Rombach Quelle (BP 5) nachgewiesen (Ganglinie Abb. 41). In diesem Fall hat die Äquivalentkonzentration des Aluminiums sogar die Werte für Calcium und Magnesium längerfristig überschritten. Die mittlere  $Al^{3+}$ -Konzentration



**Abb. 70.** Mit dem Computerprogramm PHREEQE berechnete Löslichkeit von  $Al^{3+}$  als Funktion des pH-Wertes im Gleichgewicht mit den Mineralphasen Gibbsit und  $Al(OH)_3$  amorph, eingezeichnet sind die Al-Meßwerte der Taunuswässer.

aller untersuchten Quellen liegt bei 0,31 mg/l. Die  $Al^{3+}$ -Maximalwerte der Quellwässer sind im hydrologischen Winterhalbjahr zu verzeichnen. Dabei zeigen sich Korrelationen der Aluminiumkonzentration mit der Quellschüttung, dem pH-Wert und der elektrischen Leitfähigkeit.

Bei sinkenden pH-Werten können große Al-Mengen aus Böden und Gesteinen freigesetzt werden (Sigg & Stumm 1991). Offensichtlich liegt auch für das Gebiet des Hochtaunus genügend Aluminium in verfügbarer, mobilisierbarer Form vor, so daß die Aluminiumkonzentration im Wasser bei sinkenden pH-Werten entsprechend der maximalen Al-Löslichkeit ansteigt.

In Abb. 70 sind exemplarisch für ein Wasser des Vorstellens Heilig Geist (BP 2 - Ganglinien Abb. 48) die Al-Löslichkeiten im Gleichgewicht mit den Mineralphasen Gibbsit und  $Al(OH)_3$  amorph für unterschiedliche pH-Werte dargestellt. Die Berechnungen der Lösungsgleichgewichte erfolgten mit dem Computerprogramm PHREEQE (Parkhurst et al. 1990). Die Kurven der Sättigungsgleichgewichte beider Mineralphasen verdeutlichen das vom pH-Wert gesteuerte, amphotere Lösungsverhalten des  $Al^{3+}$ .

In das Diagramm wurden die Aluminium-Meßergebnisse der Wässer aus den Einzugsgebieten eingetragen.

Aluminium wirkt auf verschiedene Organismen toxisch, bekannt sind vor allem die Fisch- und Pflanztoxizität. Für den Menschen wird Aluminium u.a. als Auslöser der Alzheimer'schen Krankheit diskutiert. Für Dialysepatienten kann das Element schon in Konzentrationen von 0,05 mg/l gefährlich werden, wenn ihr Blut mit entsprechend belastetem Wasser dialysiert wird (Linkersdörfer & Benecke 1987, Dickson 1986a). Die Fischtoxizitätsschwelle wird allgemein bei 0,1 mg/l angesetzt, für einige besonders empfindliche Arten und für Jungfische liegt sie bei nur etwa 0,05 mg/l. Das Aluminium wird im Skelett, den Nieren und den Kiemen der Fische absorbiert und wirkt dort schädigend. (Dickson 1986a). Von den verschiedenen Formen des gelösten Aluminiums sind die anorganischen Spezies  $Al(OH)^{2+}$  und

$\text{Al}(\text{OH})_2^+$  in diesem Zusammenhang am giftigsten (Dickson 1986b). Untersuchungen der phytotoxischen Wirkung des Aluminiums zeigen ebenfalls, daß vor allem monomere  $\text{AlOH}$ -Spezies und ionares  $\text{Al}^{3+}$  für die Schädigung von Pflanzen verantwortlich sind (Prietzl & Feger 1991, Cameron et al. 1986).

Durch Berechnungen mit PHREEQE konnten die im Wasser theoretisch vorhandenen Aluminiumspezies und deren Aktivitätsverteilung ermittelt werden. Die Auswertung der Gleichgewichtsberechnungen ergab für die von der Versauerung betroffenen Taunuswässer folgende sieben Al-Spezies:

Al-Spezies	Aktivität
$\text{Al}^{3+}$	30–80 %
$\text{AlOH}^{2+}$	3–40 %
$\text{Al}(\text{OH})_2^+$	2–30 %
$\text{Al}(\text{OH})_3$	0,1–0,5 %
$\text{Al}(\text{OH})_4^-$	0,1–0,3 %
$\text{AlSO}_4^+$	0,4–16 %
$\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$	0,1–0,3 %

Durch Korrelation der Aluminiumkonzentrationen mit den Gehalten an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) konnte gezeigt werden, daß organische Aluminiumkomplexe für die untersuchten Wässer keine besondere Rolle spielen und das enthaltene Aluminium vorwiegend in Form der berechneten anorganischen Spezies vorkommt.

Abgesehen von Eisen und Mangan, liegen die maximalen Schwermetallkonzentrationen aller

untersuchten Wässer weit unter den Grenz- und Richtwerten der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990). Selbst für die stark versauerten Quellwässer geht deshalb von den Schwermetallen keine akute Gefährdung aus (siehe Tab. 11).

Eine toxische Wirkung von Eisen und Mangan ist nicht bekannt. Die Grenzwerte für Trinkwasser sind trotzdem sehr niedrig gehalten, da erhöhte Konzentrationen der Metalle zu Geschmacksbeeinträchtigungen, Trübung und Verkrustungen im Rohrleitungsnetz führen können (Hütter 1992). Mangan wirkt sich dabei störender aus als Eisen, da es weniger leicht oxidiert werden kann (Schwedt & Schnepel 1981).

Die höchsten Konzentrationen der Schwermetalle Zink, Blei, Cadmium, Chrom und Nickel traten jeweils in Quellwässern auf. Dabei wurde die zu erwartende geogene Grundbelastung nicht überschritten (Hütter 1992, Mattheß 1990, Hölting 1982).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß weder die Schwermetalle Fe, Mn, Zn, Pb, Cd, Cr und Ni, noch das Halbedelmetall Cu versauerungsbedingt bedeutend erhöhte Konzentrationen in den Wässern der Einzugsgebiete aufweisen.

Offenbar sind die geogenen Schwermetallpotentiale der Böden und Gesteine des Hochtaunus gering, weshalb eine drastische Erhöhung der Metallionenkonzentrationen bei sinkenden pH-Werten ausbleibt.

Eine große Bedeutung kommt lediglich den versauerungsbedingt ansteigenden Aluminiumkonzentrationen zu.

## 8.7 Redoxpotentiale, Sauerstoffgehalte und Temperaturen der Taunuswässer

Bei den Beprobungen von Brunnen, Grundwasserstollen und Quellen wurden auch die Redoxpotentiale der Wässer vor Ort bestimmt. Alle untersuchten Taunuswässer zeichnen sich durch relativ hohe Redoxspannungen ( $E_h$ ) aus, die meist über 400 mV liegen (Abb. 71, Tab. 12).

In Abb. 71 ist der Stabilitätsbereich des Wassers in Abhängigkeit von Redoxpotential und pH-Wert dargestellt (nach Hölting 1992). In das

Diagramm sind einige „Wasserarten“ entsprechend ihren typischen  $E_h$ /pH-Beziehungen eingetragen, weiterhin sind die Meßwerte aller 275 Wasserproben des Untersuchungszeitraums eingezeichnet.

Es zeigt sich, daß die darstellende Punktwolke der Taunuswässer nicht im für Grundwässer typischen Bereich liegt, sondern in dem der Regen- und Flußwässer. Die Wässer besitzen

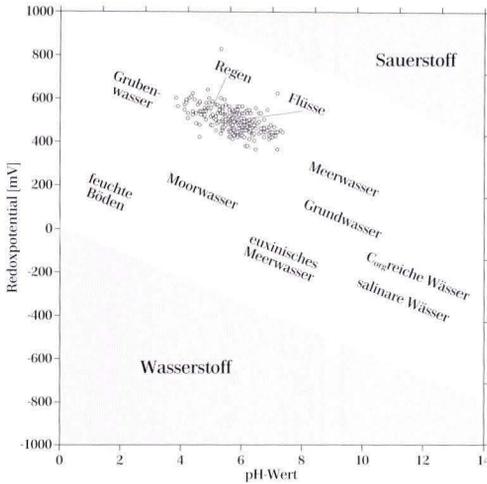


Abb. 71. Redoxpotentiale und pH-Werte der Taunuswässer aus den Einzugsgebieten im Diagramm häufig vorkommender  $E_p$ /pH-Bedingungen natürlicher Wässer (nach Hölting 1992).

durchweg höhere Redoxpotentiale bei geringeren pH-Werten als typische Grundwässer, sie sind durch oxidierende Eigenschaften geprägt.

Die höchsten Redoxspannungen wurden im Mittel in den Quellwässern gemessen, die niedrigsten in den Brunnenwässern (Tab. 12).

Das Redoxpotential nimmt unterhalb der

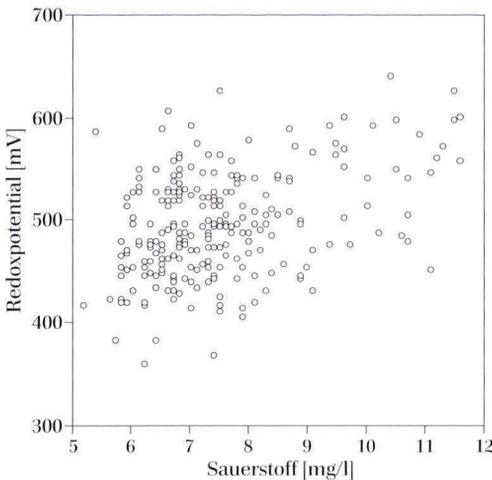


Abb. 72. Sauerstoffkonzentrationen der 275 Analysen aller Beprobungspunkte aufgetragen gegen pH-Werte und Redoxpotentiale.

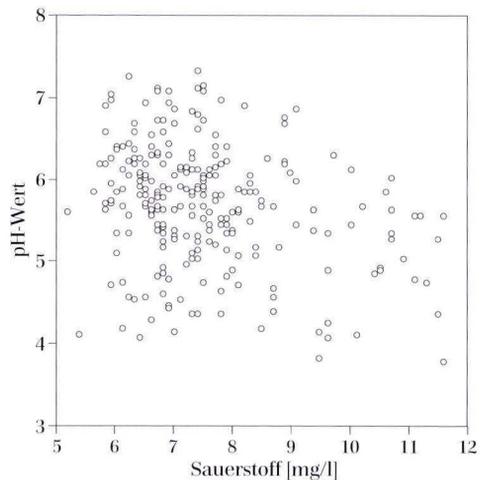
Tab. 12. Minimale und maximale Redoxpotentiale sowie arithmetische Mittel für Wässer der verschiedenen Beprobungspunkte

Typ:	Redoxpotential	Redoxpotential
	Min.-Max. [mV]	Mittel [mV]
Quellen	384-640	511
GW-Stollen	430-561	505
Brunnen	363-558	466
Bäche	420-601	486

Tab. 13. Minimale und maximale Sauerstoffkonzentrationen sowie arithmetische Mittel für Wässer der verschiedenen Beprobungspunkte

Typ:	O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>
	Min.-Max. [mg/l]	Mittel [mg/l]
Quellen	4,9-11,6	7,5
GW-Stollen	6,0-11,6	7,6
Brunnen	4,9-8,9	7,1
Bäche	3,0-10,0	7,3

Grundwasseroberfläche hin zu tieferen Bereichen des Grundwasserleiters ab, bedingt durch die Verringerung des im Wasser gelösten Sauerstoffs (Mattheß 1990). Für die Taunuswässer ist dieser Effekt durch das linke Diagramm von Abb. 72 dokumentiert. Wässer aus tieferen Grundwasserbereichen weisen meist niedrigere



**Tab. 14.** Minimale und maximale Temperaturen sowie arithmetische Mittel für Wässer der verschiedenen Beprobungspunkte

Typ:	Temperatur	
	Min.-Max. [°C]	Mittel [°C]
<b>Quellen</b>	1,8–16,9	8,3
<b>GW-Stollen</b>	6,5–9,1	7,6
<b>Brunnen</b>	7,0–12,6	9,4
<b>Bäche</b>	2,4–15,4	10,5

Sauerstoffgehalte und Redoxpotentiale bei höheren pH-Werten auf als oberflächennahe Wässer. Dies zeigt sich auch in den Tab. 12 und 13, bei der Gegenüberstellung von Wässern der verschiedenen Beprobungspunkttypen.

Im rechten Diagramm (Abb. 72) ist der pH-Wert der Wässer gegen die Sauerstoffkonzentration aufgetragen. Trotz einer auch hier vorhandenen großen Streuung der Meßwerte ist ein Trend zu niedrigeren  $O_2$ -Konzentrationen bei erhöhten pH-Werten zu erkennen.

In Tab. 14 sind die durchschnittlichen Wassertemperaturen für die verschiedenen Typen von Beprobungspunkten der Einzugsgebiete angegeben.

Sowohl die niedrigsten als auch die höchsten Temperaturen wurden in Bach- und Quellwässern gemessen. Auch die Spannweite der Meßwerte ist dort mit 15,1 °C bzw. 13 °C am größten.

Für die Bachwässer sind große Temperaturschwankungen nicht verwunderlich, da über den Luftkontakt eine direkte atmosphärische Beeinflussung erfolgen kann.

Die aus dem Grundwasser gespeisten Quellen sollten hingegen geringere Amplituden der Was-

sertemperatur aufweisen. Dies ist nicht immer der Fall, da die Quellen oft innerhalb der an den Taunushängen verbreiteten quartären Schuttdecken entspringen, wo es zur Bildung von großflächigen Naßstellen kommt. Obwohl zur Quellfassung teilweise Schürfe angelegt wurden, liegt offensichtlich in einigen Fällen eine gewisse Wegstrecke zwischen dem eigentlichen Quellaustritt und der Beprobungsstelle. Bei dieser sehr oberflächennahen Passage des Wassers erfolgt eine Beeinflussung durch die Umgebungstemperatur, die sich insbesondere bei geringen Quellschüttungen deutlich auswirken kann.

Sehr viel geringer sind die jahreszeitlichen Amplituden der Wässer von Brunnen und Grundwasserstollen. Hier wurden meist Wassertemperaturen im Bereich zwischen 7 °C und 9 °C gemessen, bei nur kleinen jahreszeitlichen Schwankungen.

Die von der DWD-Station Kleiner Feldberg bestimmte mittlere Temperatur liegt für das Jahr 1992 bei 8,8 °C, das langjährige Mittel im Zeitraum 1891–1955 bei nur 5,6 °C angegeben.

Für Wetterstationen der Umgebung (Anspach, Treisberg, Bad Homburg, Königstein, Schloßborn), in weniger exponierter Lage, wurden im gleichen Zeitraum (1891–1955) höhere Jahresmitteltemperaturen zwischen 7,5–8,0 °C gemessen.

Die Wassertemperaturen des tieferen Grundwassers aus Brunnen und Grundwasserstollen entsprechen somit der mittleren Lufttemperatur. Grundwässer, deren Temperaturen deutlich von dem Wert 8 °C abweichen, enthalten vermutlich Anteile oberflächennahen Wassers.

## 9. Stichtagbeprobungen von 150 Quellen im Oktober 1993 und Mai 1994

Im Oktober 1993 wurde die Erfassung hydrochemischer und geohydraulischer Daten innerhalb der vier Einzugsgebiete um den Großen Feldberg/Taunus abgeschlossen. Wie in den vorhergehenden Kapiteln dargestellt, sind die

Ergebnisse dieser Untersuchungen geeignet, den Versauerungszustand und die Versauerungsempfindlichkeit oberflächennaher und tieferer Grundwässer des Beobachtungsgebietes zu analysieren und zu bewerten.

Die jahreszeitlichen Variationen der Grundwasserbeschaffenheit sind für oberflächennahe Grundwässer von entscheidender Bedeutung. Einzelanalysen versauerungsgefährdeter Wässer sind deshalb nur bedingt zur Abschätzung des Versauerungszustands geeignet.

Weiterhin konnte ein klarer Zusammenhang zwischen Grundwasserbeschaffenheit und Geohydraulik der Grundwasserleiter aufgezeigt werden. Versauerungsgefährdete Quellen besitzen meist große Auslaufkoeffizienten, wobei der Anteil des Zwischenabflusses an der Quellschüttung hoch ist. Die Bedeutung des Zwischenabflusses kann durch Betrachtung der Schüttungsvariabilitäten mit Hilfe des  $M_{\text{norm}}$ -Faktors abgeschätzt werden.

Für die Brunnenwässer sind Zusammenhänge zwischen mittlerer Verweilzeit, Transmissivität der Grundwasserleiter und Ausmaß der Grundwasserversauerung vorhanden. Ältere Wässer aus Grundwasserleitern mit geringen hydraulischen Leitfähigkeiten sind weniger versauert als solche, die aus gut durchlässigen Kluffeststeinen gefördert werden.

Um neben der Beschreibung der intensiver untersuchten Einzugsgebiete eine den gesamten südlichen Taunus umfassende regionale Betrachtung der Grundwasserversauerung zu ermöglichen, wurden im Oktober 1993 und im Mai 1994 Stichtagbeprobungen von je 150 Quellen durchgeführt. Die Untersuchungen umfassen ausschließlich Quellwässer, da diese am stärksten von den Einflüssen saurer Depositionen betroffen sind.

Regionale Untersuchungen der Quellschüttungen zur Ermittlung geohydraulischer Eigenschaften oberflächennaher Grundwässer hätten den Rahmen des Forschungsprojektes gesprengt. Die Regionalisierung wurde deshalb auf geochemische Daten von zwei Stichtagbeprobungen beschränkt.

Wie sich zeigte, ist eine Korrelation zwischen den Ergebnissen der Quellwasseruntersuchungen und der regionalen geohydraulischen Charakterisierung der Grundwasserleiter durch Leistungs-/Absenkungskoeffizienten zu erkennen (Abb. 25).

Anhand umfangreicher Meßreihen aus den Einzugsgebieten (siehe Ganglinien, Abb. 40–60) ist es möglich, die aus den Stichtagbeprobungen erhaltenen Momentaufnahmen des Versauerungszustands zeitlich einzuordnen und zu bewerten.

Die Versauerung der oberflächennahen Grundwässer des Südtanuns erreicht, wie die Untersuchungen innerhalb der Einzugsgebiete zeigten, im Oktober den jahreszeitlich niedrigsten Stand. Gegen Ende des hydrologischen Sommerhalbjahres werden die Quellen vorwiegend aus tieferen Bereichen der Grundwasserleiter gespeist, die von Versauerungseffekten weniger stark betroffen sind.

Die Stichtagbeprobung vom Oktober 1993 liefert somit ein regionales Bild der im Jahresverlauf minimalen Quellwasserversauerung des Taunus.

Der Winter 1993/94 war für die Region statistisch gesehen zu warm und zu trocken, eine quantitativ bedeutsame Schneeschmelze im Frühjahr 1994 blieb aus. Als Folge traten die Effekte der Quellwasserversauerung zum Ende des hydrologischen Winterhalbjahres weniger stark in Erscheinung als in den vorhergehenden Jahren.

Die Stichtagbeprobung vom Mai 1994, bei der die gleichen 150 Quellen beprobt wurden wie im Oktober 1993, ist daher zur Darstellung des jahreszeitlich maximalen Versauerungszustands weniger gut geeignet. Die Ergebnisse dieser Beprobung sind trotzdem von Bedeutung, da sie zur Bestätigung der Meßwerte der Oktoberbeprobung herangezogen werden können. Für die flächenhafte Beschreibung der Quellwasserversauerung bedeutet dies eine wesentliche Erhöhung der Aussagekraft. In Abschnitt 9.5 folgt die Regionalisierung der Stichtagsdaten in Form von Isolinkarten.

Wie die Untersuchung von Brunnen der Einzugsgebiete zeigte, sind deren Wässer im Vergleich zu den Quellwässern in sehr viel geringerem Ausmaß von jahreszeitlichen Variationen der Wasserbeschaffenheit betroffen und zeigen geringere Versauerungserscheinungen. Dies gilt selbst für die in den pufferungsarmen Kluff-

grundwasserleitern des Taunuskamms angelegten Brunnen.

Die regionale Untersuchung der Versauerung tieferer Grundwässer des Südtanuns erfolgte durch Auswertung vorhandener Wasseranaly-

sen von Trinkwasserbrunnen und Grundwassermeßstellen des Gebietes. Zur Regionalisierung der hydrochemischen Daten wurden Isolinkarten berechnet (Abb. 85-87).

## 9.1 Mittlere Ionenkonzentrationen von Quellwässern beider Stichtaguntersuchungen

In Tab. 15 sind die mittleren Konzentrationen der für die Wässer der bei den Stichtagbeprobungen analysierten Hauptionen aufgeführt. Als Maß für die Streuung der Meßwerte wurden Standardabweichungen berechnet. Dieses Streuungsmaß bietet den Vorteil, daß es in der gleichen Einheit (mg/l) wie die Meßwerte angegeben werden kann (Gaensslen & Schubö 1973).

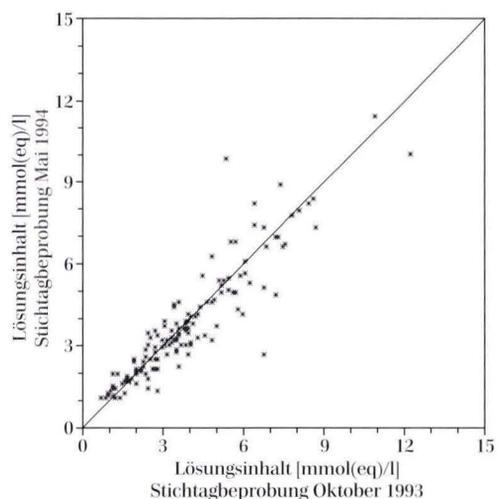
Die mittleren Ionenkonzentrationen der Quellwässer stimmen für die beiden Beprobungstermine gut überein. Dies bestätigt sich auch bei direktem Vergleich der Lösungsinhalte aller 300 Einzelanalysen.

In Abb. 73 sind zur Veranschaulichung die Gesamtlösungsinhalte der 150 Quellwässer für beide Beprobungstermine gegeneinander auf-

**Tab. 15.** Mittlere Lösungsinhalte von 150 Quellwässern des südlichen Taunus, Stichtagbeprobungen Oktober 1993 und Mai 1994

Ionen	Stichtagbeprobung Oktober 1993		Stichtagbeprobung Mai 1994	
	1	2	1	2
<b>Na<sup>+</sup></b>	11,8 (0,512)	1,9-56,0 10,0	11,7 (0,509)	2,1-99,0 13,0
<b>K<sup>+</sup></b>	1,7 (0,042)	0,4-13,0 1,5	1,4 (0,037)	0,3-7,7 1,2
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,02 (0,001)	< 0,02-0,32 0,04	n.b. n.b.	n.b. n.b.
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	17,2 (0,858)	2,3-54,0 10,2	17,0 (0,848)	2,6-57,0 10,4
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	6,2 (0,510)	1,2-18,0 3,0	6,4 (0,530)	1,1-21,0 3,2
<b>Fe<sup>2+</sup></b>	0,07 (0,003)	< 0,03-1,73 0,15	0,06 (0,002)	< 0,005-1,40 0,13
<b>Mn<sup>2+</sup></b>	0,07 (0,003)	< 0,001-2,32 0,21	0,08 (0,003)	< 0,005-1,60 0,20
<b>Al<sup>3+</sup></b>	0,07 (0,008)	< 0,01-2,57 0,30	0,11 (0,012)	< 0,005-2,50 0,35
<b>Cl<sup>-</sup></b>	20,1 (0,566)	3,1-152,0 20,7	20,4 (0,576)	3,2-196,0 26,3
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	14,9 (0,240)	< 0,3-84,0 15,9	12,6 (0,204)	< 0,3-67,0 12,5
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	0,02 (0,0004)	< 0,02-0,27 0,03	n.b. n.b.	n.b. n.b.
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	39,5 (0,647)	0,0-162,6 31,6	32,0 (0,524)	0,0-150,0 27,9
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	23,0 (0,479)	1,1-52,0 11,1	25,2 (0,524)	1,7-57,0 11,0
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,09 (0,003)	< 0,02-1,70 0,15	n.b. n.b.	n.b. n.b.
<b>Lösungsinhalt</b>	134,7 (3,959)		127,0 (3,769)	

- 1 arith. Mittel der Ionenkonzentration in mg/l  
(arith. Mittel der Ionenkonzentration [mmol(eq)/l])
- 2 Spannweite der Ionenkonzentration in mg/l  
Standardabweichung der Ionenkonzentration in mg/l



**Abb. 73.** Korrelation der ionaren Lösungsinhalte von 150 Quellwässern der Stichtagbeprobungen Oktober 1993 u. Mai 1994.

getragen. Die Lösungsinhalte liegen, wie bei den Wässern der Einzugsgebiete um den Großen Feldberg, für die Mehrzahl der Quellwässer des Südtanuns unter 4 mmol(eq)/l.

Der mittlere Gesamtlösungsinhalt liegt für die Beprobung im Oktober 1993 lediglich um ca. 8 mg/l höher als im Mai 1994. Zurückzuführen ist dies auf höhere Hydrogencarbonatkonzentrationen von Ø 39,5 mg/l im Vergleich zu Ø 32 mg/l

und geringfügig erhöhte Nitratkonzentrationen von Ø 14,9 mg/l gegenüber Ø 12,6 mg/l im Mai.

Weitere Unterschiede zeigen sich für die Ionen Aluminium und Sulfat, deren Konzentrationen in den im Mai beprobten Quellwässern im Durchschnitt höher liegen. Die Wässer der Mai-stichtagbeprobung zeigen daher gegenüber der Oktoberbeprobung geringfügig höhere Versauerungserscheinungen.

## 9.2 Metallionenkonzentrationen in den Quellwässern der Stichtagbeprobungen

In Tab. 16 ist die statistische Verteilung der Metallionenkonzentrationen von Al, Fe, Mn, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni und Cu durch Minima, Maxima und arithmetische Mittel angegeben. Die Einzelergebnisse der 300 Wasseranalysen sind in Kämmerer (1994) aufgeführt.

Im Vergleich mit den Ergebnissen der längerfristig untersuchten Beprobungspunkte innerhalb der Einzugsgebiete (Tab. 11) zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede. Die Belastung der Quellwässer mit Schwermetallen ist gering, nur die Maximalwerte von Eisen und Mangan überschreiten teilweise die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung. Für Mangan liegt auch die mittlere Konzentration über dem Grenzwert.

Das Untersuchungsgebiet der Stichtagbeprobungen schließt größere Flächen ein, in denen unterdevonische Schiefer (Hunsrückschiefer und Singhofener Schichten) verbreitet sind (siehe geol. Übersicht: Abb. 2 und Lage der Untersuchungsgebiete: Abb. 4). Auch in diesen Gebieten ist keine bedeutsame Schwermetallbelastung festzustellen, da offensichtlich das im Zuge der Versauerung verfügbare, geogene Schwermetallpotential gering ist.

Die Elemente Zink, Blei und Chrom wurden bei der zweiten Stichtagbeprobung nicht bestimmt.

Die größten versauerungsbedingten Beeinträchtigungen der Wasserqualität werden durch

**Tab. 16.** Mittlere, minimale und maximale Metallionenkonzentrationen von 300 Quellwasseranalysen der Stichtagbeprobungen Oktober 1993 und Mai 1994

	Beprobung Oktober 1993		Beprobung Mai 1994		Nachweisgrenze	Grenzwert der TWV
	arith. Mittel	Min.-Max.	arith. Mittel	Min.-Max.		
<b>Leichtmetall</b>						
<b>Al</b> [mg/l]	0,07	< 0,01-2,57	0,10	< 0,01-2,50	0,01	0,2
<b>Schwermetalle</b>						
<b>Fe</b> [mg/l]	0,07	< 0,02-1,73	0,06	< 0,02-1,40	0,02	0,2
<b>Mn</b> [mg/l]	0,07	< 0,02-2,32	0,08	< 0,02-1,60	0,02	0,05
<b>Zn</b> [mg/l]	0,02	0,02-0,13	n.b.	n.b.	0,01	5*
<b>Pb</b> [µg/l]	0,3	< 0,5-4,4	n.b.	n.b.	0,5	40
<b>Cd</b> [µg/l]	< 0,1	< 0,1-1,9	n.b.	n.b.	0,1	5
<b>Cr</b> [µg/l]	1,4	< 0,1-9,4	< 2,0	< 2,0-2,0	0,1 (2,0)	50
<b>Ni</b> [µg/l]	3,9	0,7-36,8	3,3	< 2,0-22,0	0,5 (2,0)	50
<b>Halbedelmetall</b>						
<b>Cu</b> [µg/l]	1,5	< 0,5-76,8	< 2,0	< 2,0-4,0	0,5 (2,0)	1000*

\* = Richtwert

erhöhte Aluminiumkonzentrationen verursacht. Einige der untersuchten Quellwässer überschreiten den Grenzwert von 0,2 mg/l beträchtlich. Wie in Abschnitt 8.6.1 bereits beschrieben, ergeben sich daraus weitreichende Schädigun-

gen von Gewässerbiozöosen und der Flora. Zur Nutzung der Wässer als Trinkwasser muß das Aluminium durch Erhöhung des pH-Wertes ausgefällt werden.

### 9.3 Redoxpotentiale, Sauerstoffgehalte, elektrische Leitfähigkeiten und Temperaturen von Quellwässern der Stichtagbeprobungen

Für die während der Probenahme gemessenen Parameter Redoxpotential, Sauerstoffkonzentration, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur sind in Tab. 17 Minima, Maxima und arithmetische Mittel angegeben. Die kompletten Meßergebnisse sind in Kämmerer (1994) aufgelistet. Auf die Bestimmung der Sauerstoffkonzentrationen wurde bei der Stichtagbeprobung im Mai 1994 verzichtet.

Die Redoxpotentiale nehmen mit durchschnittlich ca. 400 mV recht hohe Werte an und dokumentieren ein vorwiegend oxidierendes Milieu. In den Einzugsgebieten lagen die Redoxpotentiale der Quellwässer teilweise noch höher. Wie bei den gemessenen Redoxspannungen zu erwarten war, wurden für die Wässer der ersten Stichtagbeprobung auch relativ hohe Sauerstoffkonzentrationen von Ø 6,8 mg/l registriert.

Die mittleren elektrischen Leitfähigkeiten der Quellwässer beider Beprobungen liegen im Bereich von 200 µS/cm. Dadurch wird die meist geringe Mineralisation der Wässer ausgedrückt.

**Tab. 17.** Redoxpotentiale, Sauerstoffgehalte, elektrische Leitfähigkeiten und Temperaturen von 300 Quellwässern der Stichtagbeprobungen Oktober 1993 und Mai 1994

	<b>Stichtag Okt. 1993</b>	<b>Stichtag Mai 1994</b>
<b>Redoxpotential</b>		
Min.-Max. [mV]	295-602	202-989
arithm. Mittel [mV]	437	384
<b>Sauerstoffgehalt</b>		
Min.-Max. [mg/l]	4,3-9,7	n.b.
arithm. Mittel [mg/l]	6,8	n.b.
<b>elektr. Leitfähigkeit</b>		
Min.-Max. [µS/cm]	48-651	56-920
arithm. Mittel [µS/cm]	216	208
<b>Temperatur</b>		
Min.-Max. [°C]	5,5-13,5	6,7-23,1
arithm. Mittel [°C]	10,0	11,1

### 9.4 Bewertung der regionalen Quellwasserversauerung des südlichen Taunus

Die Bewertung des regionalen Versauerungszustands und der Versauerungsempfindlichkeit von Quellwässern des südlichen Taunus erfolgt nach den gleichen Methoden, die auch für die Einzugsgebiete eingesetzt wurden.

In Tab. 18 ist die Verteilung der pH-Werte beider Probenahmeterminen statistisch ausgewertet und gegenüber gestellt. Die pH-Werte sind für die Mehrzahl der Wässer sowohl im Oktober

1993 als auch im Mai 1994 relativ hoch (Ø pH 6,5 bzw. pH 6,8).

Im Oktober 1993 sind nur 3 % der Quellwässer mit pH-Werten < 5,0 als sauer und 39 % mit pH-Werten < 6,5 als versauert zu bezeichnen. Im Mai 1994 ist der Anteil der versauerten Quellwässer sogar mit nur 29 % zu beziffern, 50 % der Wässer besitzen zu diesem Zeitpunkt pH-Werte > 7,0.

Tab. 18. Statistische Verteilung der Quellwasser-pH-Werte für die beiden Stichtagbeprobungen

Stichtag	pH < 5,0	pH < 6,5	pH arith. Mittel	pH Min.-Max.	pH-Perzentile		
					25 %	50 %	75 %
Oktober 1993	3 %	39 %	6,5	4,1-7,7	6,1	6,7	7,1
Mai 1994	4 %	29 %	6,8	4,2-7,9	6,3	7,0	7,4

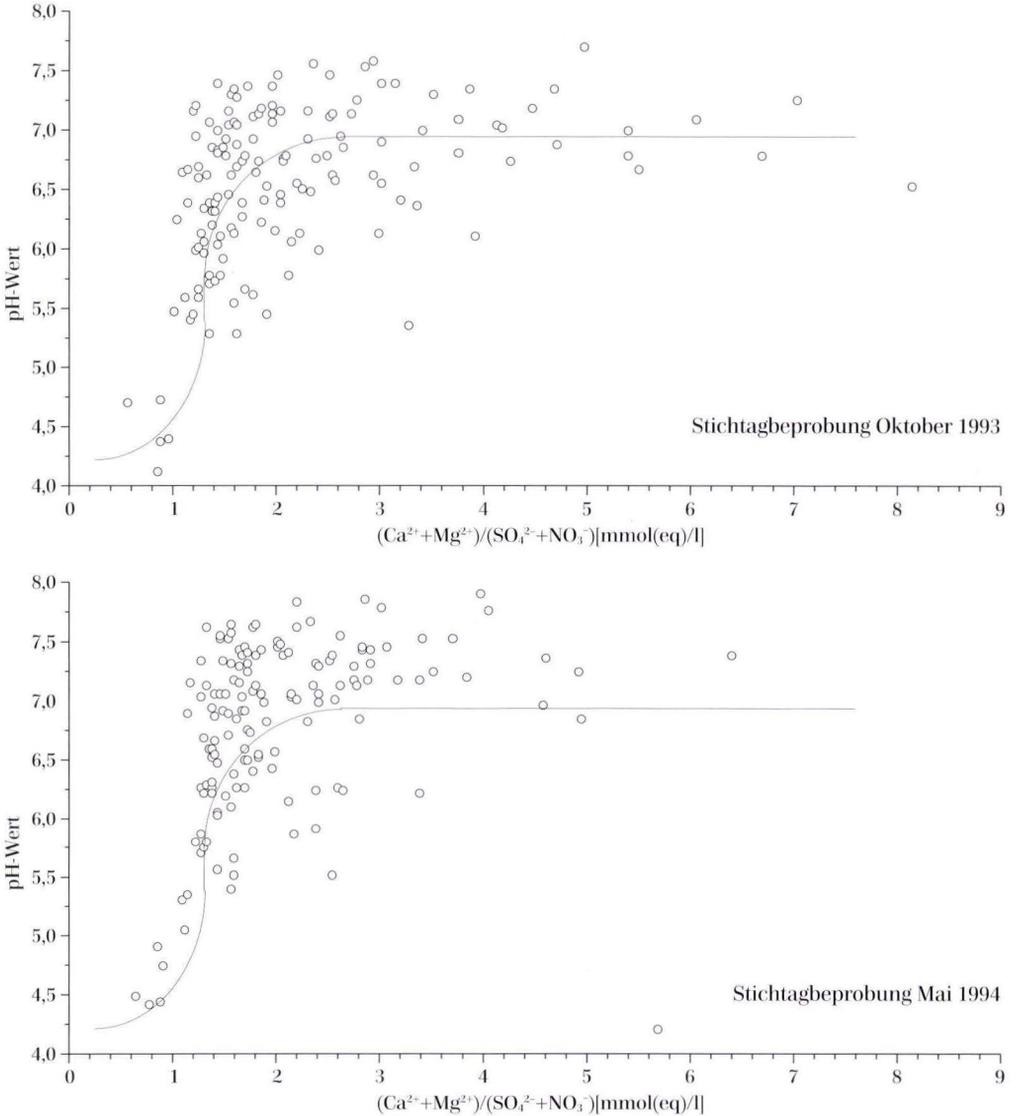


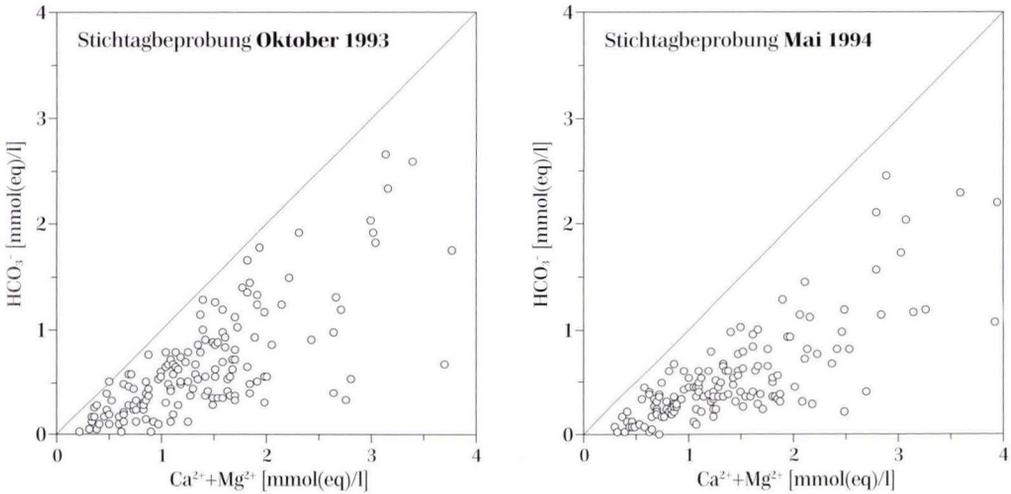
Abb. 74. pH-Werte von 150 Quellwässern des südlichen Taunus, aufgetragen gegen deren Versauerungsindex nach Schoen (1985), Stichtagbeprobungen Oktober 1993 u. Mai 1994.

Die relativ günstigen pH-Werte der Stichtagbeprobungen dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, daß dennoch die Mehrzahl der untersuchten Wässer aufgrund ihres Lösungsinhalts stark versauerungsgefährdet sind.

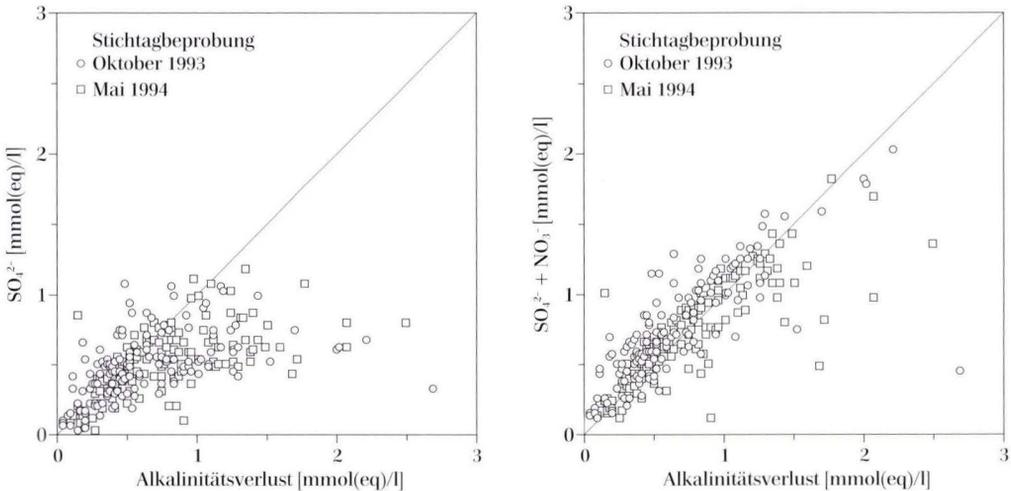
In den beiden Diagrammen der Abb. 74 sind die Versauerungsindizes der Wässer (nach Schoen 1985) gegen deren pH-Werte aufgetra-

gen. Diese Darstellung dient, wie bereits erläutert, zur Abschätzung der Versauerungsempfindlichkeit.

Für die Mehrzahl der Wasseranalysen liegt der Versauerungsindex, trotz hoher pH-Werte, zwischen eins und drei. Das bedeutet, viele der Quellwässer befinden sich hydrochemisch an der Grenze zwischen Carbonat- und Silikatpuf-



**Abb. 75.** Gesamthärten ( $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$ ) von 300 Quellwässern des südlichen Taunus aufgetragen gegen deren mittlere Alkalinität ( $\text{HCO}_3^-$ ), Stichtagbeprobungen Oktober 1993 u. Mai 1994.



**Abb. 76.** Alkalinitätsverluste (nach Wright, 1983) von 300 Quellwässern des südlichen Taunus aufgetragen gegen deren Sulfat- und Nitratkonzentrationen, Stichtagbeprobungen Oktober 1993 und Mai 1994.

fersystem. In der Phase maximaler Quellwasserversauerung, im Winterhalbjahr, ist zu erwarten, daß viele Wässer ungünstigere Pufferbereiche erreichen und der pH-Wert drastisch absinkt.

Bei Vergleich der beiden Diagramme von Abb. 74 zeigt sich, daß die darstellende Punktwolke der Wasseranalysen von Mai 1994 gegenüber den Analysen vom Oktober 1993 geringfügig in Richtung kleinerer Versauerungsindizes verdichtet ist. Daraus ist für die Stichtagbeprobung im Mai eine leicht erhöhte Versauerungsempfindlichkeit der Wässer abzuleiten.

Deutlicher werden die Unterschiede in der Versauerungsempfindlichkeit der Quellwässer durch die Diagramme von Abb. 75. Hier sind die Gesamthärten ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) der Wässer gegen deren Carbonathärten ( $\text{HCO}_3^-$ ) aufgetragen (nach Jacks et al. 1984).

In beiden Diagrammen liegen die darstellenden Punkte der Quellwasseranalysen unter der 1:1 Ausgleichsgeraden zwischen Gesamthärte und Carbonathärte.

#### 9.4.1 Berechnung der Calcitsättigungsindizes für die Quellwässer der Stichtagbeprobung Oktober 1993

Wie schon für die Wässer der Einzugsgebiete, wurden auch für die 150 Quellwässer der Stichtagbeprobung von Oktober 1993 aus den Analysendaten geohydrochemische Gleichgewichtsmodelle berechnet. Für die Berechnungen wurde das thermodynamisch-geochemische Computerprogramm PHREEQE (Parkhurst et al. 1980) eingesetzt.

In den Abb. 77 und 78 sind die ermittelten Calcitsättigungsindizes ( $\text{SI}_{\text{Calcit}}$ ), die als Maß der Grundwasserversauerung herangezogen werden, dargestellt. Alle Quellwässer zeigen eine mehr oder minder große Calcituntersättigung, ausgedrückt durch negative Sättigungsindizes. Quellwässer mit  $\text{SI}_{\text{Calcit}} > 0$ , die nicht akut versauerungsgefährdet sind, wurden im gesamten südlichen Taunus nicht angetroffen. Selbst Quellwässer aus tieferen Bereichen der Grundwasserleiter sind untersättigt.

Die im Mai beprobten Quellwässer liegen im Mittel weiter unterhalb der Ausgleichsgeraden (Abb. 75) als die des Oktobertermins. Damit ist erneut eine höhere Versauerungsempfindlichkeit der im Mai 1994 beprobten Quellwässer angezeigt.

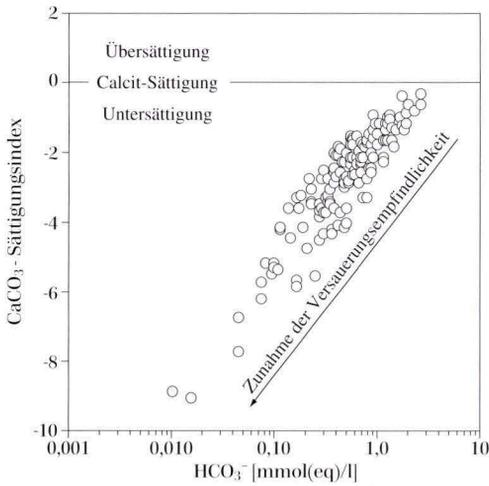
Wie bereits für die Wässer der Einzugsgebiete festgestellt, besteht auch für die Quellwässer der Stichtagbeprobungen ein deutlicher Zusammenhang zwischen Sulfatkonzentration und Alkalinitätsverlust (Abb. 76 links, nach Wright 1983).

Noch besser ist die Korrelation zwischen der Summe von Sulfat + Nitrat und dem Alkalinitätsverlust (Abb. 76 rechts). Deutlicher als dies durch die Wasseranalysen aus den Einzugsgebieten zu belegen ist, kann hier die Bedeutung des Nitrats für die Gewässerversauerung aufgezeigt werden. Das Nitrat steht dabei stellvertretend für die durch Depositionen eingetragene Stickstoffsäuren (Salpetersäure), die am Verlust der Alkalinität des Wassers zum kleineren Teil beteiligt ist.

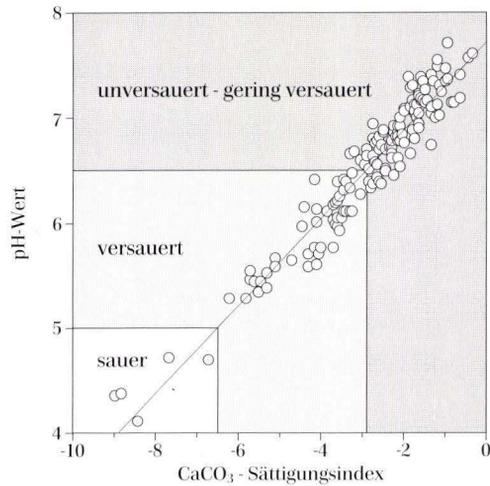
Die puffernden Eigenschaften der Wässer sind daher durchweg sehr gering. In den Kluftgrundwasserleitern beider hydrogeologischer Großeinheiten des Südtanrus kann das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht durch die Silikatverwitterung der Gesteine nicht erreicht werden. Offensichtlich gilt dies auch für Wässer, die längere Verweilzeiten im Gestein aufweisen.

Im Gegensatz zu den Quellwässern der Einzugsgebiete, deren  $\text{SI}_{\text{Calcit}}$  meist unter  $-3$  liegt, befinden sich einige Wässer der Stichtagbeprobung nahe der Calcitsättigung. Nur relativ wenige Wässer sind nach Quadflieg (1990a) mit Sättigungsindizes  $< -4$  als deutlich versauert anzusprechen. Die durchschnittliche Calcituntersättigung der Quellwässer des südlichen Taunus erreichte im Oktober 1993 einen Wert von  $\text{SI}_{\text{Calcit}} = -2,8$ .

In Abb. 78 sind die Calcitsättigungsindizes



**Abb. 77.** Calcitsättigungsindizes von 150 Quellwässern der Stichtagbeprobung Oktober 1993 aufgetragen gegen deren Hydrogencarbonatkonzentrationen.



**Abb. 78.** Calcitsättigungsindizes von 150 Quellwässern der Stichtagbeprobung Oktober 1993 aufgetragen gegen deren pH-Werte.

der Wässer gegen deren pH-Werte aufgetragen. Entsprechend der von Krieter (1988) eingeführten pH-Wert-Abstufung (siehe Kap. 8.4) kann eine Gruppierung der Quellwässer entsprechend ihrer mit „PHREEQE“ berechneten Sättigungsindizes in gering versauerte, versauerte und

saure Wässer erfolgen.

Die Grenze von gering versauertem zu versauertem Wasser ist für die Quellen des Südtanrus bei  $SI_{\text{Calcit}} = -3$  zu ziehen. Die Gruppe der sauren Wässer ist durch Sättigungsindizes von  $SI_{\text{Calcit}} < -6,5$  gekennzeichnet.

## 9.5 Regionalisierung hydrochemischer Daten von Quellwasseranalysen der Stichtagbeprobungen

Ein Schwerpunkt des Forschungsvorhabens lag in der Untersuchung der Grundwasserversauerung im Bereich um den Großen Feldberg/Taunus. In vier Wassereinzugsgebieten wurden dazu verschiedene hydrogeologische Methoden angewandt, um sowohl den Versauerungszustand als auch die Versauerungsempfindlichkeit der Wässer, bei Berücksichtigung jahreszeitlicher Schwankungen, zu erfassen. Die Untersuchung von Zusammenhängen zwischen der Grundwasserversauerung und den gebirgsspezifischen geohydraulischen Eigenschaften der Kluftgrundwasserleiter beinhaltete Quellschüttungsmessungen, Pumpversuchsauswertungen und regelmäßige Beprobungen der Wässer.

Durch die relativ kleinräumige, intensive Betrachtung der Einzugsgebiete wurde die Basis für eine regionale geohydraulisch und geochemisch orientierte Bewertung der Grundwasserversauerung des gesamten Südtanrus geschaffen.

Ein Ziel des Forschungsvorhabens war die Entwicklung eines möglichst einfachen und kostengünstig anwendbaren Instrumentariums zur regionalen Abschätzung der Gefahren der Grundwasserversauerung im Verbreitungsgebiet pufferungsarmer Gesteine.

Um diese Aufgabenstellung zu erfüllen, wurden sowohl geohydraulische als auch geochemische Daten aus dem Taunus durch Isolinienkarten regionalisiert. Derartige Regionali-

sierungen können für beliebige Gebiete durchgeführt werden, die im Taunus angewandten Methoden sind dazu übertragbar. Zur Beschreibung tieferer Grundwässer können vorhandene geohydraulische und hydrochemische Daten eines längeren Zeitabschnitts genutzt werden. Bei der Charakterisierung oberflächennaher Grundwässer sind dagegen Stichtaguntersuchungen unverzichtbar, da beträchtliche jahreszeitliche Schwankungen der Wasserbeschaffenheit zu erwarten sind.

Zur flächenhaften Darstellung geohydraulischer Eigenschaften der Grundwasserleiter hat sich der Leistungs-/Absenkungsquotient als geeignet erwiesen. Dieser Quotient kann auch dann berechnet werden und zu sinnvollen Ergebnissen führen, wenn die aus Pumpversuchen erhaltene Datenbasis zur Berechnung weiterführender gebirgsspezifischer Parameter wie Durchlässigkeitsbeiwerte ( $k_f$ ) und Speicherkoeffizienten ( $S$ ) nicht geeignet ist.

Zur regionalen Darstellung hydrochemischer Daten wurden chemisch/physikalische Parameter gewählt, die im Gelände direkt bestimmt werden können, ohne das vollständige Wasseranalysen zwingend notwendig werden. Als geeignet haben sich die Parameter **pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit** und **Hydrogencarbonatkonzentration** erwiesen, die im folgenden Abschnitt für die Analysendaten der Stichtagbeprobungen flächenhaft dargestellt werden.

Durch die Isoliniendarstellung der Quellwasser-pH-Werte wird der aktuelle Versauerungszustand zum Zeitpunkt der Probenahme ausgedrückt. Wie bereits erläutert, handelt es sich dabei lediglich um eine Momentaufnahme der Versauerung, die keine Rückschlüsse auf die

Versauerungsempfindlichkeit der Wässer zuläßt und damit zur Prognose weiterer Entwicklungen nur bedingt geeignet ist.

Die elektrische Leitfähigkeit kann, auch für Wässer die stärker von Versauerungserscheinungen betroffen sind, als Maß für den Lösungsinhalt genutzt werden. Erhöhte Wasserstoffionenkonzentrationen saurer Wässer verändern diesen Zusammenhang nicht. Wie sich für die Taunuswässer zeigte, korreliert deren elektrische Leitfähigkeit und damit der Lösungsinhalt stark mit der Versauerungsempfindlichkeit. Oberflächennahe, versauerungsgefährdete Grundwässer enthalten einen höheren Anteil nur kurzzeitig im Untergrund verweilenden, gering mineralisierten Regenwassers und zeigen daher niedrigere Leitfähigkeiten als Wässer aus geohydraulisch tieferen Niveaus. Versauerungsbedingte Erhöhungen des Lösungsinhalts wirken sich nicht störend auf die Isolinienkarten aus, da sie vor allem im hydrologischen Winterhalbjahr in Erscheinung treten und die Stichtagbeprobungen im Mai und Oktober erfolgten.

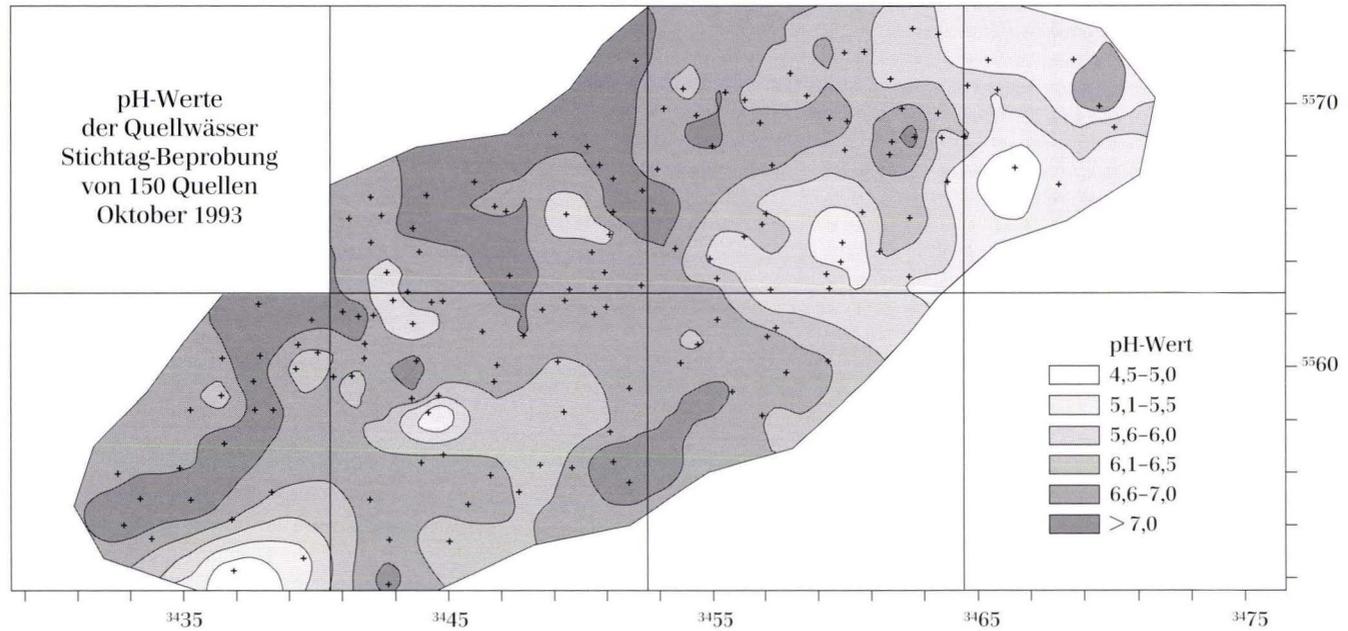
Die Hydrogencarbonatkonzentrationen der Wässer können als Maß der noch vorhandenen Pufferkapazitäten gelten. Damit sind sie, in Kombination mit den übrigen Parametern, zur groben Abschätzung der Versauerungsempfindlichkeit geeignet.

Unter Einbeziehung der geologischen Übersichtskarte des Gebietes (Abb. 2) und der Karte der Leistungs-/Absenkungsquotienten (Abb. 25), liefern die Isoliniendarstellungen der chemisch-physikalischen Parameter ein umfassendes Bild der Versauerung oberflächennaher Grundwässer des Südtanuns.

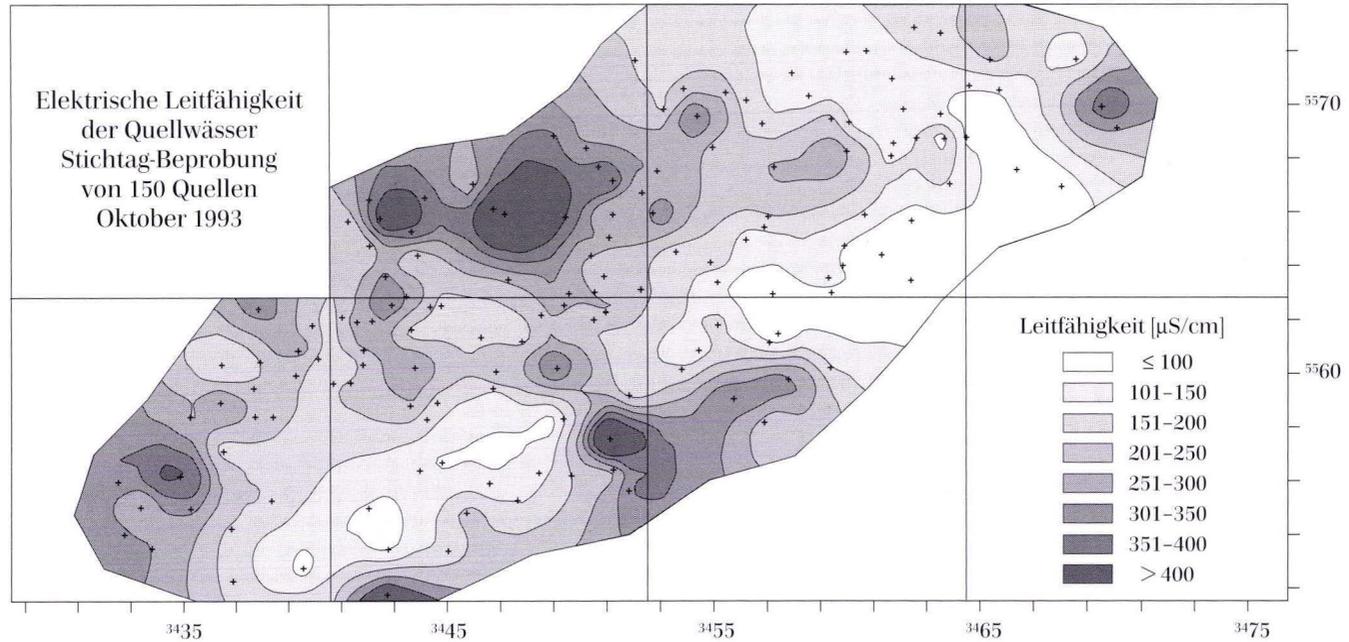
### **9.5.1 Interpretation der Isolinienkarten hydrochemisch-physikalischer Parameter der Quellwasser-Stichtagbeprobungen**

Zur hydrogeologischen Regionalisierung wurden die punktuellen Daten der Quellwasserbeprobungen in Form von Isolinienkarten (Abb. 79–82) flächenhaft dargestellt. Die Isolinien wurden nach dem Kriging-Verfahren mit dem

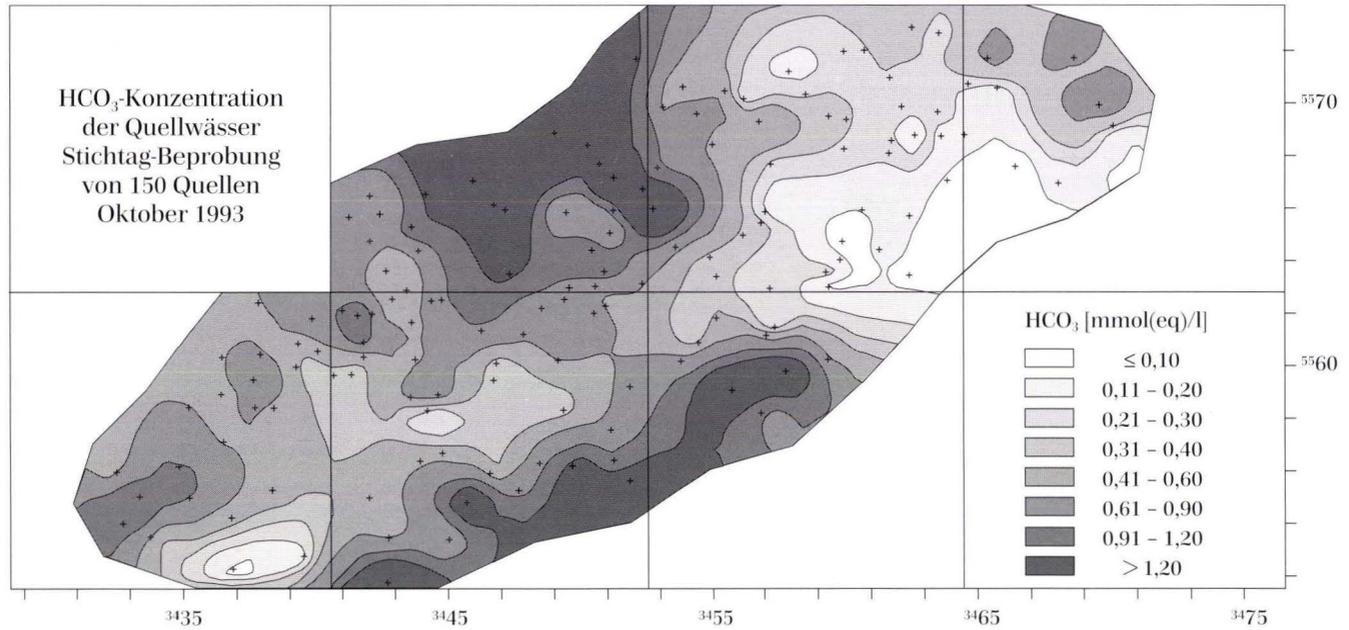
Computerprogramm Surfer berechnet. Zuvor war durch statistische Verfahren zu prüfen, ob zwischen den Meßwerten ein flächenhafter Zusammenhang besteht, der eine solche Darstellung rechtfertigt. Die Beurteilung der regionalen



**Abb. 79.** Regionalisierung der pH-Wert-Messungen von 150 Quellwässern des südlichen Taunus, Stichtagbeprobung Oktober 1993 (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).



**Abb. 80.** Regionalisierung der elektrischen Leitfähigkeiten von 150 Quellwässern des südlichen Taunus, Stichtagbeprobung Oktober 1993 (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).



**Abb. 81.** Regionalisierung der Hydrogencarbonatkonzentrationen von 150 Quellwässern des südlichen Taunus, Stichtagbeprobung Oktober 1993 (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).

Aussagekraft der Daten erfolgt mit Hilfe von Variogrammen, die mit dem geostatistischen Computerprogramm „GEO-EAS“ berechnet wurden (Matheron 1963, Schulz 1982, Myers et al. 1982).

Obwohl die Beprobungspunkte im Untersuchungsraum nicht ideal verteilt sind, ist eine Regionalisierung der Daten zulässig. In einigen Bereichen ist die Punktdichte sehr gering, was die Aussagekraft der flächenhaften Darstellungen lokal herabsetzt. Um dies bei der Interpretation der Isolinien berücksichtigen zu können, ist die Lage der beprobten Quellen in den Karten eingezeichnet.

Durch die Isolinienkarten können Gebiete unterschiedlicher Versauerungsempfindlichkeit abgegrenzt werden. Je geringer die Werte von pH, elektrischer Leitfähigkeit und  $\text{HCO}_3^-$  sind, umso empfindlicher reagieren die Quellwässer auf eine weitere Säurezufuhr.

Bei dem Vergleich der Isolinienkarten mit der geologischen Übersichtskarte des Gebietes wird der Zusammenhang zwischen den physi-

kalisch-chemischen Parametern und der Verbreitung der unterdevonischen Gesteinsarten deutlich.

Die höchste Versauerungsgefährdung ist für Quellwässer im Bereich der pufferungsarmen quarzitären Sandsteine und Quarzite von Hermskeil-Schichten und Taunusquarzit zu erkennen. Hier erreichen pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration minimale Werte. Durch den Verlauf der Isolinien zeichnet sich das Verbreitungsgebiet der Gesteine innerhalb des NE-SW streichenden Taunushauptkamms ab. Eine nur geringe Gefährdung der Quellwässer zeigt sich im Bereich der Idsteiner Senke.

Die Isolinien-Darstellungen der bei der Stichtagbeprobung im Mai 1994 erhobenen Meßwerte werden in Kämmerer (1994) vorgestellt. Mit den Abb. 79–81 sind die entsprechenden Isolinienkarten der Stichtagbeprobung aus dem Oktober 1993 dokumentiert.

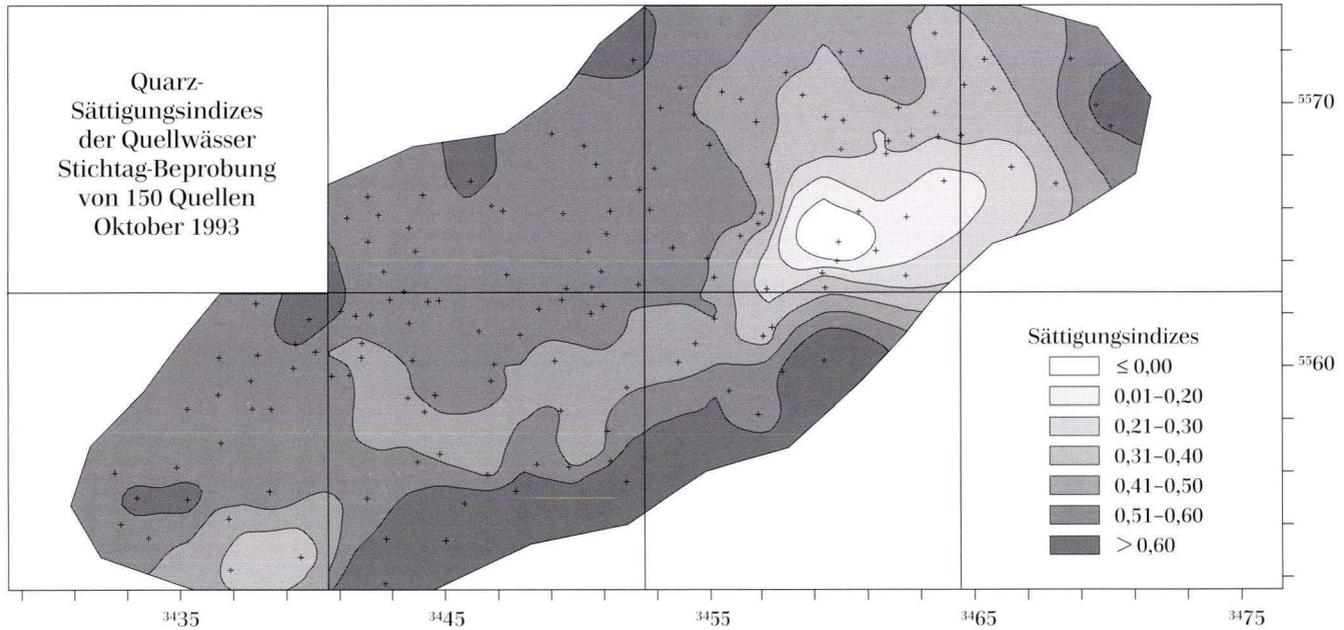
### 9.5.2 Flächenhafte Berechnung der Kieselsäuresättigung für Quellwässer des südlichen Taunus

Niederschlagswässer sind nicht nur gering mineralisiert, sondern auch an Kieselsäure untersättigt. Die  $\text{SiO}_2$ -Sättigung des versickernden Wassers stellt sich jedoch innerhalb der Grundwasserleiter, in Abhängigkeit von den Substrat-eigenschaften, relativ schnell ein. Dazu sind Zeiträume von nur wenigen Wochen bis Monaten zu veranschlagen (Schenk, mündl. Mitt.). In Laborversuchen mit feldspatreichen Gesteinen (Schüttelversuche) stellten sich die errechneten Sättigungsindizes für Quarz nach ca. 2000 Stunden auf Werte von  $\text{SI} = -0,3$  bis  $-0,1$  ein (Schenk et al. 1987). Bei dem Vergleich von Labor- und Feldbefunden zeigte sich, daß sich die Siliziumkonzentration des Sickerwassers meist schneller im Gleichgewicht mit Quarz befindet als durch Laborversuche ermittelt wurde. Das Si-Freisetzungsverhalten wird im oberflächennahen Bereich vermutlich durch organische Komplexbildner beeinflusst (Schenk et al. 1991).

Mit Hilfe des thermodynamisch-geochemischen Computerprogramms PHREEQE (Parkhurst et al. 1980) wurden für alle 150 Wasseranalysen der Stichtagbeprobung aus dem Oktober 1993 Gleichgewichtsmodelle berechnet (siehe Kap. 9.4.1). Bezüglich Kieselsäure erfolgte dabei die Bestimmung der Sättigungsindizes für die Spezies Quarz,  $\text{SiO}_2$ -amorph- und Chaledon.

Die Quarzsättigungsindizes der Quellwässer schwanken im Bereich zwischen  $\text{SI} = -0,9$  bis  $+0,9$  (Sättigung bei  $\text{SI} = 0$ ), die  $\text{SiO}_2$ -amorph-Sättigung variierte von  $\text{SI} = -1,9$  bis  $-0,5$  und die Chaledonsättigung von  $\text{SI} = -1,2$  bis  $+0,4$ . Aus der zum Teil beträchtlichen Quarzuntersättigung einiger Quellwässer kann ein sehr geringes Verweilalter abgeleitet werden.

Von Interesse war nun die Frage, ob eine Korrelation zwischen Quarzsättigung und Versauerungsempfindlichkeit der Wässer besteht. Zu diesem Zweck erfolgte, wie im vorhergehenden



**Abb. 82.** Regionalisierung der Quarzsättigungsindizes von 150 Quellwässern des südlichen Taunus, Stichtagbeprobung Oktober 1993 (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).

Kap., die Regionalisierung der Sättigungsindizes durch Berechnung von Isolinienkarten. In Abb. 82 sind die Ergebnisse der PHREEQE-Berechnungen exemplarisch für die Spezies Quarz dargestellt, ein sehr ähnliches Bild liefern die beiden anderen Spezies. Deutlich ist in dieser Darstellung zu erkennen, daß die Quellwässer des Taunuskamms die stärkste Quarzuntersättigung aufweisen. Ein ausgeprägtes Sättigungsminimum befindet sich im Hochtaunus um den Großen Feldberg. Für die Wässer nordwestlich und südöstlich des Kammbereichs wurde eine mehr oder weniger hohe Quarzübersättigung berechnet, bei entsprechender Untersättigung der Spezies  $\text{SiO}_2$ -amorph- und Chaledon. Die höchste Übersättigung ist im Verbreitungsbe- reich der vordevonischen Gesteine, südöstlich des Taunuskamms, zu registrieren.

Die Lage der Sättigungsminima stimmt gut mit den Gebieten überein, die mit Hilfe der Isolinienkarten von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration als besonders versauerungsgefährdet ausgewiesen wurden. Dadurch wird verdeutlicht, daß die Verweilzeit der Wässer im Untergrund auch für oberflächennahe Quellwässer einen entscheidenden Einfluß auf deren Versauerungszustand hat. Die zuvor durch hohe Leitfähigkeiten und  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentrationen hervorgetretene Idsteiner Senke ist durch die Quarzsättigungsindizes nicht zu identifizieren.

Die Berechnung der Kieselsäuresättigung scheint somit für sehr junge Grundwässer ein geeignetes Mittel zur relativen Altersgliederung und außerdem zur Abschätzung der Versauerungsempfindlichkeit zu sein.

## 10. Auswertung vorhandener Wasseranalysen von Brunnenwässern des südöstlichen Taunus

Im Rahmen des Forschungsprojektes wurden, ergänzend zu den eigenen Untersuchungen, insgesamt 2154 Wasseranalysen aus den Archiven des HLB, Wasserwirtschaftsämtern der Region und einigen Taunusgemeinden zusammengetragen.

Diese Analysendaten sind qualitativ sehr inhomogen, ältere Daten sind häufig unvollständig und entziehen sich daher einer Plausibilitätsprüfung. In vielen Fällen liegen die Fehler der Ionenbilanz auch weit über dem noch akzeptablen Wert von  $\pm 5\%$ . Nach kritischer Über-

prüfung wurden nur 474 Datensätze (22 % der Analysen) in die nachfolgenden Auswertungen einbezogen. Dabei stammen 300 Wasseranalysen von 78 verschiedenen Brunnen der Kartenblätter (TK 25) Bl. 5716 Oberreifenberg, Bl. 5717 Bad Homburg v. d. H., Bl. 5816 Königstein und Bl. 5715 Idstein. Eine Dokumentation der vollständigen Datensätze ist in Kämmerer (1994) enthalten.

In den folgenden Abschnitten werden die Analysendaten hinsichtlich der Grundwasser- versauerung untersucht.

### 10.1 Mittlere Ionenkonzentrationen der Brunnenwässer

Im Vergleich zu den Quellwässern der Stich- tagbeprobungen liegt der mittlere Lösungs- inhalt der Brunnenwässer (Tab. 19) um ca. 100 mg/l höher. Die stärkere Mineralisation der Wässer ist eindeutig auf die Ionen Calcium und Hydrogencarbonat zurückzuführen.

Nur geringe Konzentrationsunterschiede zei-

gen sich für die Mittelwerte der übrigen ionaren Hauptinhaltsstoffe. Dies konnte bereits anhand der Schöller- und Piper-Diagramme von Kap. 7 verdeutlicht werden, wo zusätzlich eine Unter- scheidung bezüglich der Gesteinsart der Grund- wasserleiter getroffen wurde.

Daraus ist abzuleiten, daß selbst in den puffe-

rungsarmen Grundwasserleitern des Südtanuns durch Verwitterungsprozesse der Gesteine eine spürbare Verminderung der Grundwasserversauerung erfolgen kann, die sich in Konzentrationserhöhungen der Ionen Calcium und Hydrogencarbonat ausdrückt. Voraussetzung ist dabei eine längere Verweilzeit der Wässer im Gestein, da die reaktive Oberfläche der Kluffgesteine die zur Wasser-Gesteins-Interaktion zur Verfügung steht im Vergleich zu Porengesteinen sehr gering ist. Eine geogen verminderte Versauerungsempfindlichkeit ist daher auf tiefere Bereiche der Grundwasserleiter beschränkt.

Auch im Vergleich zu den zehn Brunnen der Einzugsgebiete, deren Wässer im Rahmen der Untersuchungen regelmäßig analysiert wurden, liegt der in Tab. 19 aufgelistete mittlere Lösungsinhalt deutlich höher. Dies ist darauf zurückzuführen, daß sich diese Brunnen in hochgelegenen Einzugsgebieten befinden und innerhalb der extrem pufferungsarmen Gesteine von Hermeskeil-Schichten und Taunusquarzit angelegt sind.

## 10.2 Bewertung der Brunnenwasserversauerung im südlichen Taunus

Zur ersten Bewertung des Versauerungszustands der Brunnenwässer wurde die statistische Verteilung der zugehörigen pH-Werte untersucht (Tab. 20).

Das arithmetische Mittel der pH-Werte aller einbezogenen Brunnenwässer entspricht mit einem Wert von 6,6 etwa dem der Quellwässer bei den Stichtagbeprobungen (Oktober '93: Ø pH 6,5, Mai '94: Ø pH 6,8). Minimal wird für die Brunnen jedoch nur ein pH-Wert von 5,0 erreicht, damit ist keines der Wässer als **sauer** zu bezeichnen. Ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Probenahmejahr ist nicht zu erkennen. Daher ist aus den vorhandenen Analysen-

**Tab. 19.** Mittlere Lösungsinhalte von 300 Brunnenwässern des südlichen Taunus aus 78 Beprobungspunkten

Ionen	a	b	c	d
Na <sup>+</sup>	10,1	(0,441)	1,5–122,0	8,1
K <sup>+</sup>	1,4	(0,036)	0,1–9,8	1,2
Ca <sup>2+</sup>	37,7	(1,880)	0,6–186,0	32,3
Mg <sup>2+</sup>	10,9	(0,896)	1,0–84,0	8,1
Fe <sup>2+</sup>	0,37	(0,013)	< 0,03–18,60	1,05
Mn <sup>2+</sup>	0,15	(0,005)	< 0,001–3,26	0,32
Cl	17,3	(0,487)	1,0–117,0	14,4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	7,6	(0,122)	< 0,3–77,0	10,7
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	120,8	(1,979)	1,0–557,0	85,9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	23,8	(0,496)	< 1,0–165,0	23,73
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,13	(0,004)	< 0,02–16,0	0,52
<b>Lösungsinhalt</b>	230,3	(6,359)		

a arith. Mittel der Ionenkonzentration in mg/l

b (arith. Mittel der Ionenkonzentration [mmol (eq)/l])

c Spannweite der Ionenkonzentration in mg/l

d Standardabweichung der Ionenkonzentration

daten keine zeitliche Veränderung der Grundwasserversauerung abzuleiten. Der Anteil **versauerter** Brunnenwässer, deren pH-Wert unter 6,5 liegt, entspricht mit 39 % dem der Quellwässer bei der Stichtagbeprobung im Oktober '93.

Wie schon mehrfach erläutert, spiegelt der pH-Wert lediglich eine Momentaufnahme des Versauerungszustandes wider und gibt keine eindeutige Auskunft über die Versauerungsempfindlichkeit der Wässer.

Der mittlere pH-Wert der Quellwässer (Stichtagbeprobung) zeigt, im gegebenen Fall, den Zustand der jahreszeitlich minimalen Versauerung an. Für die Brunnenwässer entspricht der

**Tab. 20.** Statistische Verteilung der Brunnenwasser-pH-Werte, 300 Meßwerte von 78 verschiedenen Brunnen

pH < 5,0	pH < 6,5	pH	pH	pH-Perzentile		
		arith. Mittel	Min.-Max.	25 %	50 %	75 %
0 %	39 %	6,6	5,0-7,9	6,3	6,6	6,9

angegebene pH-Mittelwert dem mittleren jahreszeitlichen Versauerungszustand, da pro Beprobungspunkt oftmals mehrere Wasserproben einbezogen sind, die zu unterschiedlichen Jahreszeiten entnommen wurden. Eine solche Mittelwertbildung ergibt ein trotzdem brauchbares Bild des Versauerungszustandes, da die jahreszeitlichen Schwankungen der Grundwasserbeschaffenheit für Brunnen meist relativ gering sind.

Durch die Abb. 83 und 84 kann die Versauerungsempfindlichkeit der Brunnenwässer des Südtanuns abgeschätzt werden. Die in Abb. 83 gegen die pH-Werte aufgetragenen Versauerungsindizes der Wässer (nach Schoen 1985) nehmen für die Mehrzahl der 300 Analysen Werte  $> 2$  an und erreichen Maxima weit über 9 (hier nicht dargestellt). Damit sind diese Brunnenwässer überwiegend als geringer versauerungsempfindlich einzustufen als die Quellwässer und die Wässer der Grundwasserstollen der Region.

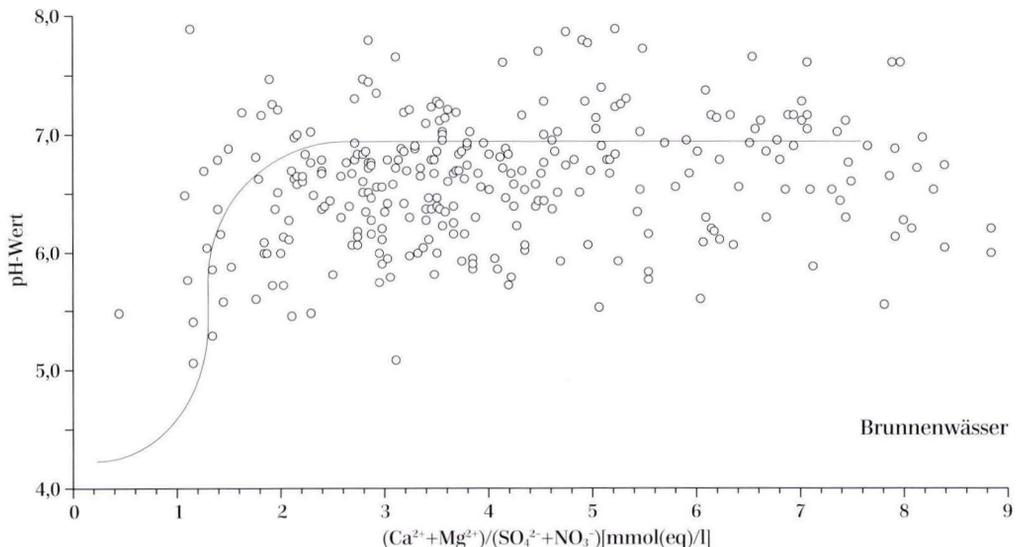
Durch das in Abb. 84 dargestellte Verhältnis von Gesamthärte ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) zu Carbonathärte ( $\text{HCO}_3^-$ ) wird die meist geringere Versauer-

ungsempfindlichkeit der Brunnenwässer gegenüber den Quellwässern des Gebietes erneut bestätigt.

Sehr viele der Brunnenwässer zeigen ein weitgehend ausgeglichenes Härteverhältnis, die darstellenden Punkte im Diagramm liegen nahe der eingezeichneten Ausgleichsgeraden.

Für die Brunnenwässer des südlichen Taunus ist die Gefährdung der Grundwasserqualität durch erhöhte Aluminiumkonzentrationen, als Folge der Wasserversauerung, momentan als nur gering einzuschätzen. Die maximale Aluminiumlöslichkeit ist vom pH-Wert des Wassers gesteuert und liegt bei pH-Werten  $> \text{ca. } 6,0$  unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Untersuchungen von Aluminiumkonzentrationen der Brunnenwässer sind in den Archivdaten nur in sehr wenigen Fällen vorhanden und liegen meist weit unter dem Grenzwert (0,2 mg/l).

Für einige der 78 Brunnen konnten aus der vorhandenen Datenbasis Zeitreihen chemischer Wasseranalysen zusammengestellt werden, die zum Teil bis in die 70er Jahre zurückreichen. Um möglichst lange Mefreihen



**Abb. 83.** pH-Werte von 300 Wässern aus 78 Brunnen des südlichen Taunus, aufgetragen gegen deren Versauerungsindex nach Schoen (1985).

zu erhalten, wurden dabei auch unvollständige Analysen mit einbezogen, deren Ergebnisse nicht exakt nachprüfbar sind.

Durch diese Auswertung sollten Trends von Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit aufgedeckt werden. Von besonderem Interesse waren dabei die ionaren Inhaltsstoffe Sulfat, Nitrat und Hydrogencarbonat sowie Calcium und Magnesium, deren absolute Konzentrationen und Verhältnisse zueinander Rückschlüsse auf die zeitliche Entwicklung der Grundwasserversauerung erlauben.

Durch die Zeitreihenanalysen der Brunnenwässer konnten in keinem Fall deutliche Trends einer längerfristigen Zu- oder Abnahme der Grundwasserversauerung aufgedeckt werden.

Für die Quell- und Stollenwässer des Untersuchungsgebietes überdecken die jahreszeitlichen Schwankungen der hydrochemischen Beschaffenheit mögliche kontinuierliche Veränderungen der Wässer. Auch durch Mittelwertbildung konnte der Nachweis langjähriger versauerungsbedingter Schwankungen der Grundwasserqualität nicht erbracht werden. Solche Veränderungen sind durchaus zu erwarten, da auch die Belastung der Atmosphäre durch Schwefel- und Stickoxide nicht konstant ist.

Im Rahmen der Untersuchung „Waldbelastung durch Immissionen“ (WdI) konnte anhand eines über ganz Hessen verteilten Meßnet-

zes gezeigt werden, daß an allen Stationen seit 1984 ein Rückgang der mittleren  $\text{SO}_2$ -Belastung der Atmosphäre zu verzeichnen ist (Baltrusch et al. 1992, Balázs 1991, Brandenburg 1991a, b, Harnewald 1990). Für Stickstoffoxide zeigte sich im gleichen Beobachtungszeitraum eine deutliche Zunahme der Immissionsmengen. Sowohl für Schwefeloxide als auch für Stickoxide wurden winterliche Immissionsmaxima gemessen, wobei SMOG-Ereignisse durch Konzentrationsspitzen deutlich in Erscheinung treten.

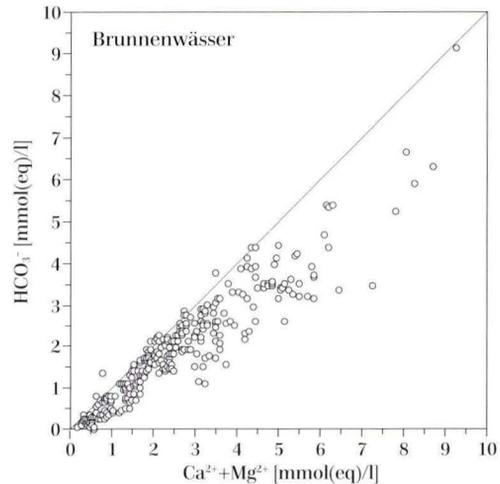


Abb. 84. Gesamthärten von 300 Brunnenwässern des südlichen Taunus, aufgetragen gegen deren Alkalinität.

### 10.3 Regionalisierung hydrochemischer Daten von Brunnenwässern durch Isolinienkarten

Wie schon für die Quellwässer der Stichtagbeprobungen, wurde auch für die Archivdaten der Brunnenwasseranalysen eine Regionalisierung durch Berechnung von Isolinienkarten durchgeführt. Die Darstellung der physikalisch-chemischen Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration ermöglicht den direkten Vergleich der Karten von Quellwässern und Brunnenwässern.

Durch die vorliegenden Archivdaten der Brunnenwässer sind die Kartenblätter (TK 25) Oberreifenberg, Bad Homburg und Königstein

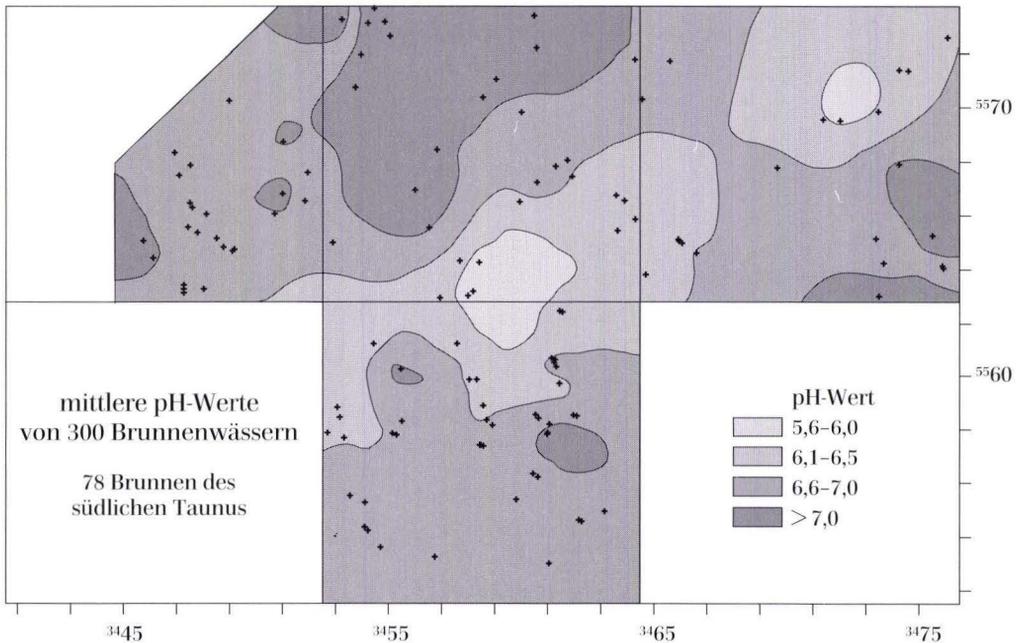
vollständig und das Bl. Idstein etwa zur Hälfte abgedeckt. Die Untersuchungsgebiete der beiden Regionalisierungen sind somit nicht identisch. Auf der Isolinienkarte der Brunnenwasser-pH-Werte (Abb. 85) ist der Verlauf des Taunuskamms deutlich zu erkennen, er zeichnet sich gegenüber den Grundwasserleitern der Umgebung durch niedrigere pH-Werte ab. Die pH-Wert-Zonierung ist hier klarer sichtbar als auf den pH-Karten der Quellwasser-Stichtagbeprobungen, obwohl das pH-Spektrum der Brunnenwässer kleiner ist und im Bereich höherer

Werte liegt. Noch deutlicher zeichnet sich der Taunuskamm in Abb. 86 durch ein langgestrecktes Minimum der elektrischen Leitfähigkeit ab. Maxima der Leitfähigkeit zeigen sich jeweils nordwestlich und südöstlich des NE-SW orientierten Höhenrückens, mit steilen Gradienten hin zu niedrigeren Werten im Kammbereich. Im Vergleich zu den Quellwässern nehmen die Leitfähigkeiten der Brunnenwässer über ein sehr viel größeres Gebiet höhere Werte ( $> 400 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) an. Dabei tritt die Idsteiner Senke, wie schon bei den Quellwässern, erneut durch hohe Leitfähigkeiten hervor.

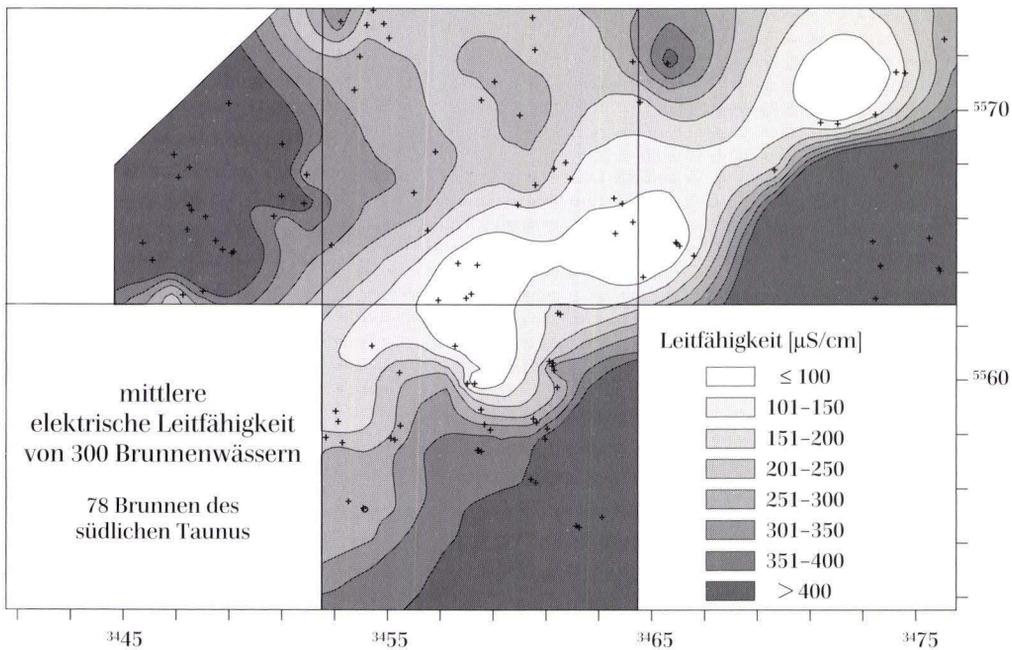
Bei dem Vergleich der Hydrogencarbonat-Isolinienkarten von Quell- und Brunnenwässern muß beachtet werden, daß den Grauschattierungen der beiden Karten unterschiedliche Konzentrationsbereiche zugeordnet sind. Die Brunnenwässer erreichen im Mittel sehr viel höhere  $\text{HCO}_3$ -Konzentrationen. Auch hier ist im Streichen der Gesteine des Taunuskamms ein Minimum vorhanden. Die verschiedenen Iso-

linienkarten der Brunnen- und Quellwässer zeigen erstaunlich gute Übereinstimmungen bezüglich der Lage von Minima und Maxima. Es wird deutlich, daß sowohl der mittlere Versauerungszustand als auch die Versauerungsempfindlichkeit der Brunnenwässer im Vergleich zu den Quellwässern durchweg geringer sind. Dies drückt sich durch allgemein höhere pH-Werte, elektrische Leitfähigkeiten und Hydrogencarbonatkonzentrationen der Wässer aus.

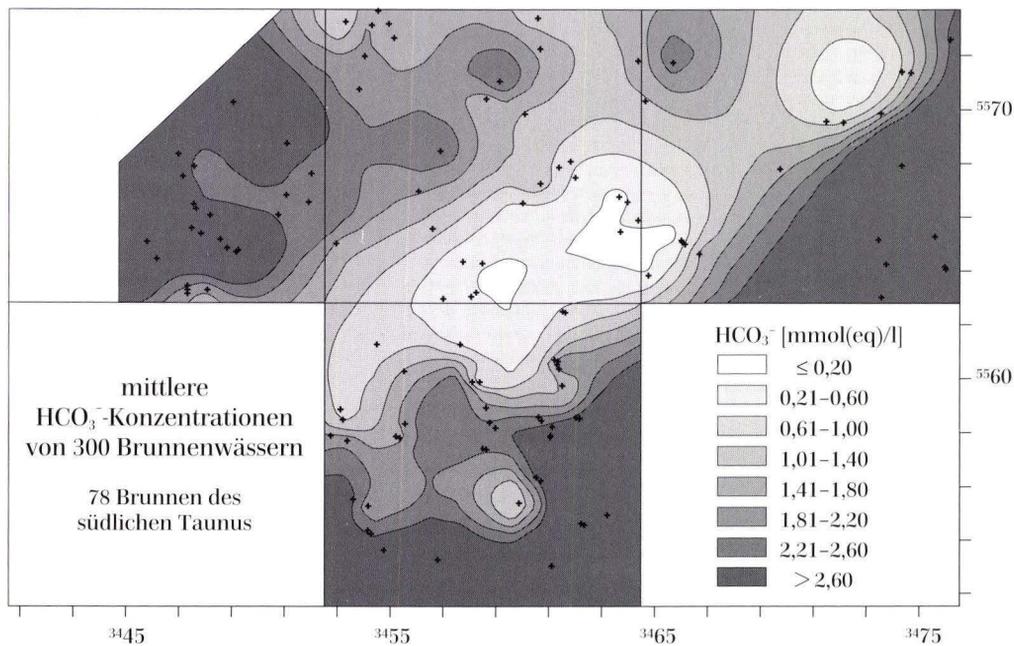
Die räumliche Variation der physikalisch-hydrochemischen Parameter zeigt die Bedeutung der Gesteinsarten für die Beschaffenheit der oberflächennahen und tieferen Grundwässer. Bei Gegenüberstellung der geologischen Übersichtskarte des Gebietes (Abb. 2) mit den hydrogeologischen Isolinienkarten sind klare Parallelen zu erkennen. Die vorwiegend aus Gesteinen des Taunusquarzit und der Hermeskeil-Schichten bestehenden Kluffgrundwasserleiter des Taunuskamms enthalten meist gering mineralisierte Wässer. Im Gegensatz dazu stehen die Ge-



**Abb. 85.** Regionalisierung der pH-Wert-Messungen von 300 Wässern des südlichen Taunus aus 78 Brunnen (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).



**Abb. 86.** Regionalisierung der elektrischen Leitfähigkeiten von 300 Wässern des südlichen Taunus aus 78 Brunnen (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).



**Abb. 87.** Regionalisierung der Hydrogencarbonatkonzentrationen von 300 Wässern des südlichen Taunus aus 78 Brunnen (mit dem Computerprogramm SURFER erstellte Kriging-Isolinienkarte).

steine der unterdevonischen Schiefer, deren Grundwässer deutlich höhere Lösungsinhalte aufweisen. Besonders auf den Karten der Brunnenwässer zeichnen sich die Metasedimente und Metavulkanite des Vordevons, die zum Teil durch tertiäre Ablagerungen überdeckt sind, durch einen relativ homogenen Bereich erhöhter  $\text{HCO}_3$ -Konzentrationen und elektrischer Leitfähigkeiten ab. Weniger homogen treten die Gebiete in Erscheinung, in denen Hunsrückschiefer und Singhofener Schichten verbreitet sind. Auch hier zeigen sich jedoch deutlich höhere Werte aller auf den Isolinienkarten dargestell-

ten Parameter. Besonders auffallend hebt sich der Bereich der Idsteiner Senke ab.

Abhängig von Gesteinsart, Höhenlage und Niederschlagsmenge können Gebiete mit erhöhter geohydraulischer Wasserwegsamkeit sowohl durch geringe als auch durch erhöhte Versauerungsempfindlichkeiten geprägt sein.

Ein Beispiel für eine regional geringe Versauerungsempfindlichkeit ist die Idsteiner Senke, hohe Empfindlichkeiten zeigen sich in den ebenfalls zum Teil durch günstige geohydraulische Eigenschaften geprägten Kambereichen des Taunus.

## 11. Multivariate statistische Datenanalyse – Faktorenanalyse

Mit Hilfe der statistischen Methode „Faktorenanalyse“ können übergeordnete Zusammenhänge innerhalb multivariater Datensätze aufgedeckt werden (Marsal 1979, Hötzel 1975, Davis 1973). In der Natur auftretende Ereignisse, wie z.B. auch die hier betrachtete Grundwasserversauerung, sind meist auf das Zusammenspiel mehrerer Ursachen unterschiedlicher Intensität zurückzuführen. Die faktorenanalytische Trennung der Ursachen (Faktoren) soll die signifikanten aus der Menge der möglichen herauslösen. Die Faktorenanalyse führt daher zu einer Datenreduktion und Eingrenzung wichti-

ger, das System beschreibender, übergreifender Faktoren.

Vor der Durchführung faktorenanalytischer Untersuchungen ist es wichtig, die im Faktorenanalysemodell zu benutzenden Eingangsvariablen kritisch zu betrachten und eine sinnvolle Auswahl von Variablen aufgrund statistischer Voruntersuchungen zu treffen. Statistisch schwache Variablen können die Aussagekraft der Untersuchung nachteilig verändern. Erläuterungen zur Variablenauswahl für die vorliegende Faktorenanalyse sind in Kämmerer (1994) enthalten.

### 11.1 Faktorenanalytische Berechnungen

Zur faktorenanalytischen Berechnung wurde das in den Naturwissenschaften häufig eingesetzte Verfahren der Hauptkomponentenanalyse (principal component analysis) angewandt. Grundlage dieses Verfahrens ist die Bildung linearer Kombinationen der Varianzen von Variablen, die ihrerseits die gesamte Variablengruppe gut erklären (Brosius 1989, Norusis 1992).

Ziel der Faktorenanalyse ist es, die Struktur innerhalb der Varianz-Kovarianzmatrix multivariater Datensätze zu interpretieren um übergeordnete Zusammenhänge zwischen den Variablen zu erkennen (Davis 1973, Hötling et al. 1982).

Als erster Faktor (Hauptkomponente) wird derjenige bezeichnet, der im statistischen Sinne den größten Anteil der Gesamtstreuung aller

eingesetzten Variablen erklärt, ausgedrückt durch den höchsten Eigenwert. Der zweite Faktor erklärt den zweitgrößten Teil der Gesamtstreuung usw. Im ersten Schritt der Faktorenanalyse werden so viele Faktoren berechnet, wie Variablen in das Faktorenmodell eingesetzt wurden. Die Bedeutung der einzelnen Faktoren ist jedoch sehr unterschiedlich, im Idealfall erklären nur wenige Faktoren einen bedeutenden Anteil der Gesamtstreuung aller Variablen. Somit kommt es zu einer starken Reduktion der Beschreibungsparameter des Modells. Der Eigenwert eines Faktors gibt an, welcher Betrag der Gesamtstreuung durch diesen Faktor erklärt wird. Dabei ist zu beachten, daß zuvor eine Normierung der Variablen erfolgte, so daß jede Variable eine Standardabweichung von eins und einen arithmetischen Mittelwert von null hat. Die gesamte durch das Faktorenmodell zu erklärende Streuung entspricht somit der Anzahl der Variablen. Wenn z.B. zehn Variablen eingesetzt werden und der erste berechnete Faktor einen Eigenwert von fünf besitzt bedeutet dies, daß der Faktor 50 % der Gesamtstreuung erklärt und ihm dadurch eine große Bedeutung zukommt.

Zur Durchführung einer Faktorenanalyse werden nur die wichtigsten Faktoren herangezogen (Gaensslen & Schubö 1973). Als Auswahlkriterium für die sogenannte Faktorenextraktion dienen hierbei die Eigenwerte der Faktoren, wobei die Grenze zwischen wichtigen und vernachlässigbaren Faktoren meist bei einem Eigenwert von eins gezogen wird (Brosius 1989).

In der vorliegenden Untersuchung wurde ebenfalls das Grenzkriterium der Eigenwertgröße von eins zur Faktorenextraktion benutzt, wodurch die Anzahl der Faktoren unterschiedlicher Modelle zwischen drei und fünf liegt.

Unter der Kommunalität einer Variablen des Faktorenmodells versteht man den Teilbetrag der Streuung der Variablen, der durch die Summe der in die Interpretation einbezogenen Faktoren erklärt wird. Wenn man alle Faktoren, auch die mit den niedrigen Eigenwerten, zu-

sammen nimmt, ergibt sich für die Kommunalität der Variablen ein Wert von eins. Bei Betrachtung der Teilmenge von Faktoren mit einem Eigenwert größer eins ergeben sich für die Kommunalitäten der Variablen jeweils Werte kleiner eins. Je größer die Kommunalität einer Variablen ist, umso besser ist diese Variable durch die ausgewählten Faktoren erklärt.

Als Ergebnis der Faktorenanalyse wird die Faktorenladungsmatrix aufgestellt, die für jeden Faktor Koeffizienten (Ladungen) aller zugehörigen Variablen angibt. Bei diesen Faktorenladungen handelt es sich um Koeffizienten der linearen Gleichung, die den Eigenvektor eines Faktors definiert (Davis 1973). Die absolute Größe (Betrag) einer Faktorenladung gibt die Bedeutung der Variable für den jeweiligen Faktor an.

Die Interpretation eines Faktors erfolgt durch die Variablen, die eine hohe Faktorenladung aufweisen. Ein Faktor ist leicht zu interpretieren, wenn einige Variablen homogener Bedeutung hoch auf ihn laden. Sehr viel schwieriger ist die Interpretation, wenn sehr viele Variablen des Modells für einen Faktor hohe Faktorenladungen zeigen.

Die Ladungen der Faktoren können anschaulich als Punktwolke in zwei- oder dreidimensionalen Koordinatensystemen dargestellt werden. Durch Rotation der Koordinatensysteme kann die Interpretierbarkeit der einzelnen Faktoren erleichtert werden. Dazu werden die Koordinatenachsen so verschoben, daß die Anzahl von Variablen mit hoher Ladung minimiert wird. Diese Rotation entspricht einer Transformation der Faktorenladungsmatrix, wodurch sich die Faktorenladungen innerhalb der Matrix verändern. Eine orthogonale (rechtwinklige) Rotation beeinflusst die Eigenwerte der Faktoren und die Kommunalitäten der Variablen nicht, das gebräuchlichste Verfahren der orthogonalen Rotation ist die sogenannte Varimax-Methode. Alle im Rahmen dieser Arbeit berechneten Faktorenladungsmatrizen wurden anschließend nach dieser Methode rotiert.

## 11.2 Ergebnisse der Faktorenanalysen

Tab. 21. Faktorenanalytische Auswertung „Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefnern“

**Datensatz:** 1049 Wasseranalysen

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 4 Faktoren mit Eigenwerten > 1

**Matrixrotation:** Varimax-Verfahren (orthogonale Rotation)

**Variablenzahl:** 14

	$\Sigma$ Faktor 1–4	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Eigenwerte:	10,357	5,613	1,961	1,472	1,311
% der Gesamtstreuung:	74,0	40,1	10,0	9,4	9,4
Variable	Kommu- nalität	Ladung Faktor 1	Ladung Faktor 2	Ladung Faktor 3	Ladung Faktor 4
Chlorid	0,751	<b>0,860</b>	-0,076	0,075	0,007
Leitfähigkeit	0,969	<b>0,781</b>	0,580	0,072	0,130
Sulfat	0,644	<b>0,751</b>	0,211	0,190	-0,021
Calcium	0,872	<b>0,714</b>	0,568	-0,132	0,145
Natrium	0,707	<b>0,711</b>	0,231	0,363	0,126
Hydrogencarbonat	0,900	0,524	<b>0,769</b>	0,061	0,175
pH-Wert	0,641	-0,040	<b>0,752</b>	-0,113	-0,248
Magnesium	0,823	0,555	<b>0,645</b>	0,312	0,044
Temperatur	0,470	0,128	<b>0,569</b>	0,217	0,287
Mangan	0,822	0,224	-0,028	<b>0,878</b>	0,024
Eisen	0,784	0,207	0,020	<b>0,856</b>	0,093
Nitrat	0,664	0,464	-0,339	<b>-0,573</b>	-0,076
Aluminium	0,637	-0,090	-0,025	0,038	<b>0,792</b>
Kalium	0,674	0,195	0,091	0,072	<b>0,789</b>

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 4 Faktoren mit Eigenwerten > 1

**Variablenzahl:** 11

	$\Sigma$ Faktor 1–4	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Eigenwerte:	8,698	4,890	1,410	1,225	1,173
% der Gesamtstreuung:	79,1	44,4	12,8	11,1	10,7
Variable	Kommu- nalität	Ladung Faktor 1	Ladung Faktor 2	Ladung Faktor 3	Ladung Faktor 4
Natrium	0,795	<b>0,857</b>	0,155	-0,088	-0,171
Chlorid	0,848	<b>0,843</b>	0,029	-0,026	0,370
Kalium	0,750	<b>0,741</b>	0,292	-0,269	-0,208
Sulfat	0,664	<b>0,728</b>	0,217	0,245	0,167
Magnesium	0,690	<b>0,658</b>	0,275	0,415	0,098
Höhe	0,784	-0,187	<b>-0,837</b>	0,033	-0,217
Temperatur	0,753	0,125	<b>0,819</b>	-0,068	-0,247
Hydrogencarbonat	0,899	0,548	<b>0,621</b>	0,458	0,055
Calcium	0,873	0,522	<b>0,559</b>	0,357	0,400
pH-Wert	0,778	-0,050	-0,059	<b>0,862</b>	-0,172
Nitrat	0,862	0,027	0,004	-0,155	<b>0,915</b>

Tab. 22. Faktorenanalytische Auswertung „Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten“

**Datensatz:** 368 Wasseranalysen  
**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 4 Faktoren mit Eigenwerten > 1  
**Matrixrotation:** Varimax-Verfahren (orthogonale Rotation)  
**Variablenzahl:** 16

	$\Sigma$ Faktor 1–4	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Eigenwerte:	12,462	6,878	2,582	1,812	1,190
% der Gesamtstreuung:	77,9	43,0	16,1	11,3	7,4
Variable	Kommunalität	Ladung Faktor 1	Ladung Faktor 2	Ladung Faktor 3	Ladung Faktor 4
Höhe	0,831	<b>-0,889</b>	0,045	-0,183	-0,079
Kalium	0,668	<b>0,787</b>	0,147	-0,077	0,148
Hydrogencarbonat	0,927	<b>0,751</b>	0,348	0,423	0,251
Sauerstoff	0,843	<b>-0,712</b>	-0,114	-0,558	0,109
Calcium	0,919	<b>0,651</b>	0,558	0,359	0,235
Temperatur	0,555	<b>0,592</b>	-0,154	0,299	-0,302
Aluminium	0,583	<b>-0,568</b>	-0,017	0,072	0,505
Chlorid	0,802	-0,145	<b>0,844</b>	-0,019	-0,261
Natrium	0,881	0,394	<b>0,840</b>	-0,132	0,047
Leitfähigkeit	0,956	0,551	<b>0,684</b>	0,393	0,176
Sulfat	0,573	-0,056	<b>0,669</b>	0,304	0,172
Magnesium	0,937	0,461	<b>0,610</b>	0,555	0,213
Nitrat	0,616	-0,151	<b>0,462</b>	-0,443	0,429
Mangan	0,931	0,129	0,150	<b>0,937</b>	0,119
Eisen	0,868	0,143	0,057	<b>0,919</b>	0,014
pH-Wert	0,573	0,182	0,008	0,101	<b>0,728</b>

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 3 Faktoren mit Eigenwerten > 1  
**Variablenzahl:** 11

	$\Sigma$ Faktor 1–3	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
Eigenwerte:	7,936	4,707	2,158	1,071
% der Gesamtstreuung:	72,1	42,8	19,6	9,7
Variable	Kommunalität	Ladung Faktor 1	Ladung Faktor 2	Ladung Faktor 3
Höhe	0,790	<b>-0,845</b>	0,049	-0,270
Kalium	0,658	<b>0,770</b>	0,172	-0,190
Hydrogencarbonat	0,920	<b>0,760</b>	0,286	0,510
Temperatur	0,547	<b>0,714</b>	-0,191	0,016
Calcium	0,926	<b>0,635</b>	0,457	0,560
Chlorid	0,755	-0,127	<b>0,859</b>	-0,014
Natrium	0,807	0,283	<b>0,850</b>	0,068
Nitrat	0,484	-0,292	<b>0,470</b>	0,422
pH-Wert	0,603	0,076	-0,074	<b>0,769</b>
Magnesium	0,855	0,530	0,510	<b>0,560</b>
Sulfat	0,592	0,080	0,531	<b>0,551</b>

Tab. 23. Faktorenanalytische Auswertung „Wässer aus Grundwasserstollen“

**Datensatz:** 199 Wasseranalysen  
**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 4 Faktoren mit Eigenwerten > 1  
**Matrixrotation:** Varimax-Verfahren (orthogonale Rotation)  
**Variablenzahl:** 14

	$\Sigma$ Faktor 1-4	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Eigenwerte:	11,455	4,346	3,411	2,498	1,200
% der Gesamtstreuung:	81,8	31,0	24,4	17,8	8,6
<b>Variable</b>	<b>Kommunalität</b>	<b>Ladung Faktor 1</b>	<b>Ladung Faktor 2</b>	<b>Ladung Faktor 3</b>	<b>Ladung Faktor 4</b>
Magnesium	0,691	<b>0,921</b>	-0,227	0,097	-0,149
Leitfähigkeit	0,957	<b>0,836</b>	0,085	0,482	0,135
Calcium	0,953	<b>0,820</b>	-0,104	-0,254	0,453
Sulfat	0,921	<b>0,795</b>	0,497	-0,200	-0,048
Kieselsäure	0,655	<b>0,602</b>	-0,208	-0,348	0,358
Kalium	0,740	0,137	<b>0,831</b>	-0,104	0,141
Hydrogencarbonat	0,889	0,432	<b>-0,777</b>	-0,200	0,245
Aluminium	0,702	0,311	<b>0,727</b>	-0,006	-0,277
Nitrat	0,582	-0,253	<b>0,715</b>	0,075	-0,005
pH-Wert	0,516	0,140	<b>-0,558</b>	-0,203	0,379
Natrium	0,964	0,117	-0,005	<b>0,968</b>	-0,120
Chlorid	0,981	-0,165	0,064	<b>0,967</b>	-0,123
Temperatur	0,761	-0,002	-0,264	-0,067	<b>0,829</b>
Höhe	0,902	-0,295	-0,553	0,224	<b>-0,678</b>

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 3 Faktoren mit Eigenwerten > 1  
**Variablenzahl:** 11

	$\Sigma$ Faktor 1-3	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
Eigenwerte:	8,210	4,419	2,257	1,534
% der Gesamtstreuung:	74,6	40,2	20,5	13,9
<b>Variable</b>	<b>Kommunalität</b>	<b>Ladung Faktor 1</b>	<b>Ladung Faktor 2</b>	<b>Ladung Faktor 3</b>
Hydrogencarbonat	0,919	<b>0,858</b>	0,056	0,424
Temperatur	0,680	<b>0,823</b>	-0,027	-0,045
Calcium	0,969	<b>0,812</b>	0,060	0,553
Höhe	0,611	<b>-0,776</b>	-0,082	0,046
Nitrat	0,569	<b>-0,749</b>	-0,072	-0,045
pH-Wert	0,547	<b>0,575</b>	-0,437	0,158
Chlorid	0,840	-0,026	<b>0,906</b>	-0,140
Natrium	0,881	0,286	<b>0,889</b>	0,097
Kalium	0,439	-0,059	<b>0,655</b>	0,082
Sulfat	0,840	-0,120	-0,079	<b>0,905</b>
Magnesium	0,915	0,416	0,118	<b>0,854</b>

**Tab. 24.** Faktorenanalytische Auswertung „**Quellwässer aus unterdevonischen Schiefern**“

**Datensatz:** 590 Wasseranalysen

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 5 Faktoren mit Eigenwerten > 1

**Matrixrotation:** Varimax-Verfahren (orthogonale Rotation)

**Variablenzahl:** 18

	$\Sigma$ Faktor 1-5	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5
Eigenwerte:	14,684	6,029	3,695	2,320	1,611	1,029
% der Gesamtstr.:	81,6	33,5	20,5	12,9	8,9	5,7
Variable	Kommunalität	Ladung Faktor 1	Ladung Faktor 2	Ladung Faktor 3	Ladung Faktor 4	Ladung Faktor 5
Chlorid	0,963	<b>0,981</b>	-0,019	-0,003	0,015	-0,013
Chrom	0,934	<b>0,961</b>	0,068	0,039	-0,005	-0,060
Natrium	0,851	<b>0,916</b>	0,091	-0,022	0,027	0,050
Leitfähigkeit	0,980	<b>0,861</b>	0,390	0,008	0,215	0,200
Magnesium	0,775	<b>0,632</b>	0,509	-0,009	0,255	0,225
Hydrogencarbonat	0,801	0,126	<b>0,865</b>	-0,093	0,151	0,074
Höhe	0,691	-0,234	<b>-0,777</b>	-0,049	-0,027	0,173
Kieselsäure	0,587	-0,001	<b>0,757</b>	0,047	-0,094	0,050
pH-Wert	0,680	0,103	<b>0,641</b>	-0,415	0,136	-0,260
Calcium	0,834	0,575	<b>0,629</b>	-0,033	0,224	0,238
Mangan	0,931	-0,037	-0,010	<b>0,962</b>	0,030	-0,057
Aluminium	0,925	-0,039	-0,156	<b>0,944</b>	-0,061	0,059
Nickel	0,817	0,099	-0,227	<b>0,853</b>	0,054	0,161
Fluorid	0,819	0,012	0,356	<b>0,813</b>	0,019	0,176
Phosphat	0,844	-0,042	0,031	0,004	<b>0,917</b>	-0,001
Kalium	0,856	0,257	0,104	0,022	<b>0,882</b>	-0,014
Sulfat	0,710	0,258	0,246	0,216	0,217	<b>0,699</b>
Redoxpotential	0,687	-0,038	-0,386	0,115	-0,270	<b>0,671</b>

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 3 Faktoren mit Eigenwerten > 1

**Variablenzahl:** 11

	$\Sigma$ Faktor 1-3	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
Eigenwerte:	7,539	4,441	1,856	1,242
% der Gesamtstreuung:	68,5	40,4	16,9	11,3
Variable	Kommunalität	Ladung Faktor 1	Ladung Faktor 2	Ladung Faktor 3
Hydrogencarbonat	0,889	<b>0,942</b>	-0,008	0,027
Höhe	0,655	<b>-0,792</b>	-0,067	-0,151
Calcium	0,818	<b>0,760</b>	0,353	0,340
pH-Wert	0,538	<b>0,732</b>	0,012	0,040
Magnesium	0,784	<b>0,637</b>	0,404	0,464
Chlorid	0,917	0,068	<b>0,941</b>	0,161
Natrium	0,878	0,162	<b>0,905</b>	0,182
Kalium	0,547	0,137	0,199	<b>0,699</b>
Nitrat	0,580	0,007	0,307	<b>0,697</b>
Temperatur	0,545	0,149	-0,269	<b>0,671</b>
Sulfat	0,388	0,136	0,208	<b>0,571</b>

Tab. 25. Faktorenanalytische Auswertung „Quellwässer aus unterdevonischen Quarziten“

**Datensatz:** 281 Wasseranalysen

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 4 Faktoren mit Eigenwerten > 1

**Matrixrotation:** Varimax-Verfahren (orthogonale Rotation)

**Variablenzahl:** 18

	$\Sigma$ Faktor 1-4	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Eigenwerte:	15,573	7,360	4,438	2,427	1,348
% der Gesamtstreuung:	86,5	40,9	24,7	13,5	7,5
<b>Variable</b>	<b>Kommunalität</b>	<b>Ladung Faktor 1</b>	<b>Ladung Faktor 2</b>	<b>Ladung Faktor 3</b>	<b>Ladung Faktor 4</b>
Leitfähigkeit	0,988	<b>0,992</b>	-0,006	0,016	0,060
Chlorid	0,895	<b>0,934</b>	-0,090	-0,117	0,027
Calcium	0,965	<b>0,919</b>	-0,126	0,308	-0,104
Natrium	0,850	<b>0,892</b>	-0,146	-0,156	0,096
Magnesium	0,821	<b>0,846</b>	0,055	0,305	-0,100
Hydrogencarbonat	0,945	<b>0,775</b>	-0,146	0,206	-0,530
Sulfat	0,923	<b>0,734</b>	0,127	0,143	0,589
Zink	0,962	<b>0,734</b>	0,127	0,143	0,589
Cadmium	0,989	-0,141	<b>0,931</b>	-0,210	0,241
Mangan	0,825	0,144	<b>0,889</b>	-0,035	0,115
Aluminium	0,789	-0,171	<b>0,864</b>	-0,109	-0,020
Temperatur	0,860	0,002	-0,188	<b>0,905</b>	-0,073
DOC	0,667	0,035	-0,110	<b>0,788</b>	0,180
Eisen	0,721	0,009	-0,012	<b>0,759</b>	-0,381
Kieselsäure	0,921	0,631	-0,120	<b>0,704</b>	0,111
Höhe	0,806	-0,330	0,553	<b>-0,580</b>	-0,235
Nickel	0,846	0,114	0,569	0,114	<b>0,705</b>
pH-Wert	0,800	0,427	-0,496	0,231	<b>-0,564</b>

**Faktorenanalyse:** Hauptkomponentenanalyse, 3 Faktoren mit Eigenwerten > 1

**Variablenzahl:** 11

	$\Sigma$ Faktor 1-3	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
Eigenwerte:	7,948	4,246	2,258	1,444
% der Gesamtstreuung:	72,3	38,6	20,5	13,1
<b>Variable</b>	<b>Kommunalität</b>	<b>Ladung Faktor 1</b>	<b>Ladung Faktor 2</b>	<b>Ladung Faktor 3</b>
Sulfat	0,829	<b>0,897</b>	-0,115	-0,101
Chlorid	0,783	<b>0,800</b>	0,313	0,211
Natrium	0,751	<b>0,788</b>	0,312	0,178
Magnesium	0,696	<b>0,690</b>	0,437	0,170
Kalium	0,401	<b>0,576</b>	-0,202	0,171
Hydrogencarbonat	0,912	0,121	<b>0,947</b>	-0,011
pH-Wert	0,756	-0,113	<b>0,827</b>	0,246
Calcium	0,877	0,451	<b>0,816</b>	-0,085
Nitrat	0,401	0,391	<b>-0,406</b>	-0,287
Temperatur	0,844	0,095	-0,087	<b>0,909</b>
Höhe	0,700	-0,236	-0,298	<b>-0,745</b>

Zur faktorenanalytischen Berechnung wurden die Datensätze der Wasseranalysen nach der Herkunft der Grundwässer getrennt. Dazu wurden Wässer aus Brunnen, Grundwasserstollen und Quellen unterschieden. Eine weitere Untergliederung der Daten erfolgte nach der Petrographie der Grundwasserleiter, wobei die Zuordnung entsprechend der hydrogeologischen Großeinheiten in quarzitisches und schiefrige unterdevonische Gesteine erfolgte. Für die Wässer aus den Grundwasserstollen wurde keine weitere Aufteilung vorgenommen, da diese vorwiegend aus quarzitischen Kluffundwasserleitern stammen.

Resultierend aus der beschriebenen Auftrennung der Datensätze, wurden zehn faktorenanalytische Berechnungen durchgeführt, zwei für jeden Datensatz. Die Anzahl der in die Auswertungen eingegangenen Wasseranalysen ist in den Tab. 21–25 angegeben. Diese Tabellen mit den Ergebnissen der Faktorenanalysen sind zweigeteilt.

In den ersten Abschnitten sind Ergebnisse der Berechnungen wiedergegeben, für die die maximale Anzahl an geeigneten Variablen eingesetzt wurde.

Für die Berechnungen der zweiten Tabellenabschnitte wurden 11 jeweils gleiche Variablen eingesetzt, die auch Quadflieg (1990a) bei faktorenanalytischen Untersuchungen von Buntsandstein-Wässern benutzt hat.

Damit wird der direkte Vergleich mit den Ergebnissen Quadfliegs ermöglicht. Die Anzahl der Faktoren schwankt bei den hier vorgestellten Berechnungen zwischen drei und fünf, da bei der Faktorenextraktion keine feste Faktorenzahl vorgegeben wurde. Vielmehr wurden alle Faktoren mit Eigenwerten > 1 einbezogen. Die Variablen sind in den Tabellen nach ihrer Faktorenladung in absteigender Folge geordnet, wobei die auf Faktor 1 hoch ladenden Variablen an erster Stelle stehen. Die jeweils höchste Faktorenladung einer Variablen ist fett gedruckt.

### 11.3 Interpretation der faktorenanalytischen Berechnungen

In Tab. 26 sind die Ergebnisse der unterschiedlichen Faktorenanalysen zusammengefasst, wobei alle Variablen nur dem einen Faktor zugerechnet sind, auf den sie am höchsten la-

den. Dargestellt sind die Ergebnisse der Berechnungen mit maximaler Variablenzahl (obere Tabellenabschnitte von Tab. 21–25).

**Tab. 26.** Zusammenfassung der Ergebnisse faktorenanalytischer Untersuchungen von Grundwässern des südlichen Taunus (Tab. 21–25), Berechnungen mit maximaler Variablenzahl

	<b>Faktor 1</b>	<b>Faktor 2</b>	<b>Faktor 3</b>	<b>Faktor 4</b>	<b>Faktor 5</b>
<b>Brunnenwässern aus unterdevonischen Schiefern</b>	Ca, Na, Cl, SO <sub>4</sub> , Leitf., <b>a)</b>	Mg, HCO <sub>3</sub> , Temp., pH, <b>b)</b>	Mn, Fe, NO <sub>3</sub>	Al, K	
<b>Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten</b>	Ca, Al, K, O <sub>2</sub> , HCO <sub>3</sub> , Temp., Höhe, <b>b)</b>	Mg, Na, Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , Leitf., <b>a)</b>	Mn, Fe	pH	
<b>Stollenwässer aus unterdevonischen Gesteinen</b>	Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , SiO <sub>2</sub> , Leitf., <b>a)</b>	Al, K, NO <sub>3</sub> , HCO <sub>3</sub> , pH, <b>c)</b>	Na, Cl, <b>d)</b>	Temperatur, Höhe	
<b>Quellwässer aus unterdevonischen Schiefern</b>	Mg, Na, Cr, Cl, Leitf., <b>a)</b>	Ca, HCO <sub>3</sub> , SiO <sub>2</sub> , pH, Höhe, <b>b)</b>	Al, Mn, Ni, F, <b>c)</b>	K, PO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub> , Redox.
<b>Quellwässer aus unterdevonischen Quarziten</b>	Ca, Mg, Na, Zn, Cl, SO <sub>4</sub> , HCO <sub>3</sub> , Leitf., <b>a)</b>	Al, Mn, Cd, <b>c)</b>	Fe, SiO <sub>2</sub> , DOC, Temp., Höhe, <b>b)</b>	Ni, pH	

**a)** geogener Faktor der Wasserbeschaffenheit  
**b)** Höhenlage-Faktor

**c)** Versauerungs-Faktor  
**d)** Auftausalz Einfluß-Faktor

### 11.3.1 Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefeln

Der erste Faktor ist durch hohe Faktorenladungen der Variablen Calcium, Natrium, Chlorid, Sulfat und elektr. Leitfähigkeit charakterisiert. Dem Faktor kommt eine große Bedeutung zu, da er 40,1 % der Gesamtstreuung aller Variablen erklärt (Tab. 21). Da auch die Variablen Magnesium, Hydrogencarbonat und Nitrat erhöhte Ladungen auf Faktor 1 besitzen, sind durch diesen Faktor die Hauptionen der Wässer repräsentiert. Der Faktor wird darum als **geogener Faktor der Wasserbeschaffenheit** bezeichnet.

Sehr viel geringere Bedeutung kommt dem zweiten Faktor zu, er erklärt nur 10 % der Gesamtstreuung. Hohe Faktorenladungen zeigen hier die Variablen Magnesium, Hydrogencarbo-

nat, pH-Wert und Temperatur, erhöhte Ladungen sind für Calcium und elektr. Leitfähigkeit festzustellen. Bei Einbeziehung der Variablen Höhe (Geländehöhe des Bohransatzpunktes) zeigt auch diese eine hohe und zwar negative Faktorenladung (siehe Abschnitt 2 der Tab. 21) auf Faktor 2. Der zweite Faktor ist von Variablen bestimmt, die von der geographischen Lage der Brunnen abhängen, er wird als **Höhenlage-Faktor** umschrieben.

Die Dominanz des **geogenen Faktors der Wasserbeschaffenheit** verdeutlicht, daß die Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefeln zur Zeit keine bedeutenden Anzeichen der Grundwasserversauerung zeigen.

### 11.3.2 Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten

Wie für die Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefeln sind auch hier die beiden Faktoren **geogener Faktor der Wasserbeschaffenheit** und **Höhenlage-Faktor** zu erkennen (Tab. 22). Im Gegensatz zur ersten Faktorenanalyse ist die Reihenfolge und damit die Bedeutung dieser Faktoren allerdings vertauscht. Durch den **Höhenlage-Faktor** (Faktor 1) werden 43 % der Gesamtstreuung erklärt, durch den **geogenen**

**Faktor der Wasserbeschaffenheit** (Faktor 2) nur 16,1 %. Der **Höhenlage-Faktor** beinhaltet für die Quarzit-Brunnenwässer zusätzlich die Variablen Aluminium, Kalium und Sauerstoff.

Die große Bedeutung des **Höhenlage-Faktors** und die hohe Faktorenladung des Aluminiums weisen auf eine erhöhte Versauerungsempfindlichkeit der Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten hin.

### 11.3.3 Stollenwässer aus unterdevonischen Gesteinen

Der erste Faktor der Stollenwässer, der 31 % der Gesamtstreuung erklärt, wird als **geogener Faktor der Wasserbeschaffenheit** angesprochen (Tab. 23). Im Gegensatz zu den Brunnenwässern sind die Variablen Natrium und Chlorid nicht in diesem Faktor enthalten, sie bilden hier den unabhängigen Faktor 3. Dieser dritte Faktor erklärt 17,8 % der Gesamtstreuung der Variablen und ist demnach nicht unbedeutend, er wird als **Auftausalz-Einfluß-Faktor** bezeichnet.

Der zweite Faktor beinhaltet Variablen hoher Faktorenladung, die auch im **Höhenlage-Faktor** der Brunnenwässer vertreten sind. Größere Bedeutung zeigen für diesen Faktor, der 24,4 % der Gesamtstreuung erklärt, jedoch auch die Variablen Aluminium, Nitrat, Sulfat und pH-Wert. Aus diesem Grunde wird er als **Versauerungs-Faktor** angesprochen.

Aufgrund der Faktorenanalyse ist ein Versauerungseinfluß auf die Wässer aus Grundwasserstollen klar zu erkennen.

### 11.3.4 Quellwässer aus unterdevonischen Schiefern

Der erste Faktor der Quellwässer aus unterdevonischen Schiefern entspricht dem **geogenen Faktor der Wasserbeschaffenheit**, er erklärt 33,5 % der Gesamtstreuung (Tab. 24).

Entsprechend den Brunnenwässern aus unterdevonischen Schiefern, ist der zweite Faktor als **Höhenlage-Faktor** zu bezeichnen. Die Bedeutung dieses Faktors ist ebenfalls groß, er erklärt 20,5 % der Gesamtstreuung.

Faktor 3 dieser Berechnung wird als **Versauerungs-Faktor** bezeichnet. Variablen hoher Faktorenladung sind hier Aluminium, Man-

gan, Nickel, Fluorid und, mit etwas geringerer Ladung, die Variable pH-Wert.

Der Faktor **Versauerung** rangiert in der Bedeutung für die Quellwässer an dritter Stelle, größere Bedeutung haben die **Faktoren geogene Wasserbeschaffenheit** und **Höhenlage**. Damit ähnelt diese Faktorenanalyse der Berechnung für die Brunnenwässer aus schiefrigen Gesteinen. Deutlich sind jedoch Einflüsse der Grundwasserversauerung im dritten Faktor zu erkennen.

### 11.3.5 Quellwässer aus unterdevonischen Quarziten

Wie für die Quellwässer aus schiefrigen Gesteinen, ist der erste Faktor, der 40,9 % der Gesamtstreuung erklärt, als **geogener Faktor der Wasserbeschaffenheit** zu bezeichnen (Tab. 25). Der zweite Faktor beinhaltet die Variablen Aluminium, Mangan und Cadmium, weiterhin zeigen die Variablen Höhe, pH-Wert und Nickel erhöhte Faktorenladungen. Faktor 2 erklärt 24,7 % der Gesamtstreuung, er ist als **Versauerungs-Faktor** zu bewerten. Im dritten Faktor

besitzen Höhe, Temperatur, Kieselsäure, Eisen und DOC hohe Faktorenladungen, er repräsentiert den **Höhenlage-Faktor**.

Im Vergleich zu den Quellwässern aus unterdevonischen Schiefern ist die Rangfolge der Faktoren **Versauerung** und **Höhenlage** vertauscht. Damit wird unterstrichen, daß die Quellwässer aus quarzitischen Gesteinen sehr viel stärkere Versauerungserscheinungen aufweisen.

## 11.4 Vergleich mit faktorenanalytischen Berechnungen aus dem Buntsandstein

Tab. 27 faßt die Ergebnisse der faktorenanalytischen Berechnungen zusammen, die mit den gleichen Variablen durchgeführt wurden, wie sie auch Quadflieg (1990a) benutzte (Tab. 21-25, untere Abschnitte).

Bei Vergleich der Tab. 26 und 27 zeigen sich z.T. Unterschiede bei der Verteilung der Variablen auf die einzelnen Faktoren. Diese Unterschiede liegen in der Auswahl der Variablen begründet, sie verändern die grundsätzlichen Aussagen der Faktorenanalysen allerdings nicht.

Quadflieg beschreibt anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit, die sich in

erhöhten Faktorenladungen für Chlorid und Nitrat bemerkbar machen. Hohe Ladungen für Sulfat werden durch mehrere sich überschneidende Einflüsse erklärt. Einerseits spielt die Sulfatlösung gipshaltiger Schichten des Buntsandsteins eine Rolle, andererseits drückt sich darin auch ein zunehmender Einfluß der Versauerung aus, wobei das Sulfat als Anion in Konkurrenz zum Hydrogencarbonat tritt. Die Aussagekraft der Variablen Höhe und Temperatur ist für die Buntsandstein-Wässer relativ gering, was sich in Kommunalitäten unter 0,40 bemerkbar macht.

Ähnlich wie von Quadflieg für die Wässer des nordhessischen Buntsandsteins ermittelt, machen sich auch in den Grundwässern des südlichen Taunus anthropogene Einflüsse durch hohe Faktorenladungen der Ionen Natrium, Chlorid (Auftausalze) und Nitrat (vorwiegend atmogener Eintrag) bemerkbar. Erhöhte Faktorenladungen für Sulfat sind, besonders in den

quarzitischen Gesteinen des Hochtaunus, vollständig auf atmogene Einträge zurückzuführen. Sulfat-Lösungsprozesse innerhalb dieser Gesteine sind kaum zu erwarten. Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus dem Buntsandstein kommt den Variablen Höhe und Temperatur im südlichen Taunus eine größere Bedeutung zu, dies drückt sich in höheren Kommunalitäten aus.

**Tab.27.** Zusammenfassung der Ergebnisse faktorenanalytischer Untersuchungen von Grundwässern des südlichen Taunus (Tab. 21–25), Berechnungen mit fester Anzahl von 11 Variablen

	<b>Faktor 1</b>	<b>Faktor 2</b>	<b>Faktor 3</b>	<b>Faktor 4</b>
<b>Brunnenwässer aus unterdevonischen Schiefern</b>	Mg, Na, K, Cl, SO <sub>4</sub>	Ca, HCO <sub>3</sub> , Temp., Höhe	pH	NO <sub>3</sub>
<b>Brunnenwässer aus unterdevonischen Quarziten</b>	Ca, K, HCO <sub>3</sub> , Temp., Höhe	Na, Cl, NO <sub>3</sub>	Mg, SO <sub>4</sub> , pH	
<b>Stollenwässer aus unterdevonischen Gesteinen</b>	Ca, HCO <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> , pH, Temp., Höhe	Na, K, Cl	Mg, SO <sub>4</sub>	
<b>Quellwässer aus unterdevonischen Schiefern</b>	Ca, Mg, HCO <sub>3</sub> , pH, Höhe	Na, Cl	K, NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , Temp.	
<b>Quellwässer aus unterdevonischen Quarziten</b>	Mg, Na, K, Cl, SO <sub>4</sub>	Ca, HCO <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> , pH	Temp., Höhe	

## 12. Praktische Anwendung von Ergebnissen des Forschungsvorhabens zur Bewertung der Grundwasser- versauerung

Neben den wissenschaftlichen Untersuchungen zur Hydrogeologie des Südtanuns, hatte das Forschungsvorhaben die Erarbeitung eines auch in anderen Gebieten einsetzbaren geohydraulisch-hydrochemischen Instrumentariums zur Beurteilung des Versauerungszustandes von Oberflächen- und Grundwässern zum Ziel.

Es wird eine Anleitung zur praktischen An-

wendung von Meß- und Auswertemethoden gegeben, mit deren Hilfe eine lokale oder auch flächenhafte Erfassung der Grundwasser-  
versauerung ermöglicht wird. Bei der Auswahl der hier aufgeführten Untersuchungsparameter wurden überwiegend solche berücksichtigt, die kostengünstig und ohne hohen Zeitaufwand zu ermitteln sind.

### 12.1 Zur Bedeutung der Grundwasserversauerung für die wasserwirtschaftliche Nutzung

Grundwasser wird meist mit dem Ziel gefördert, ein für den Menschen nutzbares Trinkwasser zu gewinnen. Um der Trinkwasser-  
versorgung zu genügen, wird es dabei immer häufiger

notwendig das Wasser aufzubereiten. Daher ist ein Grundwasser umso wertvoller, je geringer die nötigen Aufbereitungsmaßnahmen sind.

Die Grundwasserversauerung bewirkt aus

wasserwirtschaftlicher Sicht eine deutliche Qualitätsminderung des Wassers. Augenfälligstes Negativmerkmal sind dabei dessen niedrige pH-Werte, die häufig mit erhöhten Aluminium- und teilweise auch mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen verbunden sind. Zur Nutzung als Trinkwasser muß der pH-Wert des Grundwassers durch technische Maßnahmen in den Bereich zwischen pH 6,5–9,5 angehoben werden.

Bei pH-Werten des Rohwassers unter ca. 5, welche durch den Eintrag saurer Depositionen häufig erreicht werden, ist damit zu rechnen, daß verstärkt Schwermetall- und Aluminiumionen in Lösung gehen (siehe Kap. 8.6). Die Konzentrationen dieser unerwünschten Wasserinhaltsstoffe überschreiten oft die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung. Böden und Gesteine werden dabei meist zur geogenen Emissions-

quelle der toxisch wirkenden Lösungsfracht, auch ohne den zusätzlichen Einfluß anthropogener Verunreinigungen (siehe Kap. 8.1). Dies gilt insbesondere für das Aluminium, eines der häufigsten Elemente der kontinentalen Erdkruste. Selbst in den sauren Grundwässern der relativ aluminiumarmen quarzitären Gesteine des Taunus ist fast immer die entsprechend dem herrschenden pH-Wert maximal mögliche Aluminiummenge gelöst.

Durch eine Erhöhung der pH-Werte im Rahmen der Wasseraufbereitung (auf Werte  $>$  pH 6,5) kommt es zur quantitativen Ausfällung der Schwermetall- und Aluminiumionen. Um die entstehenden partikulären Verbindungen dieser Metalle aus dem Wasser zu entfernen, wird eine nachgeschaltete Feinfiltration notwendig.

## 12.2 Vorgehensweise zur Ermittlung des Versauerungszustands und der Versauerungsempfindlichkeit von Grundwässern

Unter dem Versauerungszustand eines Grundwassers wird die aktuelle Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit verstanden, verursacht durch die Auswirkungen saurer Depositionen.

Der Versauerungszustand kann anhand des pH-Wertes, ergänzt durch das Konzentrationsverhältnis bestimmter durch chemische Wasseranalysen zu ermittelnder Hauptionen, angegeben werden.

Wichtiger als der Versauerungszustand ist die Versauerungsempfindlichkeit eines Wassers, die eine Prognose künftiger Entwicklungen der Grundwasserversauerung ermöglicht. Die Bestimmung der Versauerungsempfindlichkeit verlangt eine umfangreichere Datenbasis, mit deren Hilfe jahreszeitliche Variationen der Wasserbeschaffenheit erfaßt und berücksichtigt werden können.

Besonders versauerungsgefährdet sind solche Grundwasserleiter, in denen das Carbonat-Puffersystem keinen entscheidenden Beitrag zur Regulierung des pH-Wertes leistet.

Die einzusetzenden Methoden zur Abschätzung der Grundwasserversauerung sind vom geohydraulischen Tiefenniveau des zu untersuchenden Grundwasserleiters abhängig, aus dem das Wasser gefördert wird.

Die Beschaffenheit oberflächennaher Grundwässer ist häufig stark von jahreszeitlichen Effekten beeinflusst, wobei der Anteil des Zwischenabflusses am Gesamtabfluß eine entscheidende Rolle spielt (siehe Kap. 8.4).

Von geringerer Bedeutung sind dagegen jahreszeitliche Schwankungen der Wasserbeschaffenheit für Grundwässer aus tieferen Bereichen der Grundwasserleiter. Dies gilt, wie die Ergebnisse aus dem Südaunus zeigen, auch für Kluftgrundwasserleiter aus sehr pufferungsarmen quarzitären Gesteinen. Hier ist mit zunehmender Verweilzeit des Wassers eine deutliche Abnahme der Versauerungserscheinungen festzustellen (Kap. 4).

## 12.2.1 Geohydraulische Charakterisierung der Grundwasserleiter

Die gesteinspezifischen geohydraulischen Eigenschaften der Grundwasserleiter können den Ablauf hydrochemischer Prozesse im Grundwasser nachhaltig beeinflussen. Dies gilt auch für Kluftgrundwasserleiter, obwohl deren für Wasser-Gesteins-Interaktionen zur Verfügung stehende reaktive Oberfläche im Vergleich zu Porengrundwasserleitern relativ gering ist. Günstige wasserleitende Eigenschaften von Kluftgesteinen, in Verbindung mit kurzen Verweilzeiten der Wässer in pufferungsarmem Gestein, behindern den Ablauf versauerungsmindernder Prozesse innerhalb der Grundwasserleiter. Gerade solche günstigen geohydraulischen Eigenschaften sind aber von wasserwirtschaftlichem Interesse, da sie mit erhöhten Brunnenleistungen und Quellschüttungen verbunden sind.

Neben hydrochemischen Untersuchungen ist zur Bewertung der Grundwasserversauerung daher auch die geohydraulische Charakterisierung der Grundwasserleiter sinnvoll, wie in den vorhergehenden Kapiteln gezeigt wurde.

Umfangreiche Erläuterungen der nachfolgend nur stichwortartig aufgelisteten Untersuchungsmethoden sind in den jeweils angegebenen Kapiteln der vorliegenden Arbeit zu finden. Die fett gedruckten Anstriche beinhalten Methoden, die mit relativ geringem Kosten- und Zeitaufwand nach Auswertung von Archivdaten anwendbar sind.

### a) Geohydraulische Untersuchung von Quellen und Grundwasserstollen:

- Regelmäßige Schüttungsmessungen (ca. im Dekadenabstand) über den Zeitraum von mindestens einem Jahr und Erstellung von Auslaufkurven (siehe Kap. 2 und 4).

- Ermittlung von Auslaufkoeffizienten aus den Schüttungsdaten (siehe Kap. 4).
- Abschätzung des in der gesamten Schüttungsmenge enthaltenen Zwischenabflusses (siehe Kap. 4 und 6).
- Klassifikation der Quellen und Grundwasserstollen entsprechend dem Einfluß des Zwischenabflusses auf die Gesamtschüttung (siehe Kap. 4).

Starke Schüttungsvariabilitäten in Verbindung mit hohen Zwischenabflußanteilen deuten meist darauf hin, daß eine verstärkte Versauerungsgefährdung des betreffenden Grundwassers besteht.

Weiterführende Untersuchungen:

- Sauerstoffisotopenuntersuchung zur Bestimmung der mittleren Verweilzeiten der Wässer im Grundwasserleiter (siehe Kap. 6).

### b) Geohydraulische Untersuchung von Brunnen:

- **Auswertung vorhandener Pumpversuche** oder Durchführung eigener Pumpversuche (siehe Kap. 5).
- **Ermittlung der Leistungs-/Absenkungsquotienten bzw. auch der Transmissivitäten** (siehe Kap. 5).

Hohe Transmissivitäten und Leistungs-/Absenkungsquotienten innerhalb pufferungsarmer Kluftgesteine sind häufig mit einer erhöhten Versauerungsgefährdung der Wässer verbunden.

Weiterführende Untersuchungen:

- Untersuchung von Sauerstoffisotopen und Tritium zur Bestimmung der mittleren Verweilzeiten der Wässer im Grundwasserleiter (siehe Kap. 6).

## 12.2.2 Geochemische Charakterisierung der Grundwässer

Zur Bewertung der Grundwasserversauerung sind eine Reihe unterschiedlicher geochemischer und physikalischer Parameter geeignet. Eine Klassifizierung der Grundwässer nach

Versauerungszustand und Versauerungsempfindlichkeit wird durch Eintragung dieser Parameter oder abgeleiteter Größen in verschiedene Diagramme möglich (siehe Kap. 8 und 9).

Für Übersichtsuntersuchungen und regionale Betrachtungen genügt meist die im Gelände durchzuführende Bestimmung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration.

Zur Prognose der künftigen Versauerungsentwicklung sind eingehendere Untersuchungen notwendig. Hier sind Analysen der anorganischen Hauptinhaltsstoffe des Wassers zu empfehlen. Von Bedeutung für die Versauerungsempfindlichkeit sind vor allem die Konzentrationen der Erdalkalitionen Calcium und Magnesium und der Anionen Sulfat, Nitrat und Hydrogencarbonat (siehe Kap. 8).

Eine weitere Möglichkeit zur Bewertung und Klassifikation der Grundwasserversauerung bietet die Berechnung von Calcitsättigungsgleichgewichten mittels hydrochemisch-thermodynamischer Computerprogramme (siehe Kap. 8 und 9).

Folgende Untersuchungsmethoden sind zur geohydrochemischen Charakterisierung der Grundwasserversauerung geeignet:

#### **a) Geohydrochemische Untersuchung von Quellen und Grundwasserstollen:**

- **Zusammenstellung und Plausibilitätskontrolle aller vorhandenen Daten chemischer Wasseranalysen der zu bewertenden Wassergewinnungsanlagen** (siehe Kap. 8 und 10).
- Regelmäßige Bestimmung (ca. im Dekadenabstand) der Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Hydrogencarbonatkonzentration, z.B. im Rahmen der Schüttungsmessungen (siehe Kap. 8).

- Bei pH-Werten  $< 5$  Entnahme von Wasserproben zur hydrochemischen Vollanalyse und Bestimmung von Schwermetallkonzentrationen und der Aluminiumkonzentration (siehe Kap. 8 und 9).

- **Analyse jahreszeitlicher Variationen der Wasserbeschaffenheit** (siehe Kap. 8).

- **Klassifikation der Grundwasserversauerung durch Darstellung der Meßergebnisse in geeigneten Diagrammen** (siehe Kap. 7–10).

#### **b) Geohydrochemische Untersuchung von Brunnen:**

- **Zusammenstellung und Plausibilitätskontrolle aller vorhandenen Daten chemischer Wasseranalysen der zu bewertenden Wassergewinnungsanlagen** (siehe Kap. 10).

- **Mittelwerte chemischer Analysendaten sind für Grundwässer meist ausreichend.**

- Regelmäßige Bestimmung (ca. im Dekadenabstand) der Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Hydrogencarbonatkonzentration (siehe Kap. 10).

- Bei pH-Werten  $< 5$  Entnahme von Wasserproben zur hydrochemischen Vollanalyse und Bestimmung von Schwermetallkonzentrationen und der Aluminiumkonzentration (siehe Kap. 8–10).

- **Analyse jahreszeitlicher Variationen der Wasserbeschaffenheit** (siehe Kap. 8).

- **Klassifikation der Grundwasserversauerung durch Darstellung der Meßergebnisse in geeigneten Diagrammen** (siehe Kap. 7–10).

## **12.3 Vorgehensweise zur regionalen Beurteilung des Versauerungszustands und der Versauerungsempfindlichkeiten von Grundwässern**

Wie sich im Taunus zeigte, muß zur sinnvollen flächenhaften Darstellung hydrochemischer Daten eine Trennung der Wässer entsprechend dem geohydrologischen Tiefenniveau des zugehörigen Grundwasserleiters erfolgen.

Die Beschaffenheit tiefer Grundwässer ist im Vergleich zu der oberflächennaher Wässer im Normalfall geringeren jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen (siehe Kap. 8.4). Für tiefe Grundwässer kann deshalb meist auf Mittelwer-

te vorhandener chemischer Analysendaten zurückgegriffen werden.

Zur Versauerungsbewertung oberflächennaher Grundwässer sind Stichtaguntersuchungen notwendig. Bei der Terminfestlegung dieser Untersuchungen muß berücksichtigt werden, daß die versauerungsbedingten Beeinträchtigungen der Grundwasserbeschaffenheit im zeitigen Frühjahr, nach der Schneeschmelze, am größten und im Herbst, gegen Ende des hydrologischen Sommerhalbjahres, am geringsten sind (siehe Kap. 8.4).

Die pauschale Einstufung von Quellwässern als oberflächennahe und Brunnenwässern als tiefe Wässer hat sich für die flächenhafte Untersuchung im Taunus als sinnvolle Arbeitsgrundlage erwiesen.

Um den Arbeitsaufwand und die Kosten einer Stichtaguntersuchung niedrig zu halten, kann der Untersuchungsumfang auf die im Gelände zu bestimmenden Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration begrenzt werden. Zur weiterführenden Klassifizierung der Grundwasserversauerung sind jedoch auch hier Analysen der anorganischen Hauptinhaltsstoffe angebracht.

Die Eignung der erhobenen Daten zur Regionalisierung in Form von Kriging-Isolinienkarten muß im Einzelfall durch geostatistische Verfahren überprüft werden. Dabei entscheidet die Verteilungsdichte der Meßpunkte und die flächenbezogene Meßwertvarianz über die Zulässigkeit einer flächenhaften Darstellung der hydrochemischen Daten.

### 13. Literaturverzeichnis

- Anderle, H.-J. (1987): Entwicklung und Stand der Unterdevon-Stratigraphie im südlichen Taunus.- Geol. Jb. Hessen, **115**: 81-98; Wiesbaden.
- Anderle, H.-J. (1991): Erl. geol. Kt. Hessen 1:25000 Bl. 5715 Idstein.- 2. Neubearb. Aufl., 239 S.; Wiesbaden.
- Bache, B. W. (1983): The implications of rock weathering for acid neutralization. - In: Ecological Effects of Acid Deposition. - National Swedish Environment Protection Board - Report 1636: 175-187; Berlins, Arlöv.
- Balázs, Á (1991): Niederschlagsdeposition in Waldgebieten des Landes Hessen - Ergebnisse von den Mess-Stationen der „Waldökosystemstudie Hessen“. - Forschungsberichte Hess. forstl. Versuchsanstalt, Bd. 11: 168 S., Hess. Min. Landesentw., Wohnen, Landw., Forsten u. Naturschutz; Hann. Münden.
- Balázs, Á., Brechtel, H. M. & Führer, H.-W. (1992): Saure atmosphärische Niederschlagsdepositionen und ihre Auswirkungen auf die chemische Qualität von Quellwasser im Hessischen Buntsandstein-Mittelgebirge. - Forstw. Cbl., **111**: 156-168; Hamburg-Berlin (Parey).
- Baltrusch, M., Hanewald, K., Siegmund, A., Stec-Lazaj, W. & Wunderlich, W. (1992): Lufthygienischer Jahresbericht 1991. - Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. 130, Hess. Landesanstalt f. Umwelt; Wiesbaden.
- Bargon, E., Fickel, W., Plass, W., Reichmann, H., Semmel, A. & Zakosek, H. (1971): Zur Genese und Nomenklatur braunerde- und parabraunerdeähnlicher Böden in Hessen. - Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., **99**: 361-372; Wiesbaden.
- Benecke, P. (1991): Ausmaß der Versauerung von Waldböden und Auswirkungen auf Sickerwasser und Untergrund. - Geol. Jb. Hessen, **119**: 235-257; Wiesbaden.
- Benecke, P. & Rummenhohl, H. (1992): Fortschreitende Versauerungsfront in Böden bewaldeter Einzugsgebiete. - DVWK-Nachrichten, **121**: 13-15; Hamburg-Berlin (Parey).
- Bodem, M. (1991): Auswirkungen saurer Depositionen auf das Grundwasser und Stoffbilanz im Buntsandstein Nordhessens. - Dissertation, FB Geowissenschaften und Geographie, Technische Hochschule Darmstadt.
- Brandenburg, C. (1991a): Waldbelastung durch Immissionen (Wdl) - Auswertung und Präsentation von Schwebstaubmessungen in hessischen Waldgebieten. - 5. Bericht, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. **118**: 240 S., Hess. L.-Anst. f. Umwelt; Wiesbaden.
- Brandenburg, C. (1991b): Waldbelastung durch Immissionen (Wdl) - Inhaltsstoffe in der Gesamtdosition. - 6. Bericht, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. **119**: 96 S., Hess. L.-Anst. f. Umwelt; Wiesbaden.
- Brinkmann, R. (1986): Abriß der Geologie - Bd. 2: Historische

- Geologie, Erd- und Lebensgeschichte. – neubearb. von K. Krömmelbein, 404 S., 12./13. Aufl.; Stuttgart (Enke).
- Brömsen, U. v. (1986): Acidification and drinking water – groundwater. – In: Schneider, T. (ed.): Acidification and its Policy Implications, Amsterdam (Elsevier).
- Brosius, G. (1989): SPSS/PC+ Advanced Statistics und Tables. – Einführung und praktische Beispiele: 436 S.; Hamburg (McGraw-Hill).
- Cameron, R. S., Ritchie, G. S. P. & Robson, A. D. (1986): Relative toxicities of inorganic aluminium complexes to barley. – Soil Sci. Soc. Am. J., **50**: 1231–1236.
- Cooper, H. H. & Jacob, C. E. (1946): A generalized graphical method for evaluation formation constants and summarizing well-field history. – Trans. Am. Geoph. Union, **27**: 526–534, Richmond, Va.
- Davis, J. C. (1973): Statistics and data analysis in geology. – 550 S; New York (John Wiley & Sons).
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV) – Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. – Hrsg.: Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im Deutschen Institut für Normung e.V. (Loseblattsammlung, 4 Bd.), VCH Verlagsges.; Weinheim.
- Dickson, W. (1986a): Which are the acceptable loadings of atmospheric acids to sensitive waters?. – Water Quality Bulletin, **11**: 39–43; Ontario (Burlington).
- Dickson, W. (1986b): Acidification effects in the aquatic environment. – In: Schneider, T (Ed.): Acidification and its Policy Implications. – 19–28; Amsterdam (Elsevier).
- Diederich, G., Finkenwirth, A., Hölting, B., Kaufmann, E., Rambow, D., Scharpff, H.-J., Stengel-Rutkowski, W. & Wiegand, K. (1991): Hydrogeologisches Kartenwerk Hessen 1:300000. – Geol. Abh. Hessen, **95**: 83 S; Wiesbaden.
- Dürbaum, H.-J., Mattheß, G. & Rambow, D. (1969): Untersuchungen der Gesteins- und Gebirgsdurchlässigkeit des Buntsandsteins in Nordhessen. – Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., **97**: 258–274; Wiesbaden.
- DVGW (1975) (Hrsg.): Technische Regeln für die Ausführung von Pumpversuchen bei der Wasserverschließung. – Technische Regeln, Arbeitsblatt W 111, DK 628.11.001.4, 16 S., Bonn.
- DVWK(1982) (Hrsg.): Auswertung hydrochemischer Daten. – DVWK Schriften, H. 54, 193 S.; Hamburg–Berlin (Parey).
- DVWK (1988) (Hrsg.): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen – Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. – DVWK Merkblätter, H. 212, DK 631.42 Bodenuntersuchung, DK 546.3/9 Schwermetallbindung, 8 S.; Hamburg–Berlin (Parey).
- DVWK (1989) (Hrsg.): Stofftransport im Grundwasser – 1. Einsatzmöglichkeiten von Transportmodellen – 2. Untersuchungsmethoden und Meßstrategien bei Grundwasserkontaminationen. – DVWK Schriften, H. 83, 296 S.; Hamburg–Berlin (Parey).
- DVWK (1991) (Hrsg.): Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten – Anwendbarkeit und Beurteilung. – DVWK Schriften, H. 98, 228 S.; Hamburg–Berlin (Parey).
- DVWK (1992a) (Hrsg.): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben: DK 556.32.001.5 Grundwasseruntersuchung, DK 543.3.053 Probenahme. – Regeln zur Wasserwirtschaft, H. 128, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., 36 S.; Hamburg–Berlin (Parey).
- DVWK (1992b) (Hrsg.): Anwendung hydrogeochemischer Modelle. – DVWK Schriften, H. 100, 344 S.; Hamburg–Berlin (Parey).
- Edmunds, W. M. & Kinniburgh, D. G. (1986): The susceptibility of UK groundwaters to acidic deposition. – Journal of the Geol. Soc., Vol. **143**: 707–720; London.
- Fickel, W.(1977): Erl. Bodenk. Hessen 1:25000 Bl. 5716 Oberreifenberg. – 120 S.; Wiesbaden.
- Fickel, W. (1980): Erl. Bodenk. Hessen 1:25000 Bl. 5717 Bad Homburg v.d. Höhe. – 99 S.; Wiesbaden.
- Fölster, H. (1985): Proton consumption rates in holocene and present-day weathering of acid forest soils. – In: Drever, J. I. (eds.): The chemistry of weathering. – Nato ASI Series C, Vol. **149**: 197–209, D. Reidel Publ. Comp.
- Fuchs, A. (1978): Erl. geol. Kt. Hessen 1:25000 Bl. 5716 Oberreifenberg. – 3. ergänzte Aufl., 101 S.; Wiesbaden.
- Furtak, H. & Langguth, H. R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. – Mem. IAH-Congress, 1965, **VII**: 86–96; Hannover.
- Gaensslen, H. & Schubö, W. (1973): Einfache und komplexe statistische Analyse. – Eine Darstellung der multivariaten Verfahren für Sozialwissenschaftler und Mediziner: 326 S., UTB 274; München (E. Reinhardt).
- Gat, J. R. & Gonfiantini, R. (1981): Stable isotope hydrology – Deuterium and Oxygen-18 in the Water Cycle. – Technical reports series no. 210, ISBN 92-0-145281-0, IAEA, Vienna, Austria.
- Gerlach, C. (1977): Satellitenbildauswertung zur Feststellung

- von Trinkwasserreserven im Rheinischen Schiefergebirge. – Geol. Rundschau, **66**: 850–866; Stuttgart.
- Geyh, M. A. (1980): Interpretation von Messungen des Tritium- und Kohlenstoff-14-Gehalts im Grundwasser. – In: Moser, H. & Rauert, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. – Lehrbuch der Hydrogeologie, **8**; Berlin-Stuttgart (Borntraeger).
- Grinsven, J. J. M., Haan, F. A. M. & Riemsdijk, W. H. (1986): Effects of acidic deposition on soil and groundwater. – In: Schneider, T. (Editor): Acidification and its Policy Implications. – Amsterdam (Elsevier Science Publishers B.V).
- Hanewald, K. (1990): Waldbelastung durch Immissionen (WdI) – Immissionserfassung. – 4. Zwischenbericht, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. **97**: 65 S., Hessische L.-Anstalt f. Umwelt; Wiesbaden.
- Hendriksen, A. (1980): Acidification of freshwater – a large scale titration. – In: Drablos, D. & Tollan, A. (eds.): Proc. Int. Conf. ecol. impact acid precip., SNSF-Project, Sandefjord: 68–74, Norway.
- Henningsen, D. (1986): Einführung in die Geologie der Bundesrepublik Deutschland. – 3. neubearb. Aufl.: 132 S., 69 Abb., 5 Tab., F. Enke Verl., Stuttgart.
- Herrmann, A., Koll, J., Schöniger, M. & Stichler, W. (1987): A runoff concept to model water pathways in forested basins. – Forest Hydrology and Watershed Management, Proceedings of the Vancouver Symposium, August 1987, IAHS-AISH Publ. no. 167.
- Herrmann, A. & Stichler, W. (1980): Groundwater-runoff relationships. – Catena, vol. 7, no. 2/3, , ISSN 0341-8162, Braunschweig (Catena).
- Hörling, B. (1973): Die Auswertung von Wasseranalysen in der Hydrogeologie. – Zbl. Geol. Paläont., **5/6** (1): 305–316, Stuttgart.
- Hörling, B. (1982): Geogene Konzentrationen von Spurenstoffen, insbesondere Schwermetallen, in Grundwässern ausgewählter Gebiete Hessens und vergleichende Auswertungen mit Grund-(Mineral-)Wässern anderer Gebiete. – Geol. Jb. Hessen, **110**: 137–214; Wiesbaden.
- Hörling, B. (1992): Hydrogeologie – Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. – 4. überarb. Aufl.: 415 S; Stuttgart (Enke).
- Hörling, B., Kanz, W. & Schulz, H.-D. (1982): Geohydrochemie im Buntsandstein der Bundesrepublik Deutschland – Statistische Auswertung von Grundwasseranalysen. – In: DVWK-Schriften (1982): Auswertung hydrochemischer Daten, **54**: 193 S.; Hamburg-Berlin (Parey).
- Hötzel, H. (1975): Auswertung und Interpretation hydrochemischer Daten mittels Faktorenanalyse. – Z. dt. geol. Ges., **126**: 121–134; Hannover.
- Hütter, L. A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung – Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. – Laborbücher Chemie, 5. erw. und akt. Aufl.: 515 S.; Frankfurt a.M. (Salle).
- Jacks, G., Knutsson, G., Maxe, L. & Fylkner, A. (1984): Effect of acid rain on soil and groundwater in Sweden. – In: Yaron, B., Dagan, G. & Goldshmid, H. (eds.): Pollutants in porous media: 94–114; Berlin (Springer).
- Kämmerer, D. (1994): Hydrochemische und geohydraulische Untersuchungen zur Grundwasserversauerung im südlichen Taunus. – Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Johannes Gutenberg-Universität, Mainz.
- Keitz v., S. (1994): Die Versauerung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme in Hessen – Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen. – Hessische Landesanstalt für Umwelt, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, **169**: 145 S., Wiesbaden.
- Klös, W. (1984): Der Einfluß von Umweltfaktoren auf die Gewässergüte in den Quellbereichen hessischer Gewässer. – Materialien 1/84, UBA, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland; Berlin (E. Schmidt).
- Koziorowski, G. (1985): Ermittlung der Transmissivität eines Lockergesteinsaquifers durch Kurzpumpversuche in Grundwassermessstellen. – Abh. geol. L.-Amt Baden-Württemberg, **11**: 45–75; Freiburg.
- Krieter, M. (1988): Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch „Saure Niederschläge“. – DVGW-Schriftenreihe Wasser, **57**: 64 S., Bonn.
- Kubella, K. (1951): Zum tektonischen Werdegang des südlichen Taunus. – Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch., **3**, 81 S.; Wiesbaden.
- Kußmaul, H., Al-Azawi, A. & Cordt, T. (1987): Auswertung langjähriger Wasseruntersuchungen im Hinblick auf die Grundwasserversauerung. – UBA-Forschungsbericht Nr. 102 02 606; Berlin.
- Lehmann, R., Schmitt, P. & Bauer, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – Informationen zur Raumentwicklung, **10**: 892–922, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung; Bonn.
- Leinhart, B. & Steinberg, C. (1984): Identifizierung und Quantifizierung der Versauerung. – Materialien 1/84, UBA, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland; Berlin (E. Schmidt).
- Likens, G. E., Wright, R. F., Gallo-way, J. N. & Butler, T. J. (1979): Acid rain. – Scientific Ameri-

- can, Vol. **241** (4): 39-47.
- Linkersdörfer, S. & Benecke, P. (1987): Auswirkungen von sauren Depositionen auf die Grundwasserqualität in bewaldeten Gebieten - Eine Literaturstudie. - UBA-Materialien, 4/78; Berlin (E. Schmidt).
- Logan, J. (1964): Estimating transmissibility from routine production tests of water wells. - *Ground Water*, **2**: 35-37; Ohio (Columbus).
- März, K. (1977): Hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Buntsandstein und Muschelkalk Nordbayerns (Unterlauf der fränkischen Saale/Ufr. und Gebiet Kronach und Lautertal/Ofr.). - *Hydrochem. hydrogeol. Mitt.*, **2**: 170 S; München.
- Maillet, E. (1905): *Mécanique et physique du globe. Essais d'hydraulique souterraine et fluviale.* - 218 S.; Paris (A. Hermann).
- Marsal, D. (1979): *Statistische Methoden für Erdwissenschaftler.* - 2. durchges. und erw. Aufl.: 192 S; Stuttgart (Schweizerbart).
- Matheron, G. (1963): *Principles of Geostatistics.* - *Economic Geology*, **58**: 1246-1266, London.
- Matthieß, G. (1990): *Die Beschaffenheit des Grundwassers.* - Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2, 2. überarb. u. erw. Aufl.: 498 S.; Berlin-Stuttgart (Borntraeger).
- Matthieß, G. & Ubell, K. (1983): *Allgemeine Hydrogeologie - Grundwasserhaushalt.* - Lehrbuch der Hydrogeologie, **1**: 438 S.; Berlin-Stuttgart (Borntraeger).
- Mazor, E. (1991): *Applied chemical and isotopic groundwater hydrology.* - Halsted press, a division of John Wiley & Sons; New York.
- Meyer, D. E. (1970): *Stratigraphie und Fazies des Paläozoikums im Guldenbachtal/SE-Hunsrück am Südrand des Rheinischen Schiefergebirges.* - Dissertation Univ. Bonn: 307 S; Bonn.
- Michels, F. (1933): *Trinkwassergewinnung (insbesondere durch Stollen) im südöstlichen Rheinischen Schiefergebirge (Taunus).* - *Z. dt. geol. Ges.*, **85**: 530-539; Berlin.
- Michels, F. (1972): *Erl. geol. Kt. Hessen 1:25000, Bl. 5717 Bad Homburg v. d. Höhe, 2. Aufl.:* 55 S.; Wiesbaden.
- Mittmeyer, H.-G. (1974): *Zur Neufassung der Rheinischen Unterdevon-Stufen.* - *Mainzer geowiss. Mitt.*, **3**: 69-79; Mainz.
- Myers, D. E., Begovich, C. L., Butz, T. R. & Kane, V. E. (1982): *Variogram Models for Regional Groundwater Geochemical Data.* - *Mathematical Geology*, Vol. **14** (6): 629-644.
- Nordstrom, D. K., Plummer, Langmuir, D., Busenberg, E., May, H. M., Jones, B. F. & Parkhurst, D. L. (1990): *Revised chemical equilibrium data for major water-mineral reactions and their limitations.* - In: Melchior, D. C. & Basset, R. L. (Eds.): *Chemical modeling of aqueous systems II.* - *Am. Chem. Soc. Symp. Ser.* **416**: 398-413, Washington, D.C.
- Norusis, M. J. (1992): *SPSS for Windows - Professional Statistics.* - Release, **5**, 348 S.; SPSS Inc., Chicago, Illinois.
- Oncken, O. (1988): *Geometrie und Kinematik der Taunuskammüberschiebung - Beitrag zur Diskussion des Deckenproblems im südlichen Schiefergebirge.* - *Geol. Rdsch.* **77** (2): 551-575; Stuttgart.
- Paces, T. (1985): *Sources of acidification in Central Europe estimated from elemental budgets in small basins.* - *Nature*, Vol. **315**, No. 6014: 31-36.
- Parkhurst, D. L. (1990): *PHREEQE - a computer program for geochemical calculations.* - (Conversion and upgrade of Prime version of PHREEQE to IBM PC-compatible systems by J.V. Tirianni & P.D. Glynn), *U.S. Geol. Surv. Water Resources, Inv.* **80 to 96**: 195 S.; Washington.
- Parkhurst, D. L., Torstenson, D. C. & Plummer, L.N. (1980): *PHREEQE - a computer program for geochemical calculations.* - *U.S. Geol. Surv. Water Resources, Inv.* **80 to 96**, 210 S.; Washington.
- Pearson, F. J. Jr. & Berner, U. (1991): *NAGRA thermochemical data base, 1. Core data.* - *NAGRA Technical Rep.*, **91-17**: 70 S., Nagra, Wettingen/Schweiz.
- Piper, A. M. (1944): *A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis.* - *Trans. Am. Geophys. Union*, **25**: 914-928; Washington D.C.
- Prenzel, J. (1985): *Verlauf und Ursachen der Bodenversauerung.* - *Z. dt. geol. Ges.*, **136**: 293-302; Hannover.
- Prietzl, J. & Feger, K. H. (1991): *Al-Spezies im Sickerwasser saurer Waldböden - Einfluß von Wasserbewegung und Löslichkeitsgleichgewichten.* - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **154**: 271281; Weinheim (VCH).
- Quadflieg, A. (1990a): *Zur Geochemie der Kluffgrundwasserleiter des nord- und osthessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Depositionen.* - *Geol. Abh. Hessen*, **90**: 110 S.; Wiesbaden.
- Quadflieg, A. (1990b): *Mögliche Auswirkungen saurer Depositionen auf das Grundwasser in Kluffgrundwasserleitern des Buntsandsteins Nord- und Ost Hessens - Die regionale Ausdehnung der immissionsbedingten Grundwasserversauerung im südlichen Taunus und in Nord- und Osthessen.* - *UBA-Texte 34/90, Forschungsbericht 102 02 612 (UBA-FB 90-075)*; Berlin.
- Reichmann, H. & Streitz, H. (1983): *Fortschreitende Bodenversauerung und Waldschäden im industriennahen Stadtwald Wiesbaden.* - *Der Forst- und Holzwirt*, **38** (13): 322-328; Hannover.

- Rosenberg, F. (1991): Geochemie der Böden und Gesteine auf Blatt Idstein. - In: Anderle, H.-J. (1991): Erl. geol. Kt. Hessen 1:25000 Bl. 5715 Idstein. - 2. Neubearb. Aufl.: 239 S.; Wiesbaden.
- Schenk, D., Mattheß, G., Dahmke, A. & Petersen, A. (1987): Zur Untersuchung der Silikat-Lösungskinetik unter Grundwasser- und Bodenbedingungen - Ein Methodenkonzept. - Meyniana, **39**: 23-39; Kiel.
- Schenk, D., Mittelbach, G., Schulze, J. & Mattheß, G. (1991): Naturnahe Laboruntersuchungen zum Silikat-Lösungsverhalten - Eine Auswertung auf der Grundlage der Oberflächenkomplex-Theorie. - Meyniana, **43**: 1-12; Kiel.
- Schoen, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. - Tagungsbericht Symposium Wald und Wasser 2.-5. Sept. 1984: 631-643, Nationalparkverwaltung Bayrischer Wald.
- Schöller, H. (1962): Les eaux souterraines. - 642 S.; Paris (Masson).
- Schönenberg, R. & Neugebauer, J. (1987): Einführung in die Geologie Europas. - 5. Neubearb. Aufl.: 294 S.; Freiburg (Rombach).
- Schraft, A. & Rambow, D. (1984): Vergleichende Untersuchungen zur Gebirgsdurchlässigkeit im Buntsandstein Ost Hessens. - Geol. Jb. Hessen, **112**: 235-261; Wiesbaden.
- Schreier, A. N. (1993): Grundwasserdergebot und Grundwasserabflußverhalten im Taunushauptkamm bei Wiesbaden. - Dissertation, Fachbereich 22 Geowissenschaften der Johannes Gutenberg-Universität Mainz.
- Schulz, H. D. (1982): Regionalisierung geohydrochemischer Daten. - in: DVWK (Hrsg.): Auswertung hydrochemischer Daten. - DVWK-Schriften, **54**: 71-83; Hamburg-Berlin (Parey).
- Schulz, H. D. & Kölling, M. (1992): Grundlagen und Anwendungsmöglichkeiten hydrochemischer Modellprogramme. - In: DVWK (Hrsg.): Anwendung hydrochemischer Modelle. - DVWK-Schriften, **100**: 1-97; Hamburg-Berlin (Parey).
- Schulz-Dobrick, B. & Wedepohl, K. H. (1983): The chemical composition of sedimentary deposits in the Rhenohercynian belt of central Europe. - In: Martin, H. & Eder, F. W. (Hrsg.) Intracontinental Fold Belts, Case Studies in the Variscan Belt of Europe and the Damara Belt in Namibia. - 211-229; Berlin-Heidelberg (Springer).
- Schwedt, G. & Schnepel, F. M. (1981): Analytisch-chemisches Umweltpraktikum - Anleitung zur Untersuchung von Luft, Wasser und Boden. - Stuttgart-New York (Thieme).
- Semmel, A. & Plass, W. (1965): Spätkaltzeitliche Umlagerungen in Parabraunerde-Profilen. - Mitt. dt. bodenkundl. Ges., **4**: 33-40; Göttingen.
- Siegenthaler, U. (1972): Bestimmung der Verweildauer von Grundwasser im Boden mit radioaktiven Umweltsotopen. - Gas-Wasser-Abwasser, **52**: 283-290; Zürich.
- Sigg, L. & Stumm, W. (1991): Aquatische Chemie. - Eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und in die Chemie natürlicher Gewässer. - 2. durchges. Aufl.; Stuttgart (Teubner).
- Stengel-Rutkowski, W. (1976): Idsteiner Senke und Limburger Becken im Licht neuer Bohrergebnisse und Aufschlüsse (Rheinisches Schiefergebirge). - Geol. Jb. Hessen, **104**: 183-224; Wiesbaden.
- Stichler, W., Oerter, H. & Rauert, W. (1982): Bestimmung von Abflußkomponenten in einem Vorfluter mit Messungen des Isotopengehalts und der elektrolitischen Leitfähigkeit. - Beiträge über hydrologische Tracermethoden und ihre Anwendung, Institut für Radiohydrometrie, GSF-Bericht R 290, ISSN 0721-1694.
- Stober, I. (1986): Analytische Auswerteverfahren für Pump- oder Injektionsversuche in Festgesteinsaquiferen. - Jh. geol. L.-Amt Baden-Württemberg, **28**: 267-296; Freiburg.
- Stober, I. (1989): Die Anwendbarkeit des Darcy-Gesetzes in der Hydrogeologie - alternative Fließgesetze. - Jh. geol. L.-Amt Baden-Württemberg, **31**: 215-231; Freiburg.
- Strayle, G. (1983): Pumpversuche in Festgesteinen. - Wasserfachliche Aussprachetagung München (Wassergewinnung), DVWK-Schriftenreihe Wasser, **34**: 305-327; Frankfurt a.M. (Zf-GW-Verlag).
- SURFER Vers. 4.01 (1993) - Computer Software-, Golden Software Inc., Colorado, USA.
- Theis, C. V. (1935): The relation between lowering of piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. - Trans. Am. Geoph. Union, **16**: 519-524, Washington D.C.
- Thews, J.-D. (1972): Zur Typologie der Grundwasserbeschaffenheit im Taunus und Taunusvorland. - Abh. Hess. L.-Amt Bodenforsch., **63**: 42 S.; Wiesbaden.
- TrinkwV (1990): Verordnung über Trinkwasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung) vom 5.12.1990. - BG Bl. 1990, Teil I: 2612-2629.
- Ulrich, B. & Rastin, N. (1985): Erfassung der Einträge und des Verbleibs von Luftverunreinigungen in den Wäldern der Landesforstverwaltung Hamburg. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **10**: 92-170; Göttingen.
- Volz, H. A. (1994): 10 Jahre Deposi-

tionsmessungen in Fichtenbeständen – Eine synoptische Darstellung ausgewählter Meßreihen für Schwefel und Stickstoff im Vergleich zu den Emissionen. – Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernäh-

rung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, **434**: 43 S.; Münster (Landwirtschaftsverlag).  
Wright, R. F. (1983): Predicting acidification of north american lakes. – Acid Rain Research Re-

port 4/1983, 164 S.; NIVA, Oslo.  
Wright, R. F. & Johannessen, M. (1980): Input-output budgets of major ions at gauged catchments in Norway. – In: Drabløs, D. & Tollan, A. (ed.): 250-252.

Manuskript eingegangen am 20.3.1997, angenommen am 24.6.1997.

## Kurzfassung des Inhalts

### Hydrogeologische Untersuchungen zur Grundwasserversauerung im südlichen Taunus

In der vorliegenden Arbeit werden die Auswirkungen saurer Depositionen auf Grundwässer pufferungsarmer Kluftgrundwasserleiter des südlichen Taunus beschrieben. Ein Schwerpunkt liegt dabei in der Darstellung von Zusammenhängen zwischen gebirgsspezifischen, geohydraulischen Gesteinseigenschaften und der Neutralisation eingetragener Säuren innerhalb der Grundwasserleiter.

Die vorwiegend gering mineralisierten Grundwässer der Untersuchungsgebiete sind von den Auswirkungen saurer Depositionen in besonderem Maße bedroht. Zur Bewertung der Grundwasserversauerung wurde ein Instrumentarium aus hydrochemischen und geohydraulischen Methoden entwickelt, das auch auf andere versauerungsgefährdete Regionen übertragen werden kann.

In einer ersten Untersuchungsphase wurden die jahreszeitlichen Schwankungen der Grundwasserversauerung innerhalb von vier orographischen Wassereinzugsgebieten des Südtaunus bestimmt. Dabei zeigte sich, daß vor allem die oberflächennahen Grundwässer starke jahreszeitliche Unterschiede im Ausmaß der Versauerung aufweisen. Während der Grundwasserneubildung, im hydrologischen Winterhalbjahr, sind die Versauerungserscheinungen allgemein am größten.

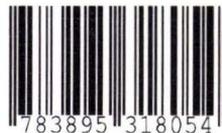
In oberflächennahen Quellwässern, die einen hohen Anteil an Zwischenabflußwasser enthalten, traten häufig niedrige pH-Werte in Verbindung mit hohen Aluminiumkonzentrationen auf. Tiefere Wässer, mit entsprechend höheren Verweilzeiten innerhalb der Grundwasserleiter, zeigten bei pH-Werten größer 6,0 meist keine direkten Auswirkungen der Versauerung.

Die Gesamtmineralisationen der Wässer aus unterschiedlichen Tiefenbereichen der Grundwasserleiter des Taunus unterscheiden sich kaum. Weiterhin ist die Alkalinität durchweg gering und ein Calcitsättigungsgleichgewicht wird meist nicht erreicht. Daher sind auch die tieferen Grundwässer des südlichen Taunus potentiell von den atmosphärischen Säureeinträgen bedroht.

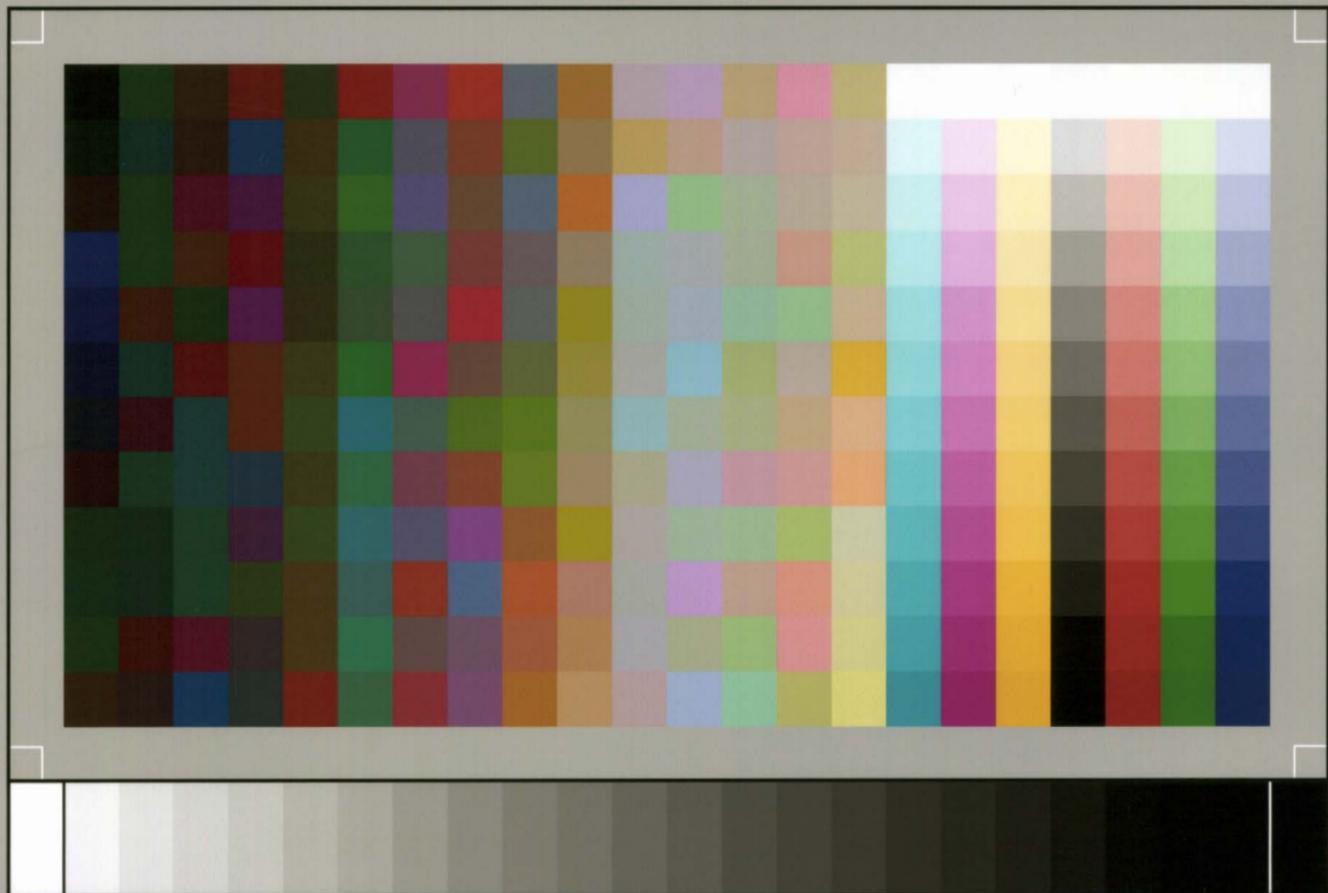
In der zweiten Phase der Untersuchung erfolgte die Regionalisierung hydrochemischer und geohydraulischer Daten für das Gebiet des gesamten Südtaunus, zur flächenhaften Charakterisierung der Gewässerversauerung. Durch die Darstellung einfach zu ermittelnder Parameter wie Leistungs-/Absenkungsquotient, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Hydrogencarbonatkonzentration in Kriging-Isolinienkarten, konnte eine regionale Abschätzung der aktuellen Grundwasserversauerung und der Versauerungsempfindlichkeit der Grundwasserleiter erfolgen.

---

Herausgabe und Vertrieb:  
Hessisches Landesamt für Bodenforschung,  
Leberberg 9, 65193 Wiesbaden



9 783895 318054



SP050509001

ScanPrint® *autopilot* Scan Target v2.0