

Inhalt**Seite 5**

T. Müller, G. Ebhardt &
P. Vrbka:
Hydrogeologie der Modau
im kristallinen Odenwald

Seite 15

S. Turowski:
Schwermetalluntersuchungen
am Schwarzbach im
Spessart unter Berücksichtigung
der Geologie des Lochborn
von Bieber mit seiner
Bergbaugeschichte

Seite 37

M. Hottenrott, E. Martini &
B. Nickel:
Palynologische Datierung
der Kühnstein-Schichten
der Rhön in das Ober-Oligozän

Seite 47

A. Golwer & E. Zereini:
Einflüsse des Straßenverkehrs
auf rezente Sedimente –
Langzeituntersuchungen
an einem Versickerbecken
bei Frankfurt am Main

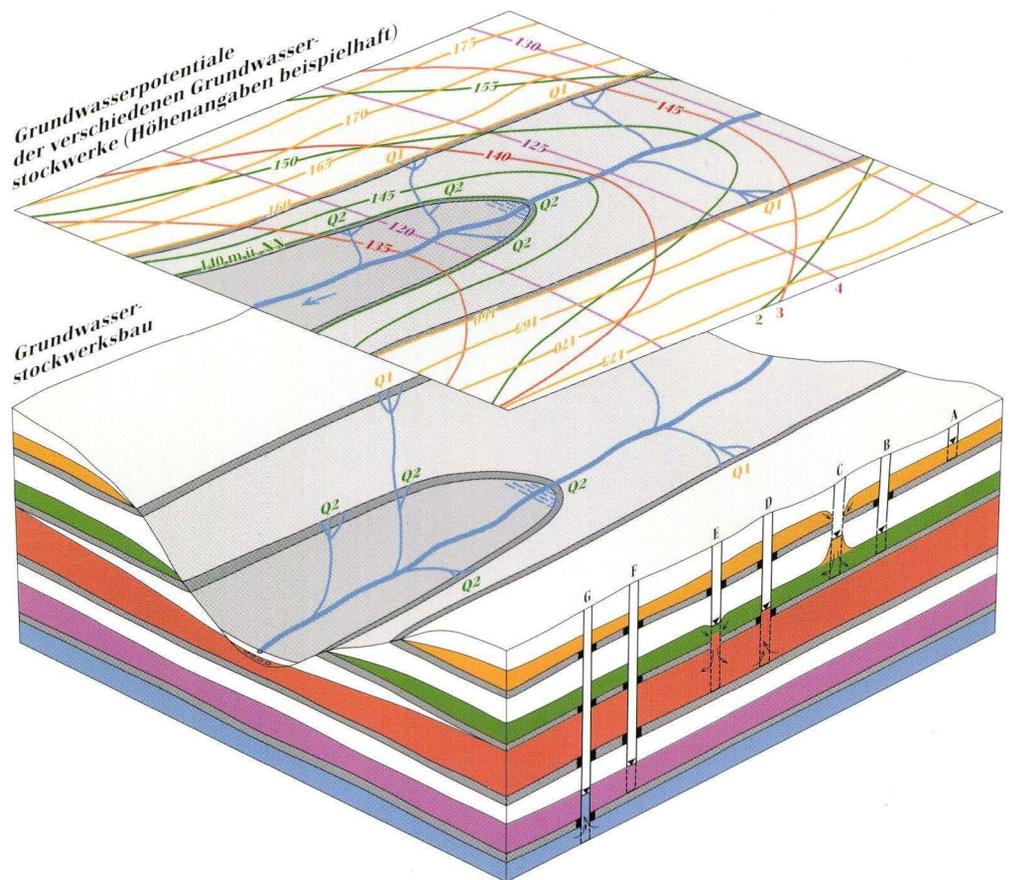
Seite 71

Th. Kaiser, Th. Keller &
W. Tanke:
Ein neues pleistozänes
Wirbeltiervorkommen im
Paläokarst Mittelhessens
(Breitscheid-Erdbach,
Lahn-Dill-Kreis)

Seite 81

B. Leßmann & K. Wiegand:
Der vulkanische Vogelsberg
als Beispiel für ein mehrschichtiges
Grundwasserstockwerkssystem

Geologisches Jahrbuch Hessen 1998



Band 126/1998

91 Seiten, 39 Abbildungen, 28 Tabellen, 1 Tafel, Wiesbaden 1998

ISSN 0341-4027

Geologisches Jahrbuch Hessen 1998



**Hessisches Landesamt
für Bodenforschung**

Schriftleitung

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

Titelbild aus Beitrag Leßmann & Wiegand
Schematisches Blockbild des mehrschichtigen Grundwasserleitersystems im Vogelsberg.

Hinweis für Autoren

Manuskripte sind entsprechend den „Bonner Anweisungen“ abzufassen: Richtlinien für die Verfasser geowissenschaftlicher Veröffentlichungen.

Ausgearbeitet von S. Horatschek und T. Schubert, 51 S.; Hannover 1998.

[Zu beziehen durch E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller); Johannesstraße 3A, 70176 Stuttgart.

© Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden 1998
ISSN 0341-4027

Printed in Germany

Die in diesem Jahrbuch veröffentlichten Beiträge sind 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
Gestaltung: Oliver Aumann
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

Inhalt	Seite
Tibor Müller, Götz Ebhardt & Petr Vrbka: Hydrogeologie der Modau im kristallinen Odenwald	5
Siegfried Turowski: Schwermetalluntersuchungen am Schwarzbach im Spessart unter Berücksichtigung der Geologie des Lochborn von Bieber mit seiner Bergbaugeschichte	15
Martin Hottenrott, Erlend Martini & Birgit Nickel: Palynologische Datierung der Kühnstein-Schichten der Rhön in das Ober-Oligozän	37
Arthur Golwer & Fathi Zereini: Einflüsse des Straßenverkehrs auf rezente Sedimente – Langzeituntersuchungen an einem Versickerbecken bei Frankfurt am Main	47
Thomas Kaiser, Thomas Keller & Walter Tanke: Ein neues pleistozänes Wirbeltiervorkommen im Paläokarst Mittelhessens (Breitscheid- Erdbach, Lahn-Dill-Kreis)	71
Bernd Leßmann & Klaus Wiegand: Der vulkanische Vogelsberg als Beispiel für ein mehrschichtiges Grundwasserstockwerks- system	81

Tibor Müller, Götz Ebhardt, Petr Vrbka*

Hydrogeologie der Modau im kristallinen Odenwald

Kurzfassung

Das Einzugsgebiet der Modau im Mittelgebirgsraum des Odenwaldes südlich von Darmstadt wurde im Sommer 1996 im Hinblick auf den Trockenwetterabfluß (TWA) und die Hydrogeochemie untersucht. Dabei wurden verschiedene hydrologische

Verfahren auf ihre Eignung zur Abflußmessung überprüft. Analysen der Ganglinie des Abflußmeßpegels Darmstadt-Eberstadt weisen einen klimatisch bedingten Rückgang des Grundwasserabflusses um nahezu 50 % für den Zeitraum 1990–1993

auf. Die TWA-Spenden zeigen in mehreren Teileinzugsgebieten sowohl im Grundgebirge wie im Bereich der Rheingraben-Verwerfung negative Werte, die auf eine beträchtliche Infiltration durch das Mo-
daubett schließen lassen.

Abstract

[Hydrogeological Investigation of the Modau River Basin between its Source and the Gauging Station at Darmstadt-Eberstadt] The catchment area of the Modau River is part of the subdued mountain region of the Odenwald south of Darmstadt. It was investigated during summer 1996 by means of measurements of

dry weather flow time series, hydrochemical analyzation and interpretation of water levels provided by the gauging station Darmstadt-Eberstadt. The historical data showed reduction of the groundwater runoff up to 50 % within the period 1990–1993 due to climatic changes. Measurements of the dry-weather

runoff of subareas gave a rather low baseflow. They give rise to the conclusion that the Modau River bed is much less sealed than commonly believed. This is inferred from influent situations detected in several of the partial investigation areas.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	5
2. Klima	6
3. Hydrogeologie und Hydrologie	7
3.1 Methodik der Abflußmessungen	8
3.2 Trockenwetterabflußspenden 1996	8
4. Trockenwetterabflüsse der Modau in Darmstadt-Eberstadt	9
5. Zusammenfassung	12
6. Schriftenverzeichnis	12

1. Einleitung

Das Einzugsgebiet der Modau befindet sich in Südhessen und erstreckt sich vom westlichen Odenwald bis in den Oberrheingraben (Abb. 1). Die Modau entspringt am südlichen Rand des Arbeitsgebietes ca. 1 km nördlich der Neunkircher Höhe (605 m ü. NN) und mündet bei Stockstadt in den Rhein. Das Untersuchungsgebiet zwischen der Quelle der Modau und dem Abflußmeßpegel

Darmstadt-Eberstadt (108,47 m ü. NN) am Odenwaldrand umfaßt ca. 90 km². Das Arbeitsgebiet weist z.T. Mittelgebirgscharakter auf und ist stark anthropogen beeinflusst. Ein Großteil der Fläche wird landwirtschaftlich genutzt, in den größeren Orten ist das Gelände großflächig versiegelt (Tab. 1). Vier Kläranlagen (Abb. 1) sowie landwirtschaftliche und industrielle Produktionsbetriebe be-

* Prof. Dr. G. Ebhardt, Dipl.-Geol. T. Müller, Dr. P. Vrbka, Geol.-Paläont. Institut der TU, Schnittspahnstr. 9, 64287 Darmstadt.

einträchtigen die Wasserqualität. Vor Ober-Ramstadt durchfließt die Modau ein auf ungefähr 400 000 m³ ausgelegtes Hochwasserrückhaltebecken. In diesem erhöht sich in den Sommermonaten die Wassertemperatur um bis zu 4 °C.

Tab. 1. Flächennutzung des Untersuchungsgebietes

Nutzung	Fläche [km ²]	Fläche [%]
Wald	29,97	33,3
Wiese und Acker	54,72	60,8
Urbane Flächen	5,31	5,9

2. Klima

Das Modaugebiet liegt im Übergangsbereich von der Rhein-Main-Ebene mit relativ niedrigen Niederschlägen und hohen Temperaturen zum Odenwald mit bedeutend größeren Niederschlagsmengen bei niedrigeren Temperaturen. Die mittlere Jahrestemperatur liegt zwi-

schen 9,5 °C in Darmstadt und 8,4 °C im höheren Odenwald. Die jährlichen Niederschlagshöhen steigen von 700 mm in Darmstadt auf über 1000 mm im höheren Odenwald (Deutscher Wetterdienst 1963–1996, Knoch 1949/1950).

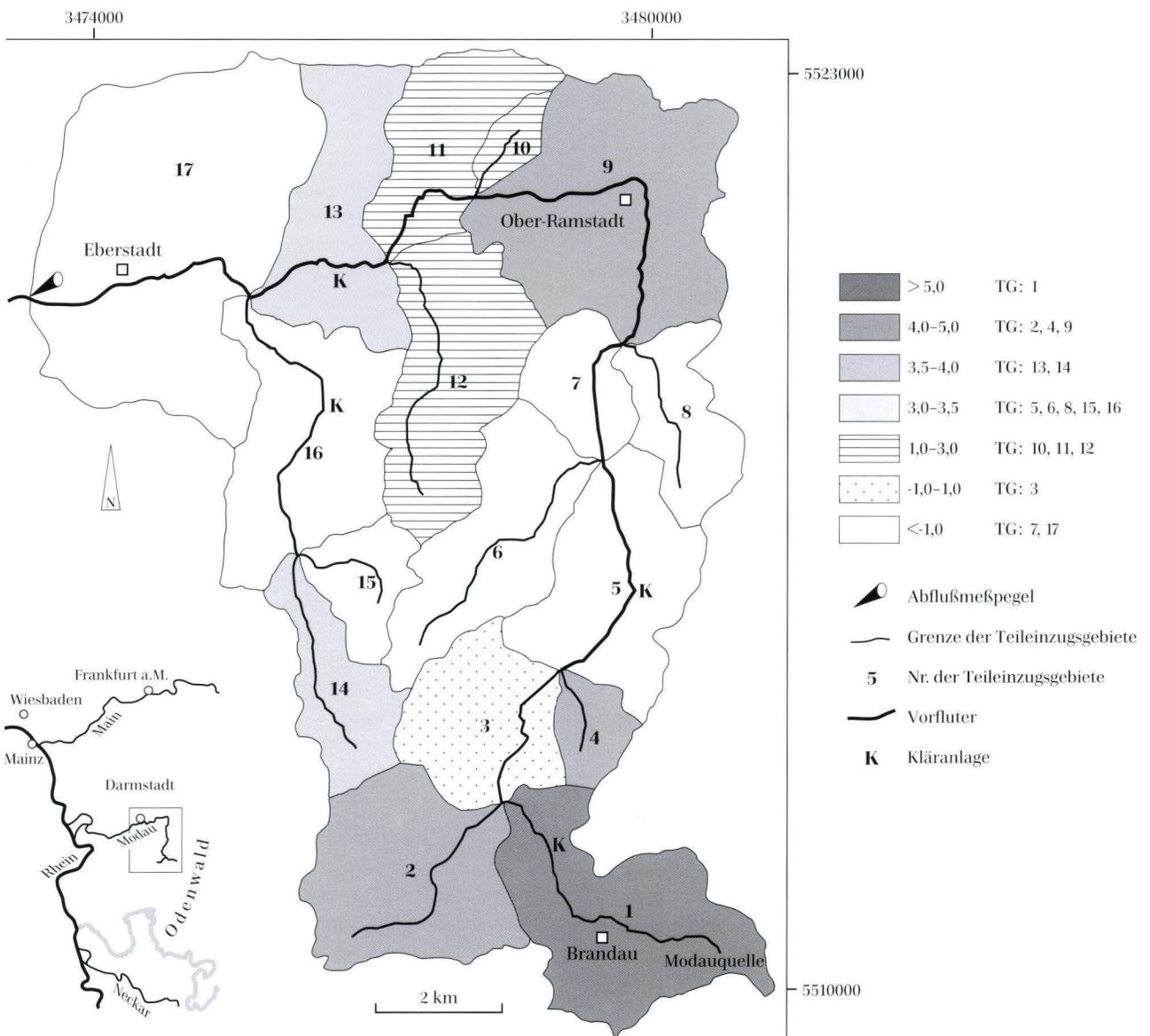


Abb. 1. Trockenwetterabflußpenden [l/(s · km²)] der Teileinzugsgebiete (TG) der Modau im Odenwald.

Tab. 2. Mittlere jährliche Niederschlagshöhen 1963–1996

Station	Höhe h [m ü. NN]	Niederschlags- höhe h_N [mm]
Gernsheim	90	660
Darmstadt	125	708
Ober-Ramstadt	214	886
Lindenfels	386	1068
Lindenfels-Winterkasten	445	1127

Im Arbeitsgebiet und seiner näheren Umgebung gibt es fünf Niederschlagsmeßstationen des Deutschen Wetterdienstes (Tab. 2).

Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe h_N ist mit der Höhe h der jeweiligen Meßstelle linear korreliert mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,99$ und einer Regressionsgerade (Abb. 2) $h_N = 1,31 \cdot h + 559$.

Die Gebietsniederschläge wurden aus dieser Beziehung und der hypsometrischen Verteilung (Abb. 3) des Modaugebietes (aus einem digitalen Höhenmodell) als gewichtetes Mittel bestimmt. Es beträgt für die Jahresreihe 1963–1992 903 mm/a.

Die aktuelle Verdunstung wurde aus der Wasserhaushaltsbilanz bestimmt. Sie wird beschrieben durch die Gleichung: $h_N = h_A + h_V + Dh_S$,

h_N Niederschlagshöhe h_A Abflußhöhe
 h_V Verdunstungshöhe Dh_S Speicheränderung

Positive oder negative Speicherungen werden z.B. durch Grundwasserstandsschwankung, Bodenfeuchte-

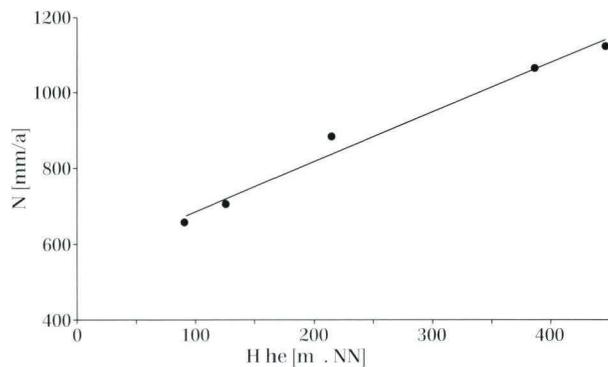


Abb. 2. Niederschlags-Höhen-Beziehung im Einzugsgebiet der Modau.

Tab. 3. Halbjahresbezogene Wasserhaushaltsgrößen des Arbeitsgebietes

	Winter	Sommer	Gesamt
h_N	396 mm \triangleq 43,8 %	507 mm \triangleq 56,2 %	903 mm
h_A	157 mm \triangleq 57,3 %	117 mm \triangleq 42,7 %	274 mm
h_V	239 mm \triangleq 38,0 %	390 mm \triangleq 62,0 %	629 mm
y	0,39	0,23	0,30

änderung und Wasserspeicherung in Schneedecken bewirkt. Diese Parameter waren für das Arbeitsgebiet aufgrund des hohen Aufwandes nicht abschätzbar. Bei langjährigen Meßreihen kann man sie vernachlässigen und die Verdunstungshöhe h_V als Restgröße aus der Wasserhaushaltsgleichung bestimmen. Die Abflußhöhe h_A wurde aus den mittleren monatlichen Abflußmengen (MQ) der hydrologischen Jahre 1956–1993 des Abflußmeßpegels Darmstadt-Eberstadt zu 274 mm bestimmt (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1983–1996). Die aktuelle Verdunstungshöhe h_V errechnet sich zu 629 mm.

Näherungsweise wurden durch die Halbjahreswerte die Wasserhaushaltsgrößen nach Tab. 3 unter Vernachlässigung des Einflusses der Speicherung berechnet.

Nach DIN 4049-3 ist der Abflußbeiwert $y = h_A/h_N$ der Quotient aus der Abflußhöhe h_A und der Niederschlagshöhe h_N (Tab. 3).

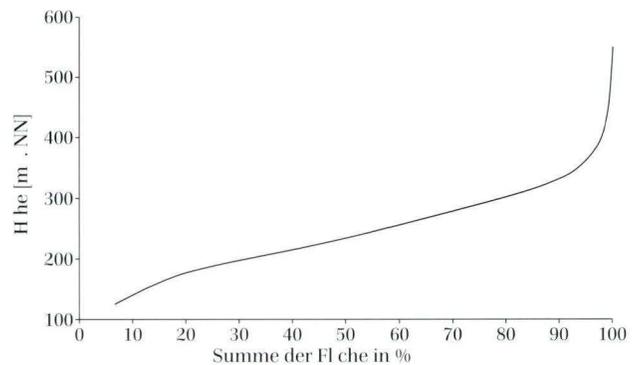


Abb. 3. Hypsometrische Kurve des Einzugsgebietes der Modau.

3. Hydrogeologie und Hydrologie

Der bearbeitete Teil des Einzugsgebietes der Modau befindet sich zum größten Teil im kristallinen Odenwald (Abb. 1). Erst bei Darmstadt-Eberstadt überquert die Modau die östliche Randverwerfung des Oberrheingrabens und durchfließt bis zu ihrer Mündung in den Rhein quartäre Lockersedimente.

Die dominierenden Festgesteine des Odenwaldes im Arbeitsgebiet lassen sich in variszische Magmatite und

metamorphe Schiefer sowie die Rotliegend-Arkosen und -Basaltvulkanite gliedern. Da entsprechende Aufschlüsse fehlen, war eine flächenhafte Aufnahme der hydraulisch wirksamen Kluftsysteme mit ihren Parametern nicht möglich. Die einzelnen Festgesteine sind sich in ihrer Funktion als Kluftgrundwasserleiter sehr ähnlich und diese läßt sich somit nicht mit den grundwasserbürtigen Abflüssen korrelieren.

Als Porengrundwasserleiter fungieren im Arbeitsgebiet die bis zu 30 m mächtigen Vergrusungszonen, die pleistozänen Löss- und Flugsande, die Hangschuttmassen, die alluvialen Talfüllungen und die Böden. Die Vergrusungszonen entstanden im tropischen Klima des Tertiärs und sind je nach Ausgangsgestein und Verwitterungsgrad sehr heterogen ausgebildet.

Die Flugsande und Löss- spielen wegen ihrer flächenhaften Verbreitung im Arbeitsgebiet eine wesentliche Rolle: Während im Norden und Westen des Einzugsgebietes der Modau die Flugsande vorherrschen, erfolgt in südöstlicher Richtung der allmähliche Übergang zu den feinkörnigeren Lössen. Die Mächtigkeit dieser pleistozänen Sedimente schwankt zwischen wenigen Zentimetern im SE und einigen Metern im NW. Besonders mächtige Lößauflagen hemmen wegen ihrer hohen nutzbaren Feldkapazität die Grundwasserneubildung; die lokalen grundwasserbürtigen Abflußspenden korrelieren deshalb gut mit der jeweiligen Löß- bzw. Flugsandmächtigkeit. Die Regionen mit geringer Auflage der äolischen Sedimente weisen allerdings aufgrund geringer Speicherkapazität erhöhte Speicherauslaufgeschwindigkeit auf.

Die alluvialen Talfüllungen gehören zu den mächtigsten Porengrundwasserleitern im Arbeitsgebiet. Sie können in Bereichen mit influenten Verhältnissen und nicht kolmatierten Gewässerbetten erhebliche Wassermengen parallel zu den Bächen transportieren.

Durch den hohen Eintrag von Schwebstoffen, u.a. bedingt durch die Einleitungen von industriellen und öffentlichen Klärwässern, ist das Gewässerbett im Unterlauf der Modau z.T. erheblich kolmatiert.

Der bearbeitete Teil des Einzugsgebietes der Modau wurde im Rahmen der Untersuchungen in 17 verschiedene Teileinzugsgebiete (vgl. Abb. 1) unterteilt. Der Trockenwetterabfluß wurde hier an sechs bis sieben Meßterminen zwischen Mai und Juli 1996 bestimmt. Wegen der unterschiedlichen Ausprägung der 17 Meßstellen – verschiedene Durchflußraten und differenzierte geometrische Querschnitte – wurden fünf verschiedene, den jeweiligen Verhältnissen entsprechende Methoden für die Durchflußmessungen angewendet.

3.1. Methodik der Abflußmessungen

Für die Durchflußermittlung stand ein hydrometrischer Meßflügel der Firma Ott zur Verfügung. Die Ergebnisse der Feldmessungen wurden entsprechend den Vorgaben der Pegelvorschrift (1991) und der Arbeit Caesperleins (1967) unter Verwendung des Auswertungsprogrammes PC-Q V1.2 analysiert.

Bei geeigneten – z.B. trapezförmigen – Meßquerschnitten ließ sich die in der Pegelvorschrift (1991) erwähnte Meßgenauigkeit mit einem relativen Fehler von nicht

mehr als $\pm 5\%$ (bei einer erzielten Standardabweichung entsprechend 1%) realisieren; es erwiesen sich dann sogar die Messungen mit der Ein- und Zweipunktmethode (Pegelvorschrift 1991) bereits als so genau, daß sich auf der Basis eines Niveaus von 5% keine signifikanten Abweichungen gegenüber der Vielpunktmeßmethode ergaben.

Bei Fließgewässern mit geringfügigen Durchflußraten ($< 2\text{ l/s}$), in denen der Meßflügel nicht mehr einsetzbar war, ergaben Gefäßmessungen einen direkt ermittelten Durchfluß mit einer Meßgenauigkeit im Rahmen eines 95% -Konfidenzintervalls (DIN 1319-3), dessen halben Länge $2,7\%$ des errechneten Durchflußmittelwertes entspricht.

Für die Messung bei stark verkrauteten bzw. turbulenten oder aus anderen Gründen für die Flügelmessung ungeeigneten Gewässern wurde die Salzverdünnungsmethode mit momentaner Eingabe (Integrationsverfahren nach Pegelvorschrift (1991)) zunächst an einer ausgesuchten Meßstrecke getestet. Die Ergebnisse wichen auf der Basis eines Signifikanzniveaus von 5% nicht von den mit dem Meßflügel gewonnenen Vergleichsdaten ab. Der anschließende Einsatz dieser Meßmethode im Oberlauf der Modau vor dem Zufluß eines Nebenbaches, in dem der Meßflügel nicht eingesetzt werden konnte, ergab Meßwerte, die im Rahmen einer Konvergenzmessung der Differenz aus Gesamtabfluß abzüglich Zufluß mit einer Abweichung von absolut weniger als 3% entsprachen.

An einem auf einer Länge von ca. 15 m gefaßten Lauf eines Nebenbaches der Modau mit einheitlichen geometrischen Bedingungen wurden hydraulische Modelle nach Manning-Strickler (z.B. Pegelvorschrift 1991, Schröder 1994) und de Chézy (z.B. Kalide 1990, Sigloch 1980) getestet. Die Ergebnisse zeigen im Vergleich zu denen der Flügelmessungen, daß sie offensichtlich die Möglichkeit bieten, bei für den Einsatz des Meßflügels ungünstigen Bedingungen mit geringem Aufwand zuverlässige Durchflußwerte zu gewinnen.

Messungen mit einem Kettenschwimmer wurden nur zur überschlägigen Ermittlung der Strömungsverhältnisse, beispielsweise im Vorfeld der Durchführung der Salzverdünnungsmethode ausgeführt, da ihre Ergebnisse zu mehr als 10% von der mutmaßlichen mittleren Fließgeschwindigkeit abwichen.

3.2. Trockenwetterabflußspenden 1996

Um die unterschiedlichen Größen der Teileinzugsgebiete auszugleichen, rechnet man die Trockenwetterabflüsse [m^3/s] durch Division durch den Flächeninhalt des zugehörigen Teileinzugsgebietes in die korrespondierenden Trockenwetterabflußspenden [$\text{l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$] (TWA-

Spenden) um (Abb. 1). Damit die Wasserbilanzen nicht verfälscht werden, sind die durch Störgrößen - Einleitungen von Kläranlagen und Entnahmen von Wassergewinnungsanlagen - veränderten Werte zurückgerechnet. Auffällig ist das deutliche Süd-Nord-Gefälle der TWA-Spenden. Dieses kann aber durch höhere Niederschlagshöhen im Süden aufgrund der größeren geographischen Höhen erklärt werden. Ferner steigt von Süden nach Norden die durchschnittliche Mächtigkeit des Lösses bzw. der Flugsande an; dies führt wegen der hohen nutzbaren Feldkapazität und der daraus resultierenden erhöhten Transpirationsraten zur Reduzierung der grundwasserbürtigen Abflußspende. Im folgenden werden charakteristische oder im Abflußverhalten auffällige Teileinzugsgebiete und ihre TWA-Spenden interpretiert:

Das Teileinzugsgebiet **1** (s. Abb. 1) besitzt wegen geringer Lößverbreitung die höchsten TWA-Spenden [$> 6 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$]. Unterirdische Randzuflüsse in dieses Gebiet können wegen seiner im Vergleich zu den Nachbargebieten größten geographischen Höhe ausgeschlossen werden. Das geringe Speicherungsvermögen zeigt sich in einem steilen Auslauf des Grundwasserspeichers über die Sommermonate: Die TWA-Spende fiel vom Mai 1996 von $> 8 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ bis Ende Juli 1996 auf $5 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ ab. Das Nachbareinzugsgebiet **2** besitzt trotz fast gleicher Höhenlage nur eine mittlere grundwasserbürtige Abflußspende von $< 5 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$. Dies läßt den Schluß auf deutlich größere Lößmächtigkeiten im Teilgebiet **2** zu.

Das Teileinzugsgebiet **3** weist zeitweilig eine negative Abflußspende auf, im Mittel $-0,245 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$. Während Anfang Mai 1966 mit $3,33 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ noch effluente Verhältnisse herrschten, kippte das System Gerinne-Grundwasser gegen Ende Juni 1996 mit negativen grundwasserbürtigen Abflußspenden in den influenten Zustand um.

Im Teileinzugsgebiet **4** lag die grundwasserbürtige Abflußspende im Zeitraum von Mai bis Mitte Juni 1996 bei etwa $4,5 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ und reduzierte sich bis Ende Juli auf $3,33 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$. Dies entspricht etwa dem Erwartungswert der TWA-Spende für ein normales hydrologisches Jahr im Vorderen Odenwald.

Im Teileinzugsgebiet **7** versickert Wasser durch das Bachbett, dies führt zu einer negativen Wasserbilanz von im Mittel $-4,08 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$; das Wasser wird unterirdisch in der alluvialen Talfüllung und/oder in Trennfugen des Festgesteins in das benachbarte Teileinzugsgebiet **9** transportiert. Dort tritt es bei effluenten Bedingungen wieder in das Gerinne über und verursacht hier, trotz geringer Niederschlagshöhen, mächtiger Lößdecke und erheblichem Versiegelungsgrad eine verhältnismäßig große TWA-Spende von ca. $4,9 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$.

Im letzten Teileinzugsgebiet **17** überfließt die Modau die Rheingraben-Randverwerfung und quert die Oberreinebene. Durch stark influente Verhältnisse - die Grundwasseroberfläche befindet sich mehr als 10 m unter der Gerinnesohle - gibt die Modau auf ca. 4,1 km Länge etwa 21 l/s an den Untergrund ab. Die negative Wasserbilanz von ca. $-5 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ zeigt, daß die Modau im Randbereich des Hessischen Rieds nicht vollkommen kolmatiert ist.

Betrachtet man zur Verifikation der numerisch gewonnenen Ergebnisse die mittlere TWA-Spende des gesamten Einzugsgebietes der Modau bis zum Abflußmeßpegel Darmstadt-Eberstadt in Höhe von $2,71 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$, so ergibt sich eine Grundwasserneubildung von $243,9 \text{ l/s}$ entsprechend $7691630 \text{ m}^3/\text{a}$ für das Gesamtgebiet. Vergleichbare Werte haben Backhaus & Rawanpur (1978) für Teileinzugsgebiete der Gersprenz im östlichen Odenwald ermittelt.

4. Trockenwetterabflüsse der Modau in Darmstadt-Eberstadt

Der Abflußmeßpegel Darmstadt-Eberstadt liefert eine kontinuierliche Abflußaufzeichnung des ca. 90 km^2 großen Einzugsgebietes der Modau seit 1956; er befindet sich 15 km oberhalb der Mündung der Modau in den Rhein (R 3473 300, H 55 19 725; Höhe 108,47 m ü. NN). Die mittlere Abflußhöhe lag in den hydrologischen Jahren 1956-1993 (38 Jahre) bei 274 mm/a. Dies entspricht einem mittleren Abfluß von $0,781 \text{ m}^3/\text{s}$ und einer mittleren Abflußspende von $8,68 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$.

Der nachfolgenden Bestimmung der Grundwasserneubildung anhand der Pegelganglinie liegen die verfügbaren Daten der Abflußjahre 1983-1993 zugrunde. Für das Abflußjahr 1991 lagen keine Aufzeichnungen vor. Mit einer Korrelationsanalyse bezüglich der Meßwerte des Pegels Bensheim am Gerinne der Lauter wurde eine

Ganglinie für den Pegel Eberstadt für 1991 rekonstruiert: Für das Abflußjahr 1992 wurde eine Korrelationsanalyse für diese Daten durchgeführt, bei der sich ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,81$ ergab.

Anschließend wurde eine Regressionsgerade der Abflußwerte Q_{Modau} der Modau bezüglich der entsprechenden Werte Q_{Lauter} der Lauter so konstruiert, daß sie durch den Koordinatenursprung verläuft. Sie genügt dann der Geradengleichung $Q_{\text{Modau}} = 2,035 \cdot Q_{\text{Lauter}}$.

Der Test auf lineare Regression auf der Basis dieser Geraden stützt die Hypothese der Linearität zum vorgegebenen Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$.

Auf der Grundlage dieser Beziehung konnte anhand der Abflußwerte der Lauter für das hydrologische Jahre 1991 eine „Ganglinie“ für den Pegel Eberstadt errechnet

werden. Wegen der fehlenden Aufzeichnungen ist die simulierte „Ganglinie“ allerdings mit den entsprechenden Vorbehalten zu betrachten, sie wird deshalb nicht in die Berechnung aller Verfahren einbezogen werden.

Die mittlere Abflußspende der hydrologischen Jahre 1983–1993 (ohne 1991) des Pegels Eberstadt in Höhe von $8,326 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ mit einer Standardabweichung von $2,953 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ weist eine nur geringe Abweichung ($< 5 \%$) gegenüber derjenigen der Jahre 1956–1993 in Höhe von $8,680 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ auf. Aus diesem Grunde – und da der genannte Vergleichswert von $8,680 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ im 95 %-Konfidenzintervall $[6,229, 10,423]$ um den errechneten Mittelwert $8,326 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ liegt – können die hydrologischen Jahre 1983–1993 als charakteristisch angesehen werden. Somit kann aus den Aufzeichnungen dieses Zeitraumes eine allgemeine Aussage über die Grundwasserneubildung des Einzugsgebietes der Modau gewonnen werden.

Zur Bestimmung der Grundwasserneubildung, die dem unterirdischen Abfluß A_u entspricht, schlägt Natermann (1951) das Verfahren der „Linie A_uL des langfristigen Grundwassers“ vor. Durch Integration über die A_u -Linie kann der unterirdische Abfluß und somit auch die Grundwasserneubildung quantifiziert werden (Höiting 1992). Hierbei muß angemerkt werden, daß die praktische Ausführung dieses Verfahrens, also das Zeichnen der A_u -Linie, subjektiven Einflüssen unterliegt, die das Ergebnis verfälschen können. Insbesondere die Bestimmung des Abknickpunktes der Ganglinie vom steilen zum flachen Verlauf unterliegt subjektiven Kriterien. Desgleichen wird auch die – in der Regel durch Planimetrieren ausgeführte – näherungsweise Integration der A_u -Linie zu Ungenauigkeiten führen.

Die Jahreswerte für 1983 bis 1993 des unterirdischen Abflusses nach Natermann (1951) sind in Tab. 4 wiedergegeben.

Der Mittelwert des unterirdischen Abflusses A_u beträgt $0,547 \text{ m}^3/\text{s}$ mit einer Standardabweichung von $0,235 \text{ m}^3/\text{s}$. In den Abflußjahren 1983–1993 wurden somit $6,08$

$\text{l/(s} \cdot \text{km}^2)$ Grundwasser neugebildet, dies entspricht $17\,250\,192 \text{ m}^3/\text{a}$ für das gesamte Einzugsgebiet der Modau. Auffällig sind die „Trockenjahre“ 1990–1993 in denen im Mittel nach Natermann (1951) nur $0,309 \text{ m}^3/\text{s}$ als grundwasserbürtig abfließen – entsprechend einer Grundwasserneubildungsspende von $3,43 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$. Diese Daten zeigen, daß die jährlichen Grundwasserneubildungsraten im Einzugsgebiet der Modau erheblich streuen. So wurde nach diesem Ansatz 1983 mit $10,27 \text{ l/(s} \cdot \text{km}^2)$ erheblich mehr Wasser dem Grundwasserspeicher zugeführt als im Zeitraum von 1991–1993 (Tab. 4).

Die Methode nach Wundt (1958) setzt die Grundwasserneubildung in Beziehung zu den Pegelraten. Dabei geht man davon aus, daß spätestens bei den monatlichen Niedrigwasserabflüssen (NQ) der Abfluß nur noch aus dem Grundwasser gespeist wird. Dann ergeben die statistisch gewonnenen mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse (MoMNQ) einer längeren Meßreihe das Mittel der Grundwasserspende (Höiting 1992). Da die Grundwasserspende im Sommerhalbjahr klimatisch bedingt in der Regel niedriger ist als im Winterhalbjahr, wird sie separat ermittelt und ausgewertet. Die Grundwasserneubildung MoMNQ_s und MoMNQ_w für die Sommer- bzw. Wintermonate sowie MoMNQ_g für das gesamte jeweilige hydrologische Jahr 1983–1993 wird im weiteren nach den folgenden Formeln errechnet:

$$\text{MoMNQ}_g = \frac{1}{12} \sum_{i=1}^{12} \text{NQ}_i, \quad \text{MoMNQ}_w = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \text{NQ}_i,$$

$$\text{MoMNQ}_s = \frac{1}{6} \sum_{i=7}^{12} \text{NQ}_i$$

Die damit bestimmten Werte sind in Tab. 4 zusammen mit den jährlichen Niederschlagshöhen N [mm/a] der Meßstation Darmstadt, die nur bis zum Abflußjahr 1992 vorlagen, zusammengestellt.

Als langjährige arithmetische Mittel für die MoMNQ-Werte nach Wundt (1958) ergeben sich:

Tab. 4. Niederschlag N , mittlerer Grundwasserabfluß A_u nach Natermann sowie nach Wundt (MoMNQ-Jahr, -Winter und -Sommer) der Abflußjahre 1983–1992/3

Abflußjahr	N [mm/a]	A_u [m^3/s] Natermann	MoMNQ _g [m^3/s] Wundt (Jahr)	MoMNQ _w [m^3/s] Wundt (Winter)	MoMNQ _s [m^3/s] Wundt (Sommer)
1983	710	0,924	0,789	0,875	0,702
1984	688	0,550	0,479	0,505	0,452
1985	558	0,561	0,533	0,590	0,475
1986	749	0,500	0,427	0,412	0,441
1987	810	0,750	0,630	0,566	0,694
1988	757	0,890	0,709	0,875	0,543
1989	765	0,610	0,533	0,669	0,397
1990	579	0,380	0,312	0,446	0,178
1991	505	0,308	0,237	0,331	0,141
1992	709	0,206	0,206	0,263	0,149
1993	-	0,340	0,284	0,388	0,180

Tab. 5. Mittelwerte und Standardabweichungen der MoMNQ_g, MoMNQ_w- und MoMNQ_s-Werte des Zeitraumes 1983–1993 nach Wundt

MoMNQ _g [m ³ /s]	MoMNQ _w [m ³ /s]	MoMNQ _s [m ³ /s]
0,467 ± (s = 0,194)	0,538 ± (s = 0,204)	0,396 ± (s = 0,209)

Zusammenfassend sind die in Tab. 4 wiedergegebenen Daten in der Abb. 4 dargestellt.

Auch bei den mit diesem Verfahren bestimmten Grundwasserneubildungsraten weichen die Trockenjahre 1990–1993 mit einem Mittelwert MoMNQ_g = 0,260 m³/s erheblich von dem langjährigen Mittel MoMNQ_g aus Tab. 5 ab. Die durchschnittliche Grundwasserspense der Abflußjahre 1983–1993 wurde zu 5,19 l/(s·km²) berechnet, entsprechend 14727 312 m³/a bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet. Legt man dem MoMNQ-Verfahren den Zeitraum 1956–1983 zugrunde, für den die Pegeldata dokumentiert vorliegen, so ergibt sich eine ähnlich Größe von 5,21 l/(s·km²). Dies zeigt, daß die hydrologische Jahresreihe 1983–1993 als repräsentativ gewertet werden kann. Den Werten der Tab. 4 entnimmt man ferner, daß in den Trockenjahren 1990–1993 der grundwasserbürtige Abfluß während der Sommermonate um bis zu 50 % geringer war als im jeweiligen Winterhalbjahr, während in den hydrologischen „Normaljahren“ die Neubildungsrate über das gesamte Jahr fast konstant blieb.

Betrachtet man nun die in Kap. 3.2 für 1996 über die TWA-Spenden bestimmte Grundwasserneubildungsrate von nur 2,71 l/(s·km²) und vergleicht sie mit den oben mit dem A_uL- und MoMNQ-Verfahren bestimmten Werten der langjährigen Mittel in Höhe von 6,08 l/(s·km²) bzw. 5,19 l/(s·km²), so zeigen sich deutliche Abweichungen, die man auf folgende Weise erklären kann:

In vergleichbaren hydrologischen Normaljahren kann die ermittelte TWA-Spende eines Monats nicht wesentlich unter dessen langjährigem mittleren NQ-Wert liegen. Die für 1996 festgestellte deutliche Unterschreitung dieser Mittelwerte erklärt sich damit aus der Tatsache, daß die erste Jahreshälfte 1996 sehr niederschlagsarm war. Es bietet sich daher an, die für 1996 ermittelten Daten mit den Mittelwerten nur der Jahre 1990–1993, die ebenfalls Trockenjahre waren, zu vergleichen. Hier korrespondiert die mittlere TWA-Spende von 2,71 l/(s·km²) des Jahres 1996 besser mit dem mittleren MoMNQ-Wert der hydrologischen Jahre 1990–1993 von 2,60 l/(s·km²). Anhand der klimatischen Bedingungen ist zu vermuten, daß sich der Trend mit ähnlich geringen Grundwasserneubildungsraten der hydrologischen Jahre 1990–1993 über die Jahre 1994–1996 fortsetzt.

Die Trockenwetterfalllinie nach einem Niederschlagsereignis gibt Aufschluß über Retentionseigenschaften des Einzugsgebietes und damit über den Rückgang des oberirdischen Abflusses (A_o), des Interflows (I) und des

unterirdischen Abflusses (A_u). Maillet (1905) zeigte, daß die meisten Trockenwetterfalllinien einem exponentiellen Verlauf folgen, der durch die Beziehung $Q_t = Q_0 \cdot e^{-\alpha t}$ wiedergegeben wird, mit dem Abfluß Q_t [m³/s] zum Zeitpunkt t [d = Tag] nach der Messung des maximalen Abflusses Q_0 [m³/s] zum Zeitpunkt $t = 0$ und dem Auslaufkoeffizienten des Einzugsgebietes α [d⁻¹]. Bei der Aufteilung des Abflusses in einen oberirdischen Abfluß A_o, einen Interflow I und einen unterirdischen Abfluß A_u müßten dann im Idealfall die drei entsprechenden exponentiellen Falllinien mit je einem eigenen Auslaufkoeffizient α_{A_o} , α_I bzw. α_{A_u} und einem eigenen Ordinatenschnitt $Q_0(A_o)$, $Q_0(I)$ bzw. $Q_0(A_u)$ sich zu einem zusammenhängenden Kurvenzug aneinanderfügen. Die Parameter $Q_0(A_o)$, $Q_0(I)$ und $Q_0(A_u)$ bestimmt man graphisch aus der halblogarithmischen Darstellung der Pegelganglinie, die sich nach einem Niederschlagsereignis bei ungestörtem Auslauf, d.h. beim Ausbleiben weiterer Regenerereignisse, im Idealfall stückweise linear aus drei Strecken zusammensetzt. Aus jedem dieser Q_0 -Werte als Ordinatenschnitt und einem weiteren Abflußwert Q_t zum Zeitpunkt t der zugehörigen exponentiell fallenden Linie errechnet man den entsprechenden Auslaufkoeffizienten α zu $\alpha = (\ln Q_0 - \ln Q_t) \cdot t^{-1}$.

Die Differenzierung der Auslaufkoeffizienten α_{A_o} und α_I für den oberirdischen Abfluß A_o und den Interflow I ist fehlerbehaftet. Andererseits ist diese Unterscheidung von geringem Interesse. Bedeutungsvoller ist der Auslaufkoeffizient α_{A_u} des unterirdischen Abflusses A_u, da er vom speicherwirksamen Volumen des Grundwasserleiters abhängt. Zu einem Zeitpunkt t läßt sich aus dem

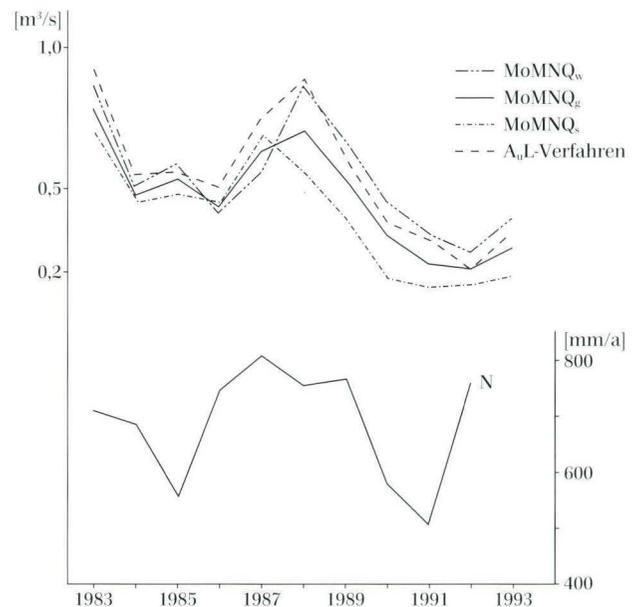


Abb. 4. Ganglinien der Trockenwetterabflüsse und der Niederschläge 1983–1993

Tab. 6. α_{A_0} , α_t und α_{A_u} errechnet aus fünf Auslaufereignissen

Ereignis	α_{A_0} [d ⁻¹]	α_t [d ⁻¹]	α_{A_u} [d ⁻¹]
1	0,2868	0,0279	0,0135
2	0,2159	0,0455	0,0133
3	0,2161	0,0262	0,0132
4	0,1562	0,0482	0,0208
5	0,2450	0,0324	0,0143

zugehörigen grundwasserbürtigen Abfluß Q_t [m³/s] die zu diesem Zeitpunkt noch abflußfähige Grundwassermenge $V_t = \alpha^{-1} \cdot Q_t$ [m³] berechnen.

Aus der Pegelganglinie der Abflußjahre 1983–1993 wurden für das Modaugebiet die drei Auslaufkoeffizienten α_{A_0} , α_t und α_{A_u} bestimmt. Da im allgemeinen keine Idealbedingungen vorherrschten und daher die exponentiellen Beziehungen nicht immer klar erkennbar sind, verfälschen subjektive Eindrücke bei der Linearisierung der halblogarithmischen Darstellung das Ergebnis. Um diesen Fehler möglichst klein zu halten, werden die arithmetischen Mittel dieser Parameter für mehrere Auslaufereignisse gebildet.

5. Zusammenfassung

Das Arbeitsgebiet besitzt den Charakter eines Einzugsgebietes im Mittelgebirgsraum Deutschlands mit einer Löß- bzw. Flugsanddeckschicht über kristallinem Untergrund. Trotz dieser stellenweise mehrere Meter mächtigen Lößauflage ist die Modau ein hydraulisch schnell reagierendes Gewässer mit geringem Grundwasserspeichervermögen.

Die differenzierten Meßverfahren zur Ermittlung der Trockenwetterabflußspenden lieferten Ergebnisse mit geringen statistischen Fehlern. Die einzelnen Teileinzugsgebiete, in die das Untersuchungsgebiet zerlegt wurde, besitzen z.T. erheblich voneinander abweichende grundwasserbürtige Abflüsse. So bewegten sich die gemessenen TWA-Spenden im Bereich < -4 l/(s·km²) bis

Tab. 7. Statistische Schätzwerte der Parameter a_{A_0} , a_t und a_{A_u}

	α_{A_0} [d ⁻¹]	α_t [d ⁻¹]	α_{A_u} [d ⁻¹]
Mittelwert	0,2240	0,0360	0,0150
Standardabweichung	0,0477	0,0102	0,0033
95 %-Konfidenzintervall	[0,1649, 0,2831]	[0,0234, 0,0487]	[0,0110, 0,0191]

Die hieraus gewonnenen Mittelwerte, Standardabweichungen sowie die 95 %-Konfidenzintervalle für die Parameterwerte sind in der Tab. 7 zusammengestellt.

Der relativ große grundwasserbürtige Auslaufkoeffizient α_{A_u} mit $\alpha_{A_u} = 0,01503$ [d⁻¹] zeigt, daß das Einzugsgebiet der Modau nur ein geringes Retentionsvermögen besitzt. So errechnet man z.B. für den NNQ zum Zeitpunkt $t = 10.06.1993$ in Höhe von $Q_t = 0,104$ m³/s ein noch verfügbares Grundwasservolumen von nur noch $V_t = 597701$ m³. Für den MNQ des gesamten Betriebszeitraumes t des Pegels Eberstadt in Höhe von $Q_t = 0,288$ m³/s ist ein abflußfähiges Restvolumen von $V_t = 1655172$ m³ vorhanden.

> 8 l/(s·km²). Dies zeigt, daß das Bachbett der Modau im Arbeitsgebiet nicht abgedichtet ist. Im Übergangsbereich vom Odenwald zum Hessischen Ried belegt eine negative TWA-Spende, daß das Bett der Modau dort nicht vollständig kolmatiert ist.

Die aus den Daten des Pegels Darmstadt-Eberstadt für einen längeren Zeitraum rechnerisch mit unterschiedlichen Verfahren ermittelten Grundwasserneubildungsraten entsprechen den für das Untersuchungsgebiet vorliegenden Klimadaten. Die auf die hierin enthaltenen Trockenjahre bezogenen Mittelwerte korrespondieren mit den Meßdaten des Sommerhalbjahres 1996, bei dem es sich ebenfalls um eine ausgeprägte Trockenperiode handelte.

6. Schriftenverzeichnis

Backhaus, E. & Rawanpur, A. (1978): Gersprenz und Mümling. – In: Das Mainprojekt. – Schriftenr. Bayrisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, 7: 121–139; München.
Caesperlein, A. (1967): Auswertung von Abflußmessungen auf digitalen Rechenanlagen. – Bes. Mitt. DGJ, 29: 65 S.; München.
Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch (1983–1996): Rheingebiet. – I, Abflußjahre 1983–1993; Wiesbaden.

Deutscher Wetterdienst (1963–1996): Deutsches Meteorologisches Jahrbuch der BRD 1963–1992. – Offenbach a.M.
DIN 1319, Teil 3, (08.1983): Grundbegriffe der Meßtechnik. – 14 S.; Berlin.
DIN 4049, Teil 3, (10.1994): Begriffe zur quantitativen Hydrologie. – 80 S.; Berlin.
Höiting, B. (1992): Hydrogeologie. – 415 S.; Stuttgart (Enke).
Kalide, W. (1990): Einführung in die techni-

sche Strömungslehre. – 249 S.; München (Hanser).

Knoch, K. (1949/1950): Klimaatlas Hessen. – Bad Kissingen.

Maillet E. (1905): Mécanique et physique du globe. Essais d'hydraulique souterraine et fluviale. – 218 S.; Paris (Hermann).

Natermann, E. (1951): Die Linie des langfristigen Grundwassers (A_uL) und die Trockenwetterabflüsse (TWL). – Wasser-

- wirtschaft (Sonderheft); Stuttgart.
PC-Q, V1.2, (1993): Bundesanstalt für Gewässerkunde; Koblenz.
Pegelvorschrift (Anhang D) (1991): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser und Bundesminister für Verkehr. - 97 S.; Bonn.
Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. - 491 S.; Stuttgart (Enke).
Schröder, C. M. (1994): Technische Hydraulik - Kompendium für den Wasserbau. - 308 S., Berlin-Heidelberg (Springer).
Sigloch, H. (1980): Technische Fluidmechanik. - 328 S., Düsseldorf (VDI).
Wundt, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. - In: Grahmann : Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. - Forsch. dt. Landeskunde, **104**: 47-54; Remagen.

Manuskript eingegangen am 8. 8. 1997, angenommen am 22. 12. 1997

Siegfried Turowski*

Schwermetalluntersuchungen am Schwarzbach im Spessart unter Berücksichtigung der Geologie des Lochborn von Bieber mit seiner Bergbaugeschichte

Kurzfassung

Zwischen Februar und August 1997 wurden Untersuchungen am Schwarzbach im Spessart durchgeführt. Dabei wurden erhöhte Arsengehalte festgestellt, die auf die frühere Bergbautätigkeit (von 1494– 1925) in diesem Gebiet zurückzuführen sind.

Direkt an der Quelle des Schwarzbaches wurde ein sehr ionenarmes Wasser mit geringer Leitfähigkeit angetroffen, wie es für Wässer des Spessarts typisch ist. Es handelt sich hierbei um Erdalkali-Sulfat-Buntsandsteinwässer.

Die Meßwerte im Quellwasser des Schwarzbaches sind denen der anderen Spessartquellen, die gleichen geologischen Horizonten entspringen, sehr ähnlich.

Anthropogene Einleitungen in den Schwarzbach sind aufgrund der Topographie und der Tatsache, daß er in seinem Oberlauf durch ein Naturschutzgebiet fließt, in der Oberen Hälfte seines Verlaufs auszuschließen. Dort können nur geogene Ursachen oder die Überreste früherer Tätigkeiten des Menschen zu einem Schadstoffeintrag beitragen.

Aus den zwischen Februar und August 1997 sowie im Oktober 1994 im Bachwasser des Schwarzbaches bestimmten Gehalten kann, zumindest im unteren Bereich, auf ständig erhöhte Arsengehalte geschlossen werden. Dies untermauern auch Meßwerte in Eluaten und Aufschlüssen von Waldboden und Bachsediment. Daß die schwarzen Oxid-/Hydroxidkrusten, die sich auf fast allen Steinen im Bachlauf finden lassen, ebenfalls hohe Gehalte an Arsen enthalten, stützt diese Überlegung besonders.

Abstract

Heavy metal probing of the Schwarzbach water in the Spessart (Germany) between February and August 1997 indicated high contents of arsenic. This contamination can be traced back to mining activities in the time between 1494 and 1925.

The orebody „Lochborn von Bieber“ has been mined for iron, manganese, cobalt, lead, silver and copper during several periods.

At the spring, the Schwarzbach

still shows a low ion content, as it is typical for Spessart waters, comparable to that of other springs in the same geological formation.

An anthropological discharge of waste water as cause of the contamination is very unlikely, as the upper half of the Schwarzbach lies in a protected area, without any villages or industries. The comparison of the present observations with those of an earlier measuring campaign in

October 1994 showed that the arsenic content remained at a constantly high level. Therefore, the former mining activity is the only possible source of the contamination. This thesis is confirmed by findings of arsenic in alluvial sediments and soil cuts. Additionally, the black coatings which are found on most of the stream pebbles, are rich in arsenic too.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	16
2. Material und Methoden	17
3. Daten der Beprobung und klimatische Bedingungen	18

* Dipl.-Min. S. Turowski, BIO-DATA GmbH, 35440 Linden

4. Heutiger Zustand	19
5. Quellhorizonte	20
6. Darstellung und Interpretation der Meßergebnisse	21
6.1 Wasserproben	21
6.1.1 Beschreibung und Interpretation der pH-Eh-Diagramme	23
6.1.2 Vergleich der pH-Eh-Werte mit den Stabilitätsdaten im System As-O-H	23
6.1.3 Wiesbüttensee	25
6.2 Beschreibung der Boden- und Gesteinsproben	25
6.2.1 Meßergebnisse der Boden- und Gesteinsproben	25
7. Zusammenfassung und Ausblick	27
8. Schriftenverzeichnis	35

1. Einleitung

Der Lochborn von Bieber liegt im nördlichen Hochoder Buntsandsteinspessart. Das tief eingeschnittene Tal wird vom Schwarzbach, früher „Schwarze Bach“ genannt, durchflossen und ist von z.T. über 500 m hohen Bergkuppen umgeben. Der Schwarzbach entspringt auf einer Höhe von 380 m ü. NN und fließt in etwa nordwestlicher Richtung dem Ort Bieber zu, hinter welchem er auf 210 m Meereshöhe in den Bieberbach mündet. Bei einer Länge von 5,4 km hat er ein durchschnittliches Gefälle von 3,5 %.

Der im Spessart vorherrschende Buntsandstein bildet bei der Verwitterung nur nährstoffarme Böden mit geringer Lößlehmauflage. Der darunterliegende Bröckelschiefer gibt dagegen bindige Böden, die ein gutes Wasserhaltevermögen besitzen. Dies ist ein Grund dafür, daß Ackerbau nur im unteren Bereich der Berghänge zu finden ist, wogegen die Höhen mit Wald bestanden sind. Der Waldanteil beträgt etwa 70 % der Fläche. An Stellen, an denen der Wald in der Vergangenheit durch Rodung oder Viehtrieb übermäßig beansprucht wurde, entstanden Heidelandschaften (Mollenhauer 1986; vgl. Binnewies 1986a, b+c).

Die Jahresniederschlagsmenge ist mit 900–1000 mm hoch, das Klima ist subatlantisch getönt (Binnewies, 1986b). Heute existieren im Spessart zwei Naturschutzgebiete: der „Lochborn von Bieber“ und das „Wiesbüttmoor“, das einzige Hochmoor im Spessart.

Die kristallinen Gesteine des Spessarts und ihr sedimentäres Deckgebirge, das bis in den Mittleren Buntsandstein reicht (vgl.: Bücking 1891a+b, Freymann 1991, Schwarzmeier & Weinelt 1993, Sabel 1996), sind von Gängen durchzogen. Durch die bei tektonischen Vorgängen geöffneten Wegsamkeiten konnten hydrothermale Wässer aufsteigen, aus denen sich Baryt, Fluorit und Siderit abschieden. Die Kobaltgänge des Lochborner Kobaltrückens mit höheren Elementgehalten an Co, Ni, Bi und Cu entstanden möglicherweise auch durch Lösungsvor-

gänge in Letten des Zechstein und darauffolgende erneute Erzabscheidung in Klüften (Freymann 1991).

Kristallines Grundgebirge bzw. glimmerreiche schiefrige Gneise treten am südlichen Abhang des Burgberges zu Tage, darüber liegen im Lochborn Zechsteinkonglomerate (Grauliegendes), Kupferletten und Zechstein im engeren Sinne auf. Der Kupferletten ist 0,5–1,5 m mächtig und besteht aus zähen bituminösen braunen Letten. Als Erze sind Bleiglanz, Kupferkies und silberhaltiges Fahlerz in Adern oder größeren Erzknollen enthalten. Akzessorisch treten Arsenkies, Antimonglanz, Wismutglanz und Kobaltgänge auf (Bücking, 1891a+b, Freymann, 1991). In den Letten sind Erzgänge enthalten, die z.T. bis auf das kristalline Grundgebirge reichen und vor allem kobaltführend sind. Sie entsprechen Verwerfungsspalten und fallen mit 50–80° ein. Der reichste Gang des Bieberer Kobaltwerkes ist der „erste Lochborner Rücken“, der parallel zum Schwarzbachtal verläuft. Im Spessart treten von der Trias nur Schichten des Unteren und Mittleren Buntsandsteins auf (Bücking 1891a+b).

Wann die Erze der Kupferletten und die Eisenerzlager im Lochborn bei Bieber entdeckt wurden ist ebenso unklar wie der Beginn des Bieberer Bergbaus selbst. Die erste urkundliche Erwähnung findet sich in Kammerakten von Kurmainz und Hanau aus dem Jahre 1494. Endgültig eingestellt wurde der Bergbau im Jahre 1925 (vgl. Cancrin 1787, Hofmann 1969 und 1986, Mollenhauer 1996).

Da die Region des Lochborn von Bieber, der vom Schwarzbach durchflossen wird, seit 1494 in unterschiedlicher Weise bergbaulich genutzt wurde – es wird sogar vermutet, daß schon die Kelten am Burgberg nach Metallen schürften – interessierten die Schwermetallgehalte des Bachwassers. Am wichtigsten waren die Arsengehalte, da Arsen in sulfidischen Erzen häufig auftritt, den Schwefel leicht ersetzen kann oder gemeinsam mit dem Schwefel Sulfosalze bildet.

2. Material und Methoden

Im Zeitraum von Februar 1997 bis August 1997 wurde der Schwarzbach im Spessart (Abb. 1) dreimal beprobt. Dabei wurden insgesamt 234 Wasserproben (Schöpfproben) aus dem Bach und seinen Zuflüssen genommen; im Bachlauf aufgestaute oder natürliche Teiche sowie Brunnen wurden, soweit sie zugänglich waren, ebenfalls untersucht. Auch aus dem Wiesbüttensee und -moor wurde Wasser entnommen.

In den Wasserproben wurden vor Ort die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotential sowie die Wassertemperatur ermittelt. Danach erfolgte eine Stabilisierung mit Salpetersäure. Im Labor wurden später die Gehalte der Schwermetalle As, Ni, Cu, Cr, Pb, Hg, Cd, Zn, Co, Fe, Mn, Ag und Tl sowie Al und die Nährstoffe Ca, Mg, Na, K bestimmt.

Zur Absicherung der Ergebnisse wurden ein Stein aus dem Schwarzbach, Bodenproben am Standort des ehemaligen Pfandgraber Kobaltpochwerks, ein Sandstein aus dem Su_2 -Horizont vom Burgberg und ein vererzter Quarz-Biotit-Glimmerschiefer auf ihre Schwermetall-Gehalte und die Art der Vererzung untersucht.

Ein Vergleich mit einigen Wasserproben, die im Oktober 1994 im Bereich des Pfandgraber Kobaltpochwerkes am Burgberg genommen wurden, ermöglicht eine Aussage über die Höhe der Schwermetall-Gehalte (SM-Gehalte) über einen längeren Zeitraum hinweg. Bezüglich der Quelle und der Quellwassergüte ist auch ein Vergleich mit einer Studie der Stadtwerke Frankfurt am Main möglich, die fünf andere Quellen im Bieberer Gebiet in den Jahren 1988–1995 systematisch untersuchten.

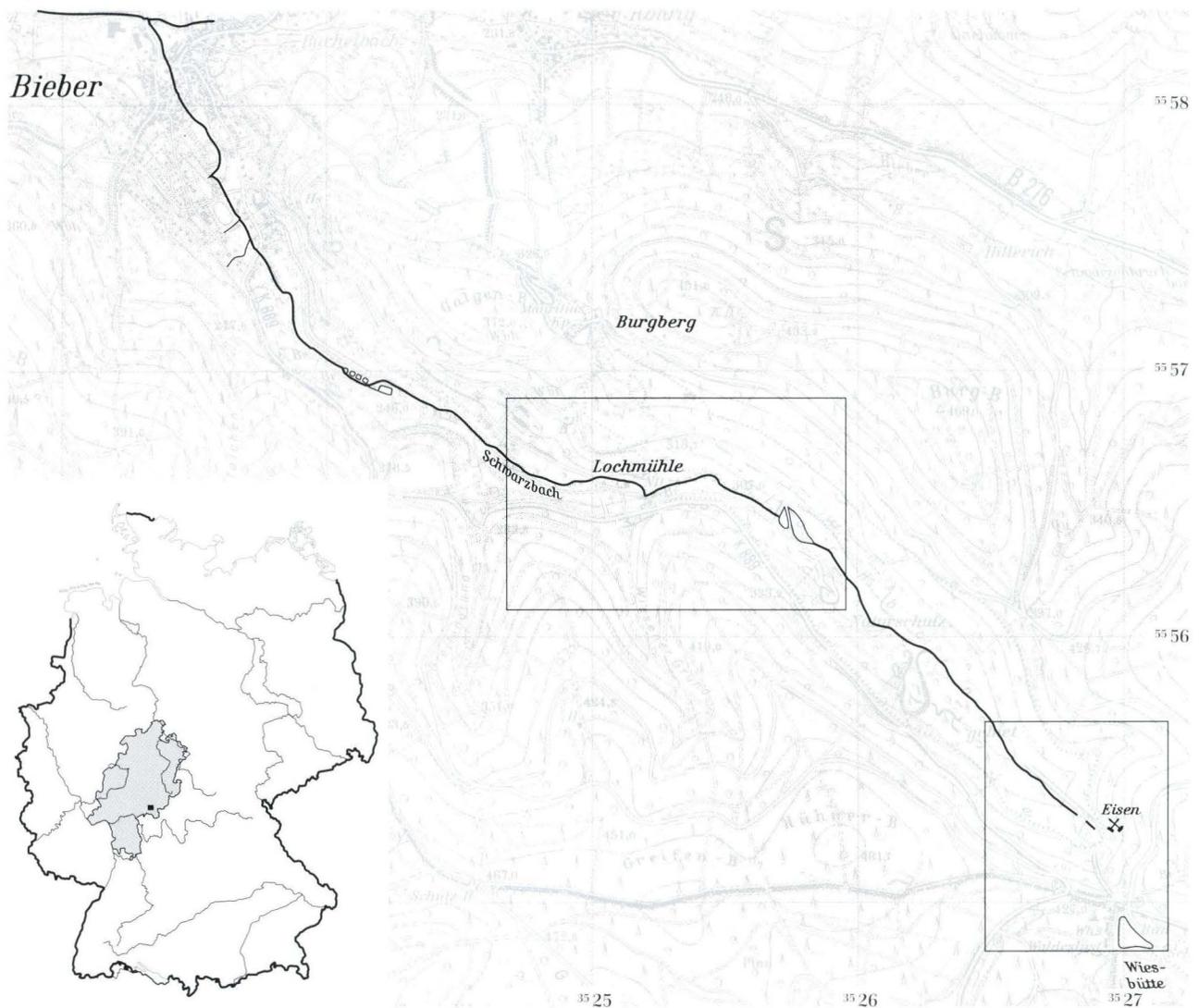


Abb. 1. Topographische Karte des Schwarzbaches (Maßstab 1 : 25 000).

Diese Quellen entspringen alle, wie der Schwarzbach, derselben geologischen Formation des Unteren Buntsandsteins.

Die Wasserproben wurden als Schöpfproben in PE-Flaschen genommen, die zuvor mit Wasser von derselben Stelle, an der danach die Entnahme erfolgte, ausgespült wurden, um Verunreinigungen zu vermeiden.

Bei Zuflüssen von Seitenbächen wurde jeweils eine Wasserprobe ca. 20 m oberhalb der Einmündung in den Schwarzbach, im zufließenden Bach ebenfalls etwa 20 m vom Zusammenfluß entfernt und eine dritte Probe etwa 50 m unterhalb des Zusammenflusses genommen. Hierbei wurde davon ausgegangen, daß sich die unterschiedlichen Bachwässer bis zur Probenahmestelle ausreichend vermischt und homogenisiert haben. Durch dieses Vorgehen wird eine genaue Aussage über die Elementgehalte des Schwarzbaches einerseits und die aus den Zuflüssen gelieferten Beiträge andererseits erhalten. Bei einigen Seitenbächen wurden bachaufwärts weitere Wasserproben genommen.

Soweit dies möglich war, fand eine Probenahme auch an Brunnen, in Teichen und im anmoorigen Gelände statt. Die Probenahmepunkte richteten sich nach der Zugänglichkeit des Geländes, der Anzahl und Lage der Seitenbäche, Teiche und Brunnen sowie der Bebauung. In den Bereichen, in denen nach alten Karten Bergbau umging und deshalb erhöhte Gehalte zu erwarten waren, wurden die Abstände zwischen den Punkten möglichst klein gewählt, um eine genauere Aussage zu erhalten.

Die Bodenproben wurden mit einem PE-Gefäß genommen und zum Transport in Plastiktüten verpackt. Nach der Bestimmung der Feldparameter wurden die Wasserproben sofort mit 1 ml konz. HNO_3 /100 ml Probe stabilisiert. Dies wurde ohne vorheriges Filtrieren durchgeführt, da die Wasserproben klar waren und keine sichtbare Trübung oder Partikel enthielten.

Die Parameter pH-Wert, Redox-Potential (Eh-Wert), Leitfähigkeit und Wassertemperatur wurden mit Feldmeßgeräten noch vor Ort bestimmt. Dabei kamen mobile Geräte (WTW pH 90 und WTW LF 90 und Greisinger GTH 1150) zum Einsatz.

Die Bestimmung der Schwermetalle und Nährstoffe erfolgte in den Labors der Fa. BIO-DATA GmbH in Linden. Die Messung der Elemente As und Hg wurden mit Hilfe des Hydridsystems MHS-10 und des Flammen-AAS-Gerätes 2380 (beide von der Fa. Perkin Elmer) durchgeführt.

Die Bestimmung von Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Tl und Ag erfolgte mit einem Graphitrohr-AAS-Gerät 2100 mit HGA 700 und Autosampler AS 70 (alle Perkin Elmer). Zn, Fe, Mn, Na, K, Ca und Mg wurden mit dem Flammen-AAS-Gerät 2380 bestimmt, die Elemente Al und Co mit einer ICP-OES 138 Ultrace (Fa. Jobin-Yvonne) gemessen.

Die Durchführung der Bestimmungen erfolgte nach den gültigen DIN-Normen (DIN 38 406, Teile 6, 7, 8, 10, 11, 13, 14, 18, 19 und 22).

Die Boden- und Gesteinsproben wurden im luftgetrockneten Zustand gemörsert und gemahlen (Retsch Mörsermühle) und nach DIN 38 414 S7 mit Königswasser aufgeschlossen, anschließend auf 100 ml aufgefüllt und gemessen. Für die Bestimmung der Tl-Werte kam ein Salpetersäure-Mikrowellen-Druckaufschluß zur Anwendung (Platen et al. 1996). Dabei wurden 0,5–1 g der Probe mit 4 ml HNO_3 (65 %, $\rho = 1,49 \text{ g/cm}^3$, p.A.-Qualität, Merck, Darmstadt) in einer Labormikrowelle (Typ EM-5, 1200 Watt, HSL GmbH, Microwave Laboratory Systems, Büchi, Göppingen) in PTFE-Druckgefäßen aufgeschlossen. Anschließend wurde auf 10 ml aufgefüllt und der Rückstand abfiltriert.

Zur Bestimmung der eluierbaren Anteile der Schwermetalle im Feststoff wurde dieser 24 Stunden mit deion. Wasser (Verhältnis Boden/Gestein zu deion. Wasser = 1:10) geschüttelt und anschließend abfiltriert. Die Meßwerte sind in mg(Schwermetall)/l Eluat angegeben.

Der Boden-pH-Wert wurde nach DIN 19 684, Teil 1 als pH(CaCl_2) in 0,1 M CaCl_2 -Lösung mit einem pH-Meter (Microprozessor pH-Meter, pH 535, Multi-Canal, WTW) mit einer Glaselektrode bestimmt.

Die Bestimmung der Trockensubstanz (= Trockenrückstand) wurde nach DIN 18 128 durchgeführt, die Ermittlung des Glührückstandes nach DIN 19 684, Teil 3.

3. Daten der Beprobung und klimatische Bedingungen

Es wurden drei Probenahmen durchgeführt, bei denen jeweils an etwa 70 Stellen Wasserproben aus dem Schwarzbach und seinen Zuflüssen genommen wurden.

Die erste Beprobung fand am 22.2.97 statt, eine Nachbeprobung im Quellbereich des Schwarzbaches am 8.3.97. Diese Probenahmen erfolgten wenige Tage nachdem der letzte Schnee geschmolzen war; während dieser Zeit fielen reichliche Niederschläge, so daß der Boden

oberflächlich sehr sumpfig und der Schwarzbach sowie alle Seitenbäche und Teiche gut gefüllt waren. Da zuvor etwa 6 Wochen strenger Frost herrschte und der Boden, nach Angaben von Anwohnern, je nach Lage zwischen 30 und 50 cm tief gefroren war, handelt es sich bei den Wasserproben hauptsächlich um oberflächliche Abflüsse, vor allem von Regen- und Schmelzwasser. Im Bereich der sumpfigen Seitenwiesen um den Schwarzbach war

nur durch die Tatsache, daß der Boden erst etwa 10–15 cm tief aufgetaut war, eine Begehung und Probenahme möglich. Einige Punkte konnten im Februar/März jedoch nicht beprobt werden, da das Gelände unzugänglich war.

Die zweite Probenahme wurde am 6.6.97 durchgeführt. Dabei wurden die Proben an denselben Stellen genommen wie bei der ersten Beprobung. Nachdem es im Mai viel regnete, gingen der Beprobung Anfang Juni etwa 10 Tage Trockenheit voraus. Zu diesem Zeitpunkt

führten einige im Februar bzw. März beprobte Rinnsale (vor allem am Standort des ehemaligen Pfandgraber Kobaltpochwerkes) kein Wasser, so daß hier eine Beprobung unmöglich war.

Die dritte und letzte Beprobung erfolgte am 20.8.97. Etwa 14 Tage vor der letzten Beprobung fielen im Gebiet des Schwarzbaches keine Niederschläge. Deshalb kann davon ausgegangen werden, daß es sich bei den Bachwässern hauptsächlich um Quell- und Grundwasser sowie um Abfluswasser aus Halden handelt.

4. Heutiger Zustand

Auch heute sind im Schwarzbachtal noch zahlreiche Zeugnisse des ehemals so vielfältigen Bergbaus zu finden (vgl. Abb. 1–3): Wenn man vom Wiesbüttensee, dem größten Kunstteich des Spessarts, in nordwestlicher Richtung in das Tal des Schwarzbaches geht, gelangt man wenige Meter unterhalb dessen Quelle zum Maschinenschacht des letzten Eisenerzbergbaus (1885–1925). Der Weg, auf dem man sich befindet, ist die Trasse, auf der zu dieser Zeit die Grubenbahn fuhr. Rechts dieses Weges befindet sich der eingestürzte Maschinenschacht, links sind, ebenfalls eingestürzt, Wetterschächte zu erkennen. Die Verbrüche beider Anlagen sind mit Wasser gefüllt. In den Wetterschächten verschwindet der Schwarzbach wieder und tritt erst ca. 120 m weiter unterhalb einer Aufschüttung wieder aus dem Waldboden aus (Abb. 2).

Etwa 50 m unterhalb der alten Schächte kann man links des Weges, am Unterrand einer Aufschüttung einen Stolleneingang erkennen. Die Bahntrasse, die im weiteren Verlauf als Damm aufgeschüttet ist, führt zwischen den Schachtpingen und Halden des Kobalt-Bergbaus auf der rechten Seite und den Pingenfeldern des Lochborner Lettenwerks links hindurch, vorbei am ehemaligen Lettenpochwerk, zum Lochborner (Kunst-)Teich. Dieser Teich (Abb. 3), der früher für die Lochborner Kettenkunst angelegt und später für die Kobaltwerkskunst verwendet wurde, ist heute in einen großen und einen kleinen Teil getrennt. Zwischen beiden verläuft ein Damm, auf dem die Spessartbahn in einer Kehre zum Burgberg geführt wurde (Rekonstruktion von Bindseil in: Senzel 1994, Freymann 1991).

Weiter bachabwärts kann man rechts ein ausgedehntes Haldengebiet am Burgberg erkennen. Links endete der Radstuber-Stollen (Unterer Koboltsstollen). Ebenfalls links befanden sich das Lochborner Lettenpochwerk und die Radstube der ersten Kobaltwerks-Kunst (Freymann 1991).

Unterhalb eines Bauernhofes gelangt man im Wald zum Standort des ehemaligen Pfandgraber Kobaltpoch-

werks, das sich rechts des Baches befand. Vorbei am Sanatorium kommt man zu Fischteichen, bei dem obersten, größten, handelt es sich um den ehemaligen Hüttenwehrteich (vgl. Abb. 1 und 6). Wenn man dem Feldweg folgt, gelangt man zum Ort Bieber. Dort befand sich in der Nähe des heutigen Fußballplatzes die Schmelz, der frühere Standort des Hochofens, noch früher der Ort der Metallerzhütte. Die Schlacken der Hütten liegen unter dem geteerten Parkplatz gegenüber dem ehemaligen Werksgelände (Freymann 1991).

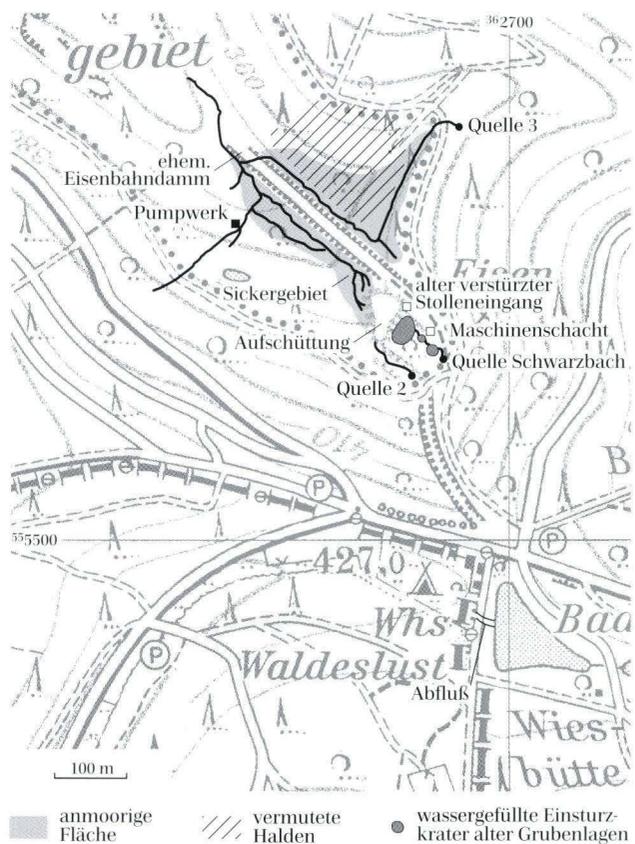


Abb. 2. Ausschnittvergrößerung des Quellbereichs des Schwarzbaches mit alten Schachtanlagen (Maßstab 1:4000).

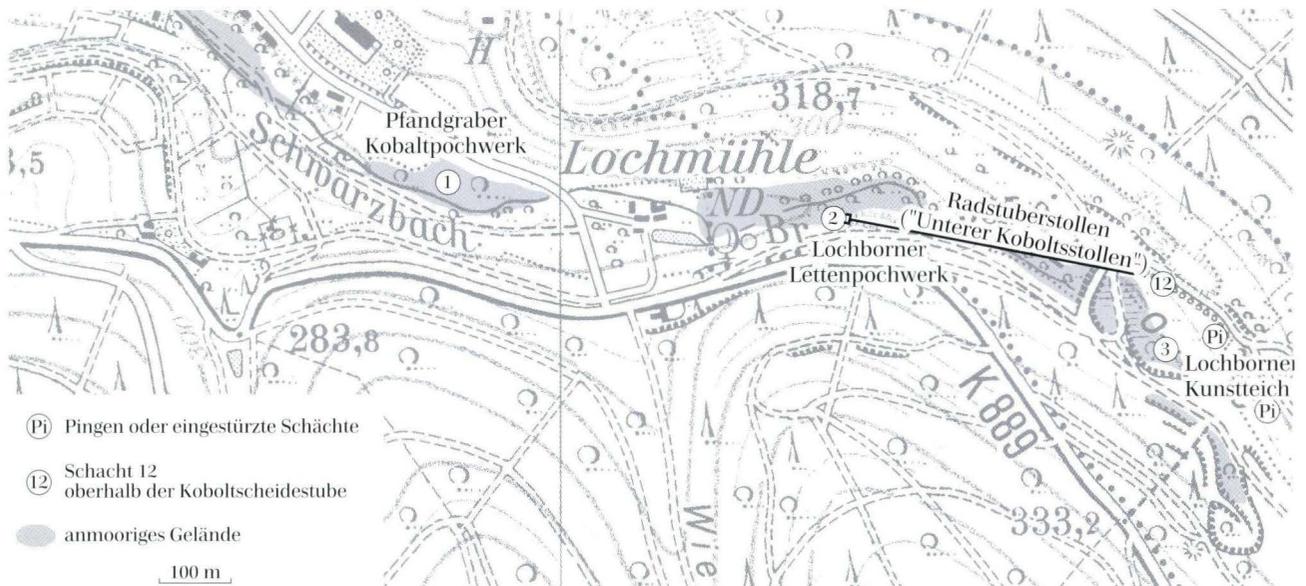


Abb. 3. Ausschnittvergrößerung des Bereiches Lochmühle-Burgberg mit rekonstruierten Aufbereitungsanlagen und Stollenmundlöchern (Maßstab 1:5 400).

5. Quellhorizonte

Ursprünglich waren im Spessart gering mineralisierte Erdalkali-Hydrogencarbonat-Quellwässer anzutreffen, die sich bis heute in Erdalkali-Sulfat-Buntsandsteinwässern verändert haben. Diese Veränderung betrifft vor allem die schwach gepufferten Quellwässer der kalkarmen Buntsandsteingebiete (Abke et al. 1996).

Der ergiebigste Quellhorizont des nördlichen Spessarts liegt an der Oberkante des Bröckelschiefers, der mit Ton- und Schluffsteinen als wasserstauende Schicht fungiert. Geologisch befindet sich hier auch die Quelle des Schwarzbaches (am Übergang vom Bröckelschiefer zum feinkörnigen Sandstein). Die Zerklüftung der grundwasserleitenden Buntsandsteinschicht ist intensiv, so daß ein rascher Abfluß oberflächennahen Grundwassers begünstigt wird. Die geringe Verweildauer zieht eine geringere Menge geogenen Lösungsinhalts nach sich (Abke et al. 1996). Da das Quellwasser im Spessart sehr mineral- und nährstoffarm ist, ist es chemisch leicht veränderbar.

Saure Böden aus silikatischen Ausgangsgesteinen sind charakteristisch für die Waldstandorte im Spessart, von Natur aus sind sie arm an basisch wirksamen Kationen (vor allem Mg, Ca) und haben eine geringe Puffer-, Austausch- und Adsorptionskapazität (Abke et al. 1996). Bei Ca- und Mg-armen Bodentypen, wie sie sich auf Buntsandstein bilden, zeigen sich auch die negativen Begleiterscheinungen von Kalkungen (die ja der Bodenversauerung entgegenwirken sollten) besonders deutlich.

So ist z.B. Humusschwund zu beobachten, dadurch werden von Sickerwässern Nitrate ausgewaschen. Die Folge davon kann auch eine Mobilisierung von Schwermetallen sein (Abke et al. 1996). Als zusätzliches Problem stellt sich im Spessart die Aufforstung mit Fichten und Kiefern dar, da Nadelstreu von Fichten sehr harzreich ist und bei der Verrottung im Rohhumus Harz- und Huminsäuren entstehen, die zur Versauerung von Bachwasser und Böden beitragen (Mollenhauer 1986).

Bei Untersuchungen an den unten aufgeführten Quellen beobachteten Abke et al. (1996) daß sich Al^{3+} und SO_4^{2-} schüttungsparallel verhalten, d.h. etwa 2–3 Wochen verzögert tritt nach starken Niederschlägen eine Erhöhung der Gehalte auf. Dies entspricht nach ihren Überlegungen genau den geologischen Gegebenheiten.

Von den Stadtwerken Frankfurt/Main von 1988–1995 beprobte Spessartquellen:

- Alexander Scharff- (Frankfurt-) Quelle (1,7 km nordöstlich der Quelle des Schwarzbaches), hier beginnt eine der Fernwasserleitungen nach Frankfurt, die „Frankfurt-Quellwasserleitung“,
- Glasborn,
- Unterer Rinneborn (ca. 3,5 km nordnordwestlich der Ortsmitte Bieber und 1 km westlich des Gieserborns),
- Breite Ruheborn,
- Roh-Mischwasser Gieserborn (ca. 3 km nördlich von Bieber).

6. Darstellung und Interpretation der Meßergebnisse

6.1 Wasserproben (Tab. 1–4)

Der Quelle des Schwarzbaches entspringt ein sehr ionenarmes Wasser mit geringer Wasserhärte (< 4 mg Ca/l und < 2 mg Mg/l). Es sind mit Ausnahme von Eisen bei der Beprobung im März 1997 keine Schwermetallgehalte oberhalb der Grenzwerte der Trinkwasser-Verordnung festgestellt worden.

Oberhalb des ehemaligen Lochborner Kunstteiches wurden keine Belastungen des Bachwassers mit Arsen oder anderen Schwermetallen gefunden. Im Bereich des oberen Maschinenschachtes des letzten Eisenerzbergbaus und in den wassergefüllten eingestürzten Wetterschächten wurden geringe Mengen an Eisen (max. 0,23 mg Fe/l) nachgewiesen.

Unterhalb des Lochborner Kunstteiches konnten bei den Beprobungen an verschiedenen Stellen unterschiedlich hohe Belastungen mit Arsen festgestellt werden. Deshalb kann wohl davon ausgegangen werden, daß im gesamten Bereich unterhalb des Teiches, der heute in einen großen und einen kleinen Teich geteilt ist, mit einer Belastung zu rechnen ist.

Direkt unterhalb des kleinen Teiches konnte im Februar und Juni ein Zufluß zum Schwarzbach beobachtet und beprobt werden. Im August war das Rinnsal ausgetrocknet, dafür wurde eine kleine Quelle auf dem Weg selbst gefunden.

Der im Februar und Juni beprobte Zufluß läuft zunächst, bachabwärts schauend, links neben dem Lochborner Kunstteich in einem Graben neben dem Weg entlang, um diesen dann zu kreuzen und kurz unterhalb des Abflusses aus dem kleinen, unteren Teil des Kunstteiches in den Schwarzbach zu münden. In diesen Wasserproben konnten sehr hohe Gehalte an Al, Fe, Mn und Co bestimmt werden. Es könnte sich um einen geringen Abfluß aus dem ehemaligen Lettenstollen handeln. Nach alten Karten müßte dieser Stollen knapp oberhalb des ehemaligen Lochborner Kunstteiches links des Schwarzbaches enden. Damit wären auch die sehr hohen Gehalte an Co, Fe und Mn erklärbar. Die „Quelle“ auf dem Weg, die im August vorgefunden und beprobt wurde, ist unbelastet.

In einer Entfernung von 2,2–2,4 km von der Quelle ist

bei allen Beprobungen ein starker Anstieg der Arsengehalte (z.T. um den Faktor 100) festgestellt worden. Allerdings wurden zu den drei verschiedenen Zeitpunkten sehr unterschiedliche Gesamtgehalte bestimmt (Februar: 0,077 / Juni: 0,170 / August: 0,246 mg As/l, vgl. Abb. 12).

Bereits im Oktober 1994 wurden aus dem Schwarzbach zweimal Wasserproben an derselben Stelle unterhalb des Burgberges (R 35 2476, H 55 56 60) entnommen. Die erste Beprobung dieser Zeit fand ebenfalls nach längerer Trockenheit (wie im August 1997) statt und ergab Arsengehalte von 0,2 mg/l. Nach etwa einer Woche Regen sanken die Werte dort auf 0,13 mg As/l Bachwasser ab.

Bei der Beprobung im August 1997 wurden jedoch auch zwischen dem Lochborner Kunstteich und der oben beschriebenen Region am Burgberg deutlich erhöhte As-Gehalte festgestellt (zwischen 0,035 und 0,047 mg As/l).

In diesem Bereich traten im Februar/März nur ein und im Juni zwei Werte oberhalb des Grenzwertes der TrinkwV ($= 0,01 \pm 0,005$ mg As/l) auf. Es ist zu vermuten, daß es sich bei den höheren Gehalten im August um Sickerwässer aus den Halden auf der rechten Talseite des Schwarzbaches handelt.

Im August konnte ein Zufluß zum Schwarzbach von links (R 35 25 32, H 55 56 55, Nr. 9582) mit As-Gehalten von fast 0,3 mg/l beprobt werden. An dieser Stelle tritt sehr kaltes Wasser (9°C) aus einem Loch in einem Seitengraben des Schwarzbaches aus. Die Tatsache, daß sich in diesem „Loch“ nur Steine einer Kantenlänge $>$ etwa 5 cm aber weder Feinanteil noch Trübe befinden, deutet darauf hin, daß der Zustrom kontinuierlich mit großer Schüttung erfolgt. Dieses Wasser enthält die höchsten gemessenen Arsengehalte.

Nach ca. 50 m mündet dieser Zufluß in den Schwarzbach und erhöht dessen As-Gehalt zunächst auf 0,28 mg/l, um dann in der abschüssig rechts des Schwarzbaches gelegenen Wiese (sumpfiges Gelände) weiter zu verlaufen.

In einer Karte F.L. von Cancrins ist bereits 1787 eine Art „Bachkreuzung“ eingezeichnet (vgl. Abb. 4).

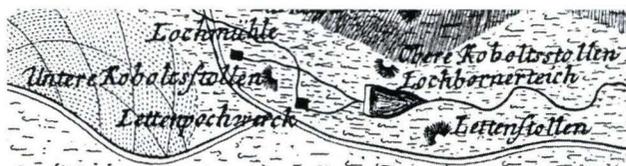


Abb. 4. Schwarzbach zwischen dem Lochborner Kunstteich und der Lochmühle (Cancrin 1787).

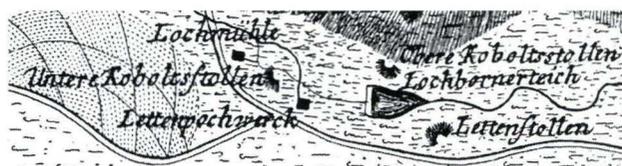


Abb. 5. Darstellung der heutigen Situation in derselben Karte wie in Abb. 4.

Möglicherweise handelt es sich dabei um einen Abfluß des unerwünschten Grubenwassers über den „Radstüberstollen“ (= Unterer Koboltsstollen). Vielleicht ist ein solcher Abfluß in die Talmitte sogar künstlich angelegt worden und stellt auch heute noch Wegsamkeiten für das Wasser dar. Dies könnte zumindest die niedrigen Arsengehalte und eine ungefähr gleichbleibende Wassermenge im Schwarzbach unterhalb dieses Zuflusses erklären.

Unterhalb des Bauernhofes treten erneut hohe As-Gehalte auf. Diese können mehrere Ursachen haben. Der erneute Zufluß des Wassers, das seinen Weg durch die sumpfige Wiese nahm, kann hier noch immer für deutlich erhöhte Gehalte sorgen; eine Auswaschung aus den Halden auf der rechten Seite des Schwarzbachtales kann auch dazu beitragen. Möglicherweise wurden früher auch Reste der Verarbeitung oder Halden an „Reicherz“ für das Lettenpochwerk oder das Pfandgraber Kobaltpochwerk auf dem betroffenen Gebiet gelagert. Weitere Einträge sind durch Stollenausgänge zu erwarten (z.B. den Unteren Koboltsstollen).

Die Arsengehalte fallen von dieser Stelle an zunächst wieder ab, ein erneuter Anstieg ist im Wald am Fuße des Burgberges unterhalb des Bauernhofes zu beobachten. Das ist das Gelände, auf dem früher das Pfandgraber Kobaltpochwerk stand.

Hier kann eine langsamere aber stetige Auswaschung aus dem Waldboden, der mit dem „Schliech“, dem Rückstand des Pochvorganges, verunreinigt zu sein scheint, stattfinden. Dieser Eintrag kann nach Überlegungen zur Topographie und einem Vergleich mit historischen Unterlagen auf einer Länge von ca. 300 m stattfinden. Am Ort des ehemaligen Pfandgraber Kobaltpochwerkes wurden Proben von Waldboden und vom Bachsediment genommen, zusätzlich ein Sandstein mit schwarzer Oxid-Hydroxidkruste aus dem Schwarzbach und zum Vergleich eine Sandsteinprobe aus dem Su_2 -Horizont oberhalb der Fahrstraße zum Sanatorium am Burgberg.

Unterhalb dieses Standortes nehmen die Arsengehalte im Schwarzbach stetig ab.



Abb. 6. Hüttenwehrtal und ehemaliger Hüttenwehrtollen (Cancrin 1787).

Stellenweise sind einmündende Seitenbäche an ihrem Verdünnungseffekt direkt aus dem Diagramm (Abb. 12) ablesbar.

Auch im ehemaligen Hüttenwehrtal, in dem heute Fischzucht betrieben wird, konnten Arsengehalte zwischen 0,0265 mg/l und 0,0777 mg/l sowie erhöhte Al-, Fe-, Mn- und Zn-Gehalte bestimmt werden (siehe Meßwerttabellen).

Unterhalb des Hüttenwehrtales konnte ein kanalisierter Zufluß von der rechten Talseite in den Schwarzbach entdeckt und beprobt werden (R 352402, H 555704). In diesem Wasser fielen erhöhte Arsen-, Eisen-, Mangan- und Aluminiumgehalte auf, die in etwa denen des Schwarzbaches entsprechen. Zwar befindet sich in einem eingezäunten Grundstück neben dem Bach ein Brunnen, aber nach alten Karten kann es sich bei diesem Zufluß auch um abgeleitetes Wasser aus dem ehemaligen Hüttenwehrtal handeln. Dieser Stollen endete früher nordnordwestlich des Hüttenwehrtales (Abb. 6).

Das Durchfließen der verzerrten Zechsteinschichten, die der Schwarzbach bereits oberhalb des ehemaligen Lochborner Kunstteiches kreuzt, scheint hier kaum oder gar nicht zur Erhöhung der Schwermetallgehalte beizutragen.

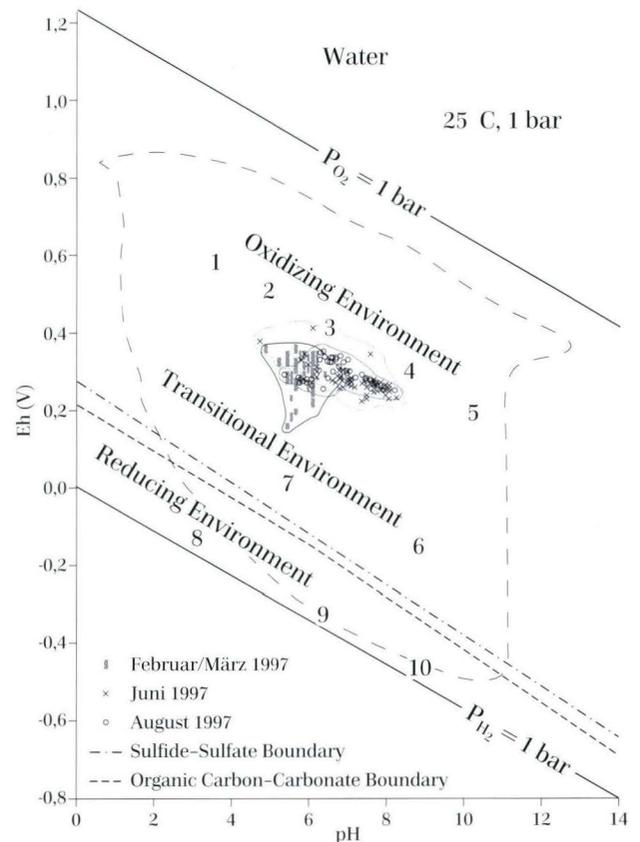


Abb. 7. Darstellung der Probenpunkte im allgemeinen pH-Eh-Diagramm nach Baas Becking et al. (1960) in Brookins (1988).

6.1.1 Beschreibung und Interpretation der pH-Eh-Diagramme

Die ermittelten pH-Werte und Redox-Potentiale (Eh-Werte) liegen alle im Bereich von Regenwasser, Flußwasser und normalem Meerwasser (siehe Abb. 7). Wasserproben, die etwas von der Haupt-Punktwolke zu niedrigeren pH-Werten hin abweichen, stammen aus dem Wiesbüttelsee. Im Februar fielen auch die beprobten Brunnen auf, da sie höhere pH-Werte als die Bachwässer aufwiesen. Weiterhin tendieren einige wenige Werte zu dem Feld der Moorwässer im pH-Eh-Diagramm.

6.1.2 Vergleich der pH-Eh-Werte mit den Stabilitätsdaten im System As-O-H

Betrachtet man die gemessenen pH-Eh-Werte im Vergleich mit den Stabilitätsfeldern verschiedener Arsenverbindungen im System As-O-H (Abb. 8), fällt auf, daß die Werte der Beprobung im Februar/März alle im Stabilitätsbereich von $H_2AsO_4^-$ liegen. Im Juni und August verteilen sie sich, bedingt durch die höheren pH-Werte, auf die Bereiche von $H_2AsO_4^-$ und $HAsO_4^{2-}$, wobei die meisten Datenpunkte im Stabilitätsfeld der zweiten Dissoziationsstufe der Arsensäure liegen. Das bedeutet, daß das Arsen in allen Proben ausschließlich, oder zumindest stark überwiegend, in der fünfwertigen Form vorliegt. Damit kann auch die große Mobilität erklärt werden.

Ein Vergleich der pH-Werte des Schwarzbachwassers

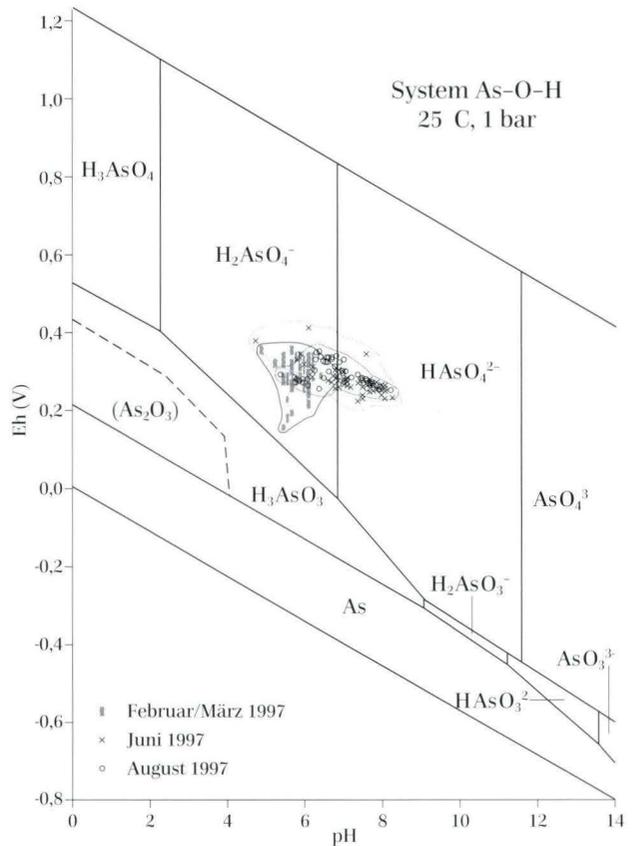


Abb. 8. Darstellung der Probenpunkte im pH-Eh-Diagramm nach Brookins (1988), mit eingezeichneten Stabilitätsfeldern wichtiger Verbindungen des Systems As-O-H bei 25 °C und 1 bar Luftdruck.

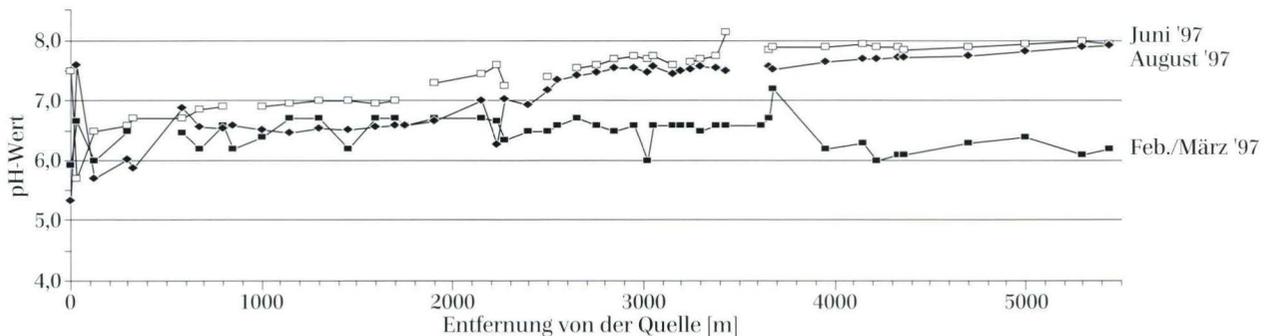


Abb. 9. Diagramm der bei den verschiedenen Beprobungen ermittelten pH-Werte des Schwarzbachs.

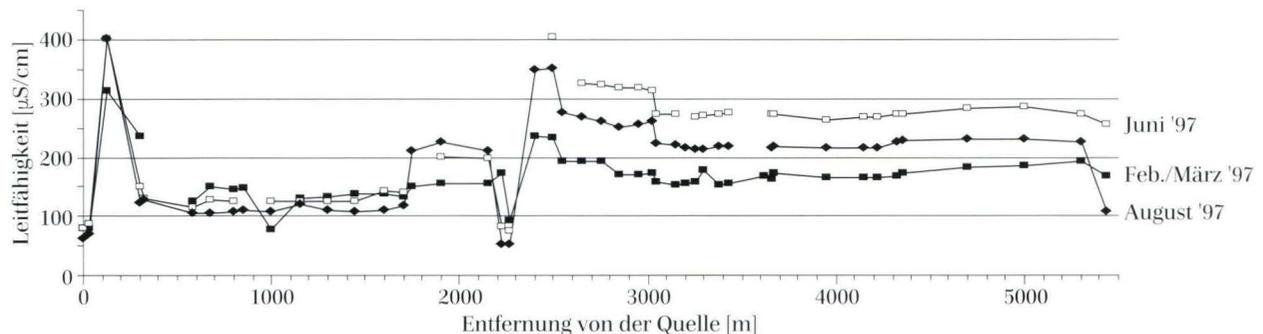


Abb. 10. Zusammenstellung der Leitfähigkeitsdaten, die bei den 3 Beprobungen gewonnen wurden.

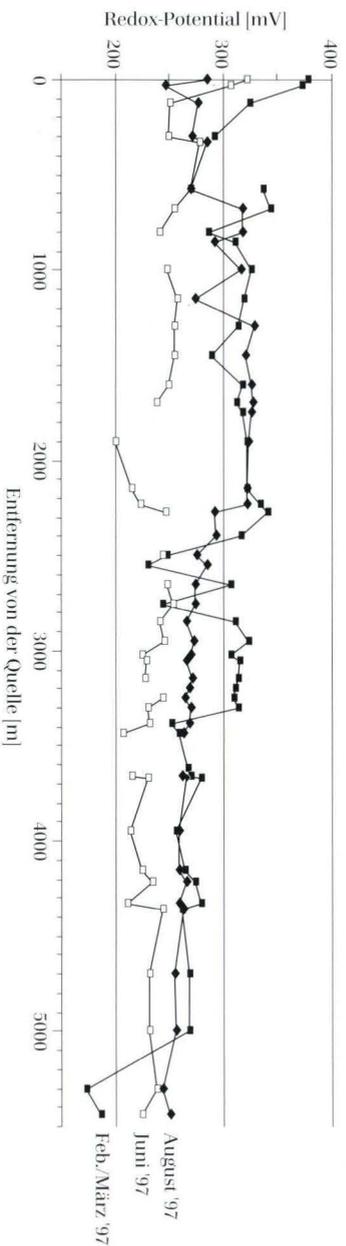


Abb. 11. Darstellung der gemessenen Redox-Potentiale.

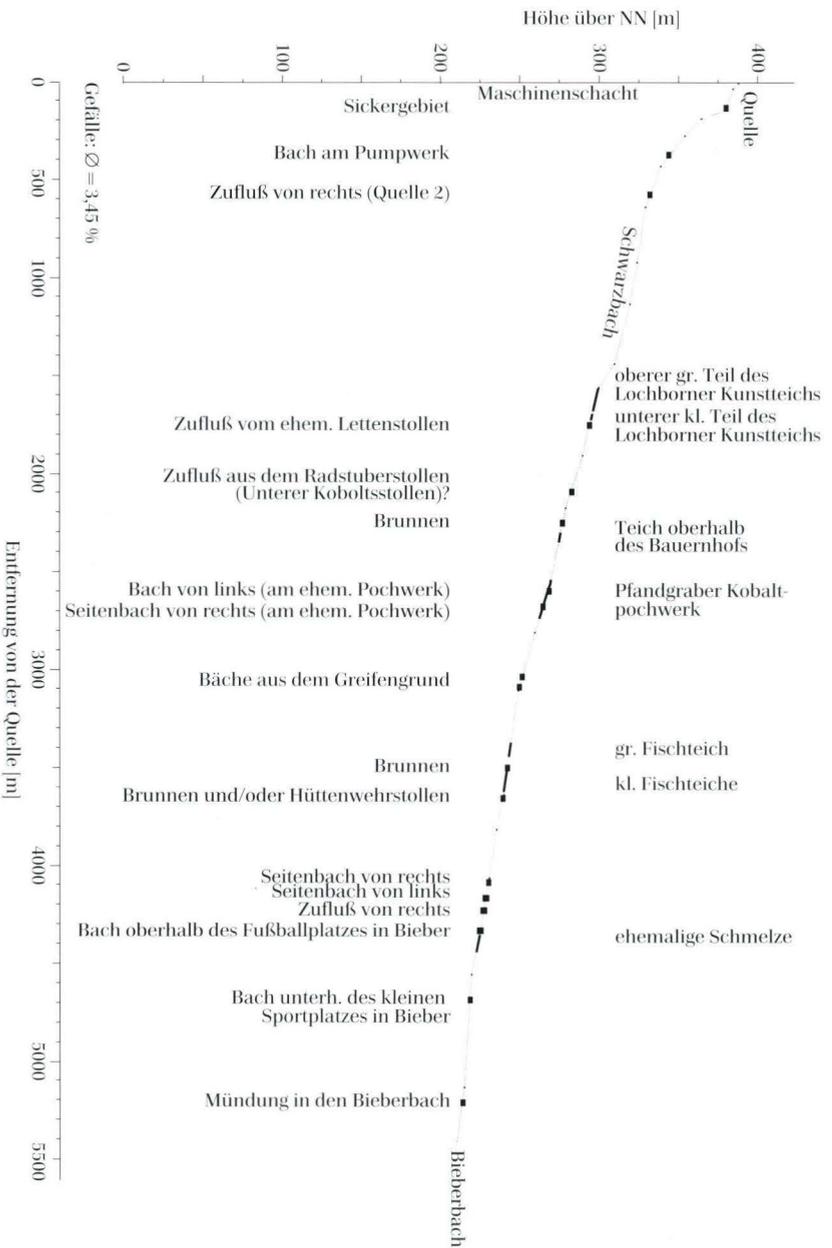
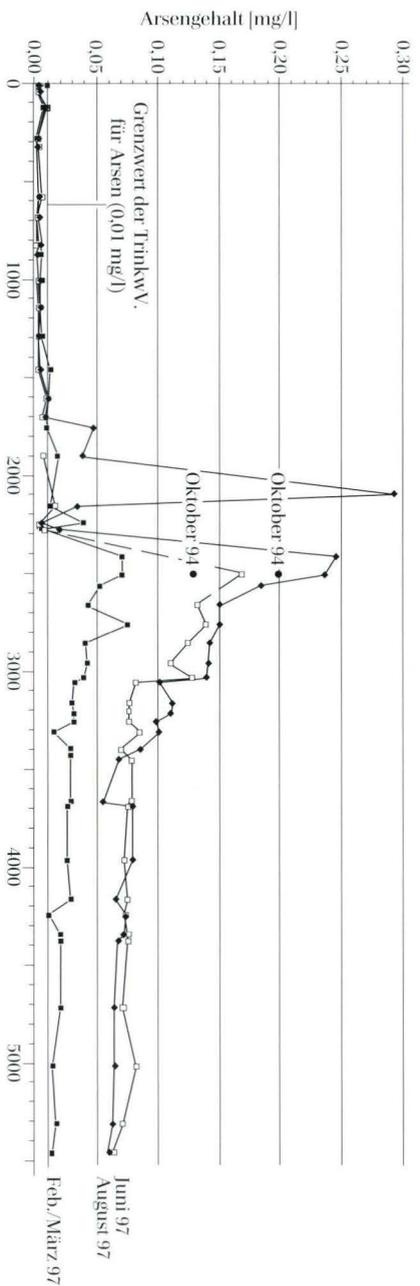


Abb. 12. Profil des Schwarzbaches mit einem Vergleichs-Diagramm der Arsengehalte.

zeigt, daß die niedrigsten Werte im Februar und März registriert wurden. Im Juni und August liegen die Werte z.T. deutlich höher und unterscheiden sich, zumindest in der unteren Bachhälfte, nur geringfügig. Die Größe der Unterschiede in den pH-Werten zwischen Februar/März und Juni und August nimmt zur Mündung des Baches hin zu (Abb. 9).

Die im Februar und März bestimmten Werte schwanken alle um pH 6,5. Bei diesen Proben ist der Einfluß von Oberflächenwässern aus Regen und Schnee am größten. Die gemessenen pH-Werte stimmen, wenn man die Redox-Potentiale außer acht läßt, im pH-Eh-Diagramm in etwa mit der Lage von Regen- und Bachwasser überein.

Die Leitfähigkeitswerte, die im August bestimmt wurden, liegen zwischen denen von Februar/März und Juni. Die Leitfähigkeitswerte der drei Beprobungen korrelieren jeweils gut mit der Wasserhärte (Mg- + Ca-Gehalte). Die einzige Ausnahme bildet ein Seitenbach, der oberhalb des Fußballplatzes im Ort Bieber von links in den Schwarzbach einmündet. Im Quellbereich des Schwarzbaches liegen die Werte, die zu den verschiedenen Zeiten ermittelt wurden sehr eng beieinander (Abb. 10).

Auffällig ist weiterhin, daß die Redox-Potentiale, die im Juni erfaßt wurden, deutlich unter denen der anderen Beprobungen liegen (Abb. 11).

Die Gesamthärte des Wassers der Schwarzbachquelle und der Quelle eines Seitenbaches (Quelle 2 in Abb. 2) schwankt zwischen 0,137 mmol/l (= 0,77 °d bzw. Grad deutscher Härte) und 0,183 mmol/l (= 1,02 °d), wobei die Karbonathärte den überwiegenden Teil ausmacht. Damit liegen die Werte im selben Bereich wie die von den Stadtwerken Frankfurt/Main an fünf anderen Quellen um Bieber ermittelten (0,2–0,5 mmol/l bzw. 1,12–2,8 °d). In der Region unterhalb der Aufschüttung rechts des ehemaligen Eisenbahndammes unterhalb des oberen Maschinenschachtes, in der der Schwarzbach wieder aus dem Berg herausickert, liegen die Härtewerte bedeutend höher (zwischen 1,46 und 2,51 mmol/l bzw. 8,2–14,1 °d).

Abgesehen von wenigen Proben liegen die Kaliumwerte konstant zwischen 1,8 und 3 mg/l, bei den Na-Gehalten sind Werte zwischen 4 und 5 mg/l im Oberlauf, dagegen nur zwischen 2 und 3,5 mg/l im Unterlauf des Schwarzbaches zu beobachten.

6.1.3 Wiesbüttensee

Der Wiesbüttensee enthält relativ saures ionenarmes Wasser, in dem nur die Metalle Fe, Mn und Al nachweisbar waren, deren Gehalte jedoch bei allen Beprobungen die Trinkwassergrenzwerte überschritten. Es wird von Anwohnern berichtet, daß im Wiesbüttensee keine Fischzucht möglich ist, ja daß überhaupt keine Fische im See lebten.

6.2 Beschreibung der Boden und Gesteinsproben

- 2006: Bachsediment aus dem Schwarzbach am Burgberg (R 35 2478, H 55 56 58), Datum der Probenahme: 30.10.1994.
- 2010: Heller, beigefarbener, feinkörniger Sandstein aus dem Anstehenden Su_2 -Horizont vom Burgberg, oberhalb des Zufahrtsweges zum Sanatorium. (R 35 2476, H 55 56 60), 30.10.1994.
- 2011: Stein aus dem Schwarzbach (Abb. 13), (R 35 2474, H 55 56 62), 30.10.1994, schwarze Kruste.
- 2012: Stein aus dem Schwarzbach (Abb. 13), (R 35 2474, H 55 56 62), 30.10.1994, äußerste Schicht unter der schwarzen Kruste.
- 2013: Stein aus dem Schwarzbach (Abb. 13), (R 35 2474, H 55 56 62), 30.10.1994, Schicht ca. 0,5–1 cm unterhalb der Kruste.
- 2014: Stein aus dem Schwarzbach (Abb. 13), (R 35 2474, H 55 56 62), 30.10.1994, Kern aus rotem Buntsandstein.
- 9672: Stein vom einer Schachtpinge (Schacht 12?) nordöstlich des ehemaligen Lochborner Kunststeichs, (R 35 25 83, H 55 56 72), 20.8.1997. Von diesem Glimmerschiefer wurden ein Königswasseraufschluß und ein HNO_3 -Mikrowellen-Druckaufschluß sowie ein Eluat hergestellt und gemessen. Im Eluat war auch nach der Filtration durch ein Membranfilter mit 0,45 μm Porendurchmesser noch leicht getrübt, nach etwa einer Woche Standzeit wurde das Eluat klar und es hatten sich braune Partikel abgesetzt.
- 9673: Waldboden, Oberflächenprobe, (A_{II} -Horizont) aus dem Wald vom Standort des ehemaligen Pfandgraber Kobaltpochwerkes unterhalb des Burgberges. (R 35 24 80, H 55 56 61), 20.08.1997. Von der Probe des Waldbodens wurden ebenfalls ein Königswasseraufschluß und ein HNO_3 -Mikrowellen-Druckaufschluß sowie ein Eluat hergestellt und untersucht.

Die Proben 2012–2014 wurden mit Hilfe einer Kunststoffpinzette aus grob gemörsertem Material des Steines ausgelesen, um eine Metallverunreinigung zu vermeiden. Die schwarze Kruste (Probe 2011) wurde direkt vom Stein abgekratzt.

6.2.1 Meßergebnisse der Boden- und Gesteinsproben (Tab. 5)

Die oben beschriebenen Boden- und Gesteinsproben, wurden wie unter „2. Material und Methoden“ beschrieben aufgeschlossen und anschließend auf ihre Element-

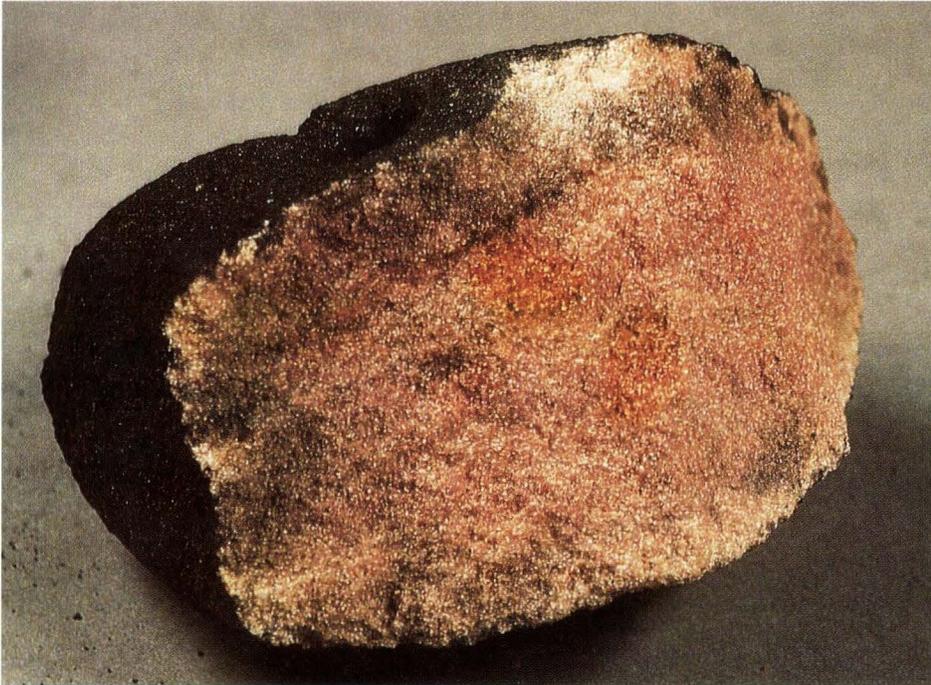


Abb. 13. Buntsandstein mit schwarzer Kruste aus dem Schwarzbach, entnommen etwas unterhalb des ehemaligen Pfandgraber Kobaltpochwerkes.

gehalte an Al, As, Pb, Ca, Cd, Cr, Fe, K, Co, Cu, Mg, Mn, Na, Ni, Hg, Ag, Tl und Zn hin untersucht. Mit dem Waldboden und dem Glimmerschiefer wurden außerdem Elutionsversuche durchgeführt, um die mit deion. Wasser löslichen Anteile der Schwermetalle zu bestimmen. Zum Vergleich konnten auch hier Untersuchungen des Waldbodens und des Bachsediments von 1994 herangezogen werden.

Beim Aufschlagen eines schwarz überkrusteten Sandsteins aus dem Bach fiel ein zonarer Übergang von der schwarzen Kruste zum rötlichen Kern auf (vgl. Abb. 13). Daraufhin wurde eine selektive Beprobung durchgeführt,

um Informationen über die Elementverteilung in den unterschiedlichen Zonen zu erhalten. Es war möglich, eine Einteilung in vier Zonen durchzuführen: die erste bestand ausschließlich aus Material der tiefschwarzen Kruste (Nr. 2011), die zweite aus der direkt darunter liegenden Schicht (Nr. 2012), die dritte Analyse wurde mit Material aus einem Streifen, das 0,5-1 cm von der Außenkruste entfernt war, durchgeführt (Nr. 2013), der innere rötliche Kern bildete das Material für die vierte Analyse (Nr. 2014). Die Verteilung der Elemente Ni, Cu, As und Co über die verschiedenen Schichten dieses Sandsteins sind in der Abb. 14 dargestellt.

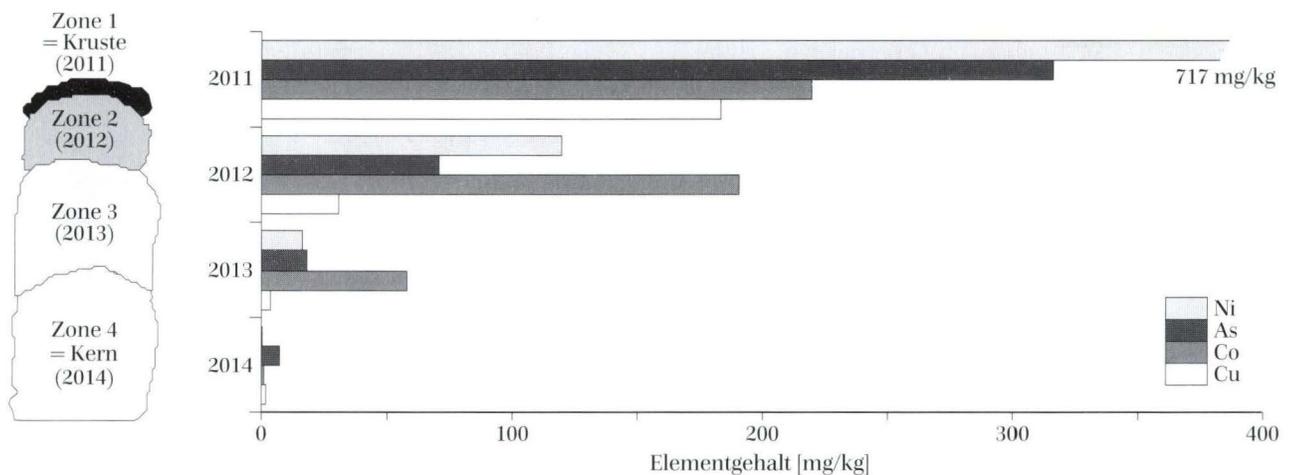


Abb. 14. Darstellung der Verteilung einiger Elemente in einem Sandstein aus dem Schwarzbach.

Es ist deutlich zu erkennen, daß die Gehalte aller dieser Elemente von der äußeren Kruste zum Kern des Steins hin stark abnehmen. Der Vergleich mit einem Sandstein, der aus dem Anstehenden (Su₂) oberhalb des Fahrweges zum Sanatorium am Burgberg entnommen wurde, macht deutlich, daß im Sandstein dieser Formation (Nr. 2010) sehr geringe Schwermetalle vorhanden sind (Ni: 2,00 mg/kg; Cu: 1,00 mg/kg; As: 1,92 mg/kg; Co: 3,20 mg/kg).

Aufgrund dieser Ergebnisse (vgl. Tab. 5) wird die Überlegung, daß im Schwarzbach ständig erhöhte Gehalte an Arsen vorliegen müssen, gestützt, da eine lange Zeit benötigt wird, um einen Stein bis in mehr als 1 cm Tiefe zu benetzen und die Elementgehalte so stark zu erhöhen. Vermutlich wird das Arsen adsorptiv mit Aluminium-, Eisen- und Manganoxiden und -hydroxiden ausgefällt. Als weiterer Mechanismus der Immobilisierung kann die Ausfällung schwerlöslicher Arsenatverbindungen mit Aluminium (AlAsO₄; pK_L = 15,8), Calcium

(CaAsO₄; pK_L = 18,2) Magnesium (MgAsO₄; pK_L = 19,7) oder Eisen (FeAsO₄; pK_L = 20,2) in Frage kommen (Worch 1997). Daß die Arsengehalte im Bachwasser dennoch hoch sind, hängt wohl mit der aus dem Boden und aus den Stollen zugeführten großen Arsenmenge und der recht hohen Fließgeschwindigkeit des Baches zusammen, die eine Adsorption durch sehr kurze Verweilzeiten und ständige Durchmischung erschweren.

Die Adsorption von Elementen an Bodengesteine oder Sedimente entfernt zwar momentan einen Teil der Schwermetalle aus dem Wasser, dabei wird allerdings über einen längeren Zeitraum hinweg ein Schadstoffdepot gebildet. Aus diesem Reservoir können die adsorbierten Stoffe unter Umständen schon durch geringfügige Änderungen des Milieus wieder freigesetzt werden. Das ist besonders bei Stoffen zu erwarten, die im aquatischen System durch Oberflächenkomplexbindung an Oxide, Oxihydrate oder Al-Silikate, wie z.B. Tone gebunden sind.

7. Zusammenfassung und Ausblick

Aus dem Vergleich der pH-, Leitfähigkeits-, Redox- und Wasserhärtewerte, die bei dieser Untersuchung an der Quelle des Schwarzbachs bestimmt wurden, mit denen, die die Stadtwerke Frankfurt/Main an fünf anderen Quellen um Bieber in den Jahren 1988–1995 bestimmten (Abke et al. 1996), läßt sich ableiten, daß aus der Schwarzbachquelle ebenso unbelastetes, ionenarmes Wasser entspringt wie aus den anderen Schichtquellen derselben geologischen Formation des Spessarts.

Die starken Arsenbelastungen, die etwa ab der Mitte des Baches zu beobachten sind, müssen, da andere Eintragspfade nicht zu erkennen sind, auf den ehemaligen Bergbau im Lochborn von Bieber zurückgeführt werden. Es wird zudem deutlich, daß sich die Höhe der Belastung umgekehrt proportional zur Niederschlagsmenge verhält. Es konnte gezeigt werden, daß die höchsten Werte nach längerer Trockenheit auftraten. Dies wird auch durch die 1994 durchgeführten Untersuchungen bestätigt.

Der maximale Arsengehalt, der im Schwarzbach selbst bestimmt wurde, lag mit 0,28 mg As/l Bachwasser beim 28-fachen des zulässigen Grenzwertes der Trinkwasserverordnung.

Bei allen anderen Elementen, die untersucht wurden, lagen nur einzelne Werte über den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Bei vielen Schwermetallen (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) gab es keine Überschreitungen, die meisten Werte lagen sogar unterhalb der Nachweisgrenze (vgl. hierzu die Min.- und Max.-Werte in Tab. 6).

Weitere Informationen über die Wasserqualität und der Belastung des Schwarzbachs könnten z.B. durch

limnologische Untersuchungen, die besonders die Biologie des Gewässers betrachten, gewonnen werden.

Schwermetallbestimmungen in Eluaten und Aufschlüssen von Proben aus Bodenprofilen an den belasteten Standorten der ehemaligen Pochwerke könnten die Ausdehnung der Auswaschungen in die Tiefe sowie die Mobilität dieser Elemente klären und damit eine Abschätzung der Gefährdung des Trinkwassers zulassen. Auf diese Weise wäre auch eine Mengenabschätzung des belasteten Bodens möglich.

Durch das Aufspüren alter Stollenausgänge und Messen des Wasserzulaufs und der enthaltenen Elementgehalte könnte der auf diesem Wege stattfindende Eintrag bilanziert werden. Schließlich könnte der Einfluß der Halden durch eine Untersuchung des Grundwasserstroms bezüglich seiner Menge und Richtung sowie der Schwermetallbelastung über längere Zeit hinweg untersucht werden. Dadurch könnte abgeschätzt werden, ob eine Drainierung der Halden eine Verbesserung der Situation mit sich brächte. Auch die durch Regen zugeführte Wassermenge wäre in die Bilanz einzubeziehen.

Dank: Ich danke Herrn Dr. A.-K. Theuerjahr vom Hessischen Landesamt für Bodenforschung für die Anregung zu dieser Untersuchung. Mein weiterer Dank gilt der Geschäftsleitung und den Mitarbeitern der Fa. BIO-DATA GmbH in Linden (bei Gießen), in deren Labors alle Untersuchungen durchgeführt wurden.

Tab. 1. Ergebnisse der Beprobung des Schwarzbaches am 22.2.1997

Nr.	Rechts- Wert	Hoch- Wert	pH- Wert	Redox [mV]	Leitf. [µS/cm]	Temp. [°C]	Ca	K	Mg	Na	Ni	Cu	Pb	Hg	As	Zn	Fe	Mn	Al
							[mg/l]												
2512	35 23 22	55 58 33	6,2	187	168	5	10,81	2,96	5,49	3,43	< 0,003	0,006	0,002	0,0002	0,0135	0,05	0,28	0,07	0,27
2513	35 23 34	55 58 26	6,1	173	193	5	12,40	2,42	6,76	3,13	< 0,003	0,007	0,002	< 0,0002	0,0158	0,04	0,22	0,07	< 0,10
2514	35 23 36	55 58 30	6,0	268	164	5	8,10	2,51	4,03	3,51	< 0,003	0,003	0,041	< 0,0002	0,0046	0,03	0,20	< 0,06	0,17
2515	35 23 40	55 58 10	6,4	269	186	5	31,36	2,47	6,65	3,10	< 0,003	0,006	0,006	< 0,0002	0,0133	0,05	0,23	0,09	< 0,10
2516	35 23 56	55 57 85	6,3	269	183	5	12,23	2,34	6,82	3,05	< 0,003	0,003	0,003	< 0,0002	0,0211	0,03	0,16	0,07	< 0,10
2517	35 23 62	55 57 62	6,1	262	173	5	11,43	2,24	6,32	3,08	< 0,003	0,014	0,002	< 0,0002	0,0205	0,04	< 0,12	0,08	< 0,10
2518	35 23 63	55 57 55	6,0	152	293	6	21,24	5,44	5,10	8,88	< 0,003	0,015	0,001	< 0,0002	0,0013	0,06	1,08	0,52	0,61
2519	35 23 67	55 57 53	6,1	280	170	6	23,81	2,29	6,04	2,91	< 0,003	0,016	0,003	0,0103	0,0206	0,05	1,22	0,08	0,22
2520	35 23 70	55 57 70	6,1	265	144	6	9,22	2,31	2,41	6,33	< 0,003	0,004	0,003	0,0004	0,0016	0,04	0,46	0,45	0,14
2521	35 23 71	55 57 73	6,0	275	166	6	10,69	1,91	6,23	2,79	< 0,003	0,006	0,002	0,0003	0,0107	0,04	0,10	0,06	0,10
2522	35 23 79	55 57 37	6,4	280	168	6	11,66	2,40	6,17	2,76	< 0,003	0,020	0,016	0,0002	0,0223	0,09	0,62	0,17	0,35
2523	35 23 78	55 57 36	6,3	265	166	6	11,88	2,28	5,63	2,64	< 0,003	0,016	0,002	< 0,0002	0,0289	0,07	0,34	0,09	< 0,10
2524	35 23 82	55 57 32	6,2	250	168	6	10,81	2,03	5,54	2,53	< 0,003	0,005	0,003	< 0,0002	0,0156	0,05	0,20	< 0,06	0,16
2525	35 23 80	55 57 30	6,1	218	167	6	11,51	2,33	6,09	2,85	< 0,003	0,009	0,003	< 0,0002	0,0237	0,06	0,23	0,14	< 0,10
2526	35 23 86	55 57 19	6,2	257	166	6	11,52	2,20	5,97	2,77	< 0,003	0,007	0,001	< 0,0002	0,0254	0,06	0,22	< 0,06	0,27
2527	35 23 90	55 57 11	6,1	272	185	6	10,96	2,27	6,05	2,72	< 0,003	0,006	0,003	< 0,0002	0,0266	0,06	0,27	0,07	0,11
2528	35 24 01	55 57 02	7,2	280	173	6	12,08	1,99	5,86	2,73	< 0,003	0,008	0,002	< 0,0002	0,0256	0,07	0,37	0,08	0,17
2529	35 24 02	55 57 04	6,9	278	166	6	9,54	1,83	5,59	2,40	< 0,003	0,004	< 0,001	< 0,0002	0,0252	0,07	0,55	0,06	0,43
2530	35 24 03	55 57 01	6,7	270	165	6	13,33	2,26	6,49	2,82	< 0,003	0,005	< 0,001	< 0,0002	0,0290	0,07	0,18	0,06	0,11
2531	35 24 05	55 57 00	6,6	268	168	6	12,45	2,05	6,31	2,74	< 0,003	0,011	0,002	< 0,0002	0,0282	0,05	0,23	< 0,06	0,11
2532	35 24 09	55 56 97	6,6	270	166	6	10,30	1,75	5,79	2,69	< 0,003	0,005	0,001	< 0,0002	0,0265	0,04	0,37	< 0,06	0,11
2533	35 24 15	55 56 93	6,6	274	174	6	16,74	1,96	6,01	2,56	< 0,003	0,006	< 0,001	< 0,0002	0,0254	0,05	0,39	0,07	0,16
2534	35 24 18	55 57 03	6,6	262	133	6	8,52	3,46	3,66	2,90	< 0,003	0,003	< 0,001	< 0,0002	0,0048	0,03	0,19	< 0,06	0,13
2535	35 24 20	55 56 94	6,6	260	155	6	11,59	2,09	6,38	2,87	< 0,003	0,005	0,002	< 0,0002	0,0284	0,05	0,16	0,08	< 0,10
2536	35 24 23	55 56 93	6,6	253	154	6	11,74	2,00	6,33	2,78	< 0,003	0,004	< 0,001	< 0,0002	0,0290	0,04	0,14	< 0,06	< 0,10
2537	35 24 26	55 56 92	6,5	315	179	6	14,18	1,79	7,66	2,31	< 0,003	0,003	0,001	< 0,0002	0,0152	0,04	0,40	< 0,06	0,10
2538	35 24 31	55 56 89	6,6	310	159	6	11,76	2,23	6,33	2,92	< 0,003	0,005	< 0,001	< 0,0002	0,0318	0,04	0,13	< 0,06	< 0,10
2539	35 24 38	55 56 86	6,6	312	156	6	28,09	2,00	6,37	2,94	< 0,003	0,014	< 0,001	< 0,0002	0,0311	0,03	0,16	< 0,06	< 0,10
2540	35 24 47	55 56 82	6,6	315	154	6	11,20	1,98	6,05	2,77	< 0,003	0,004	< 0,001	< 0,0002	0,0299	0,04	0,12	< 0,06	< 0,10
2541	35 24 54	55 56 76	6,6	316	159	6	11,72	2,28	6,61	2,95	< 0,003	0,005	< 0,001	< 0,0002	0,0309	0,04	< 0,12	< 0,06	< 0,10
2542	35 24 56	55 56 73	6,7	306	86	6	5,36	2,32	1,95	2,27	< 0,003	0,004	< 0,001	0,0002	0,0066	0,03	0,23	< 0,06	0,15
2543	35 24 59	55 56 74	6,0	307	174	6	12,50	2,18	7,52	2,97	< 0,003	0,005	< 0,001	< 0,0002	0,0392	0,05	< 0,12	0,06	< 0,10
2544	35 24 57	55 56 60	6,7	315	89	6	4,84	2,40	1,83	2,32	< 0,003	0,001	< 0,001	< 0,0002	< 0,0006	0,03	0,17	< 0,06	0,16
2545	35 24 60	55 56 57	6,7	313	78	6	4,57	2,27	1,48	1,96	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	< 0,0006	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10
2546	35 24 56	55 56 57	6,7	328	88	6	4,64	2,09	1,97	2,19	< 0,003	0,001	< 0,001	< 0,0002	< 0,0006	0,03	0,15	< 0,06	0,14
2547	35 24 65	55 56 68	6,6	324	172	6	12,18	2,10	7,71	2,73	< 0,003	0,005	< 0,001	< 0,0002	0,0422	0,04	0,21	< 0,06	0,24
2548	35 24 68	55 56 65	6,5	311	172	6	13,63	2,39	8,34	2,85	< 0,003	0,007	0,002	0,0003	0,0411	0,05	0,14	0,10	0,11
2549	35 24 72	55 56 62	6,6	236	192	6	13,43	2,31	8,23	2,86	< 0,003	0,006	< 0,001	0,0002	0,0444	0,05	0,14	< 0,06	0,17
2550	35 24 76	55 56 60	6,6	245	194	6	13,32	2,35	8,61	2,84	0,008	0,014	0,003	0,0003	0,0772	0,06	0,67	0,18	0,39
2551	35 24 85	55 56 56	6,7	308	194	6	13,90	2,30	8,58	2,92	< 0,003	0,006	0,001	< 0,0002	0,0422	0,05	0,16	< 0,06	0,24
2552	35 24 82	55 56 59	6,6	309	158	6	9,20	2,41	6,01	3,13	0,007	0,014	< 0,001	< 0,0002	0,0187	0,10	0,23	< 0,06	0,14
2553	35 24 91	55 56 57	6,6	206	195	6	13,87	2,31	8,65	2,78	< 0,003	0,008	0,013	< 0,0002	0,0500	0,07	0,25	< 0,06	0,41
2554	35 24 93	55 56 58	6,7	312	197	6	13,92	2,45	8,73	2,79	< 0,003	0,006	< 0,001	< 0,0002	0,0516	0,06	0,38	< 0,06	0,13
2555	35 24 97	55 56 58	6,6	231	195	6	13,76	2,22	8,34	2,73	< 0,003	0,006	0,001	< 0,0002	0,0533	0,09	0,16	< 0,06	< 0,10

2556	35 25 02	55 56 59	6,5	248	234	6	16,29	2,37	10,79	2,92	<0,003	0,006	0,001	<0,0002	0,0706	0,05	<0,12	<0,06	0,11
2557	35 25 08	55 56 59	6,5	317	236	6	16,79	2,47	11,50	2,97	0,005	0,006	<0,001	<0,0002	0,0706	0,05	<0,12	<0,06	0,26
2558	35 26 18	55 55 57	6,7	320	130	6	6,71	2,52	3,66	4,96	<0,003	0,009	0,002	<0,0002	0,0038	0,06	0,49	<0,06	0,31
2559	35 26 04	55 56 08	6,7	314	134	6	7,12	2,31	4,06	4,76	<0,003	0,011	0,002	<0,0002	0,0049	0,04	0,57	<0,06	0,50
2560	35 25 93	55 56 20	6,2	290	139	6	7,75	2,37	4,17	4,70	<0,003	0,009	<0,001	<0,0002	0,0121	0,04	0,46	<0,06	0,37
2561	35 25 75	55 56 38	6,7	319	139	6	7,88	2,27	4,56	4,75	<0,003	0,006	0,002	<0,0002	0,0108	0,05	0,35	0,19	0,33
2562	35 25 70	55 56 43	6,7	313	133	6	7,63	2,27	4,37	3,70	<0,003	0,006	0,001	<0,0002	0,0097	0,03	0,26	0,12	0,23
2563	35 25 65	55 56 43	6,7	320	168	6	12,65	1,89	8,69	7,50	0,014	0,226	0,022	<0,0002	0,0092	0,13	1,70	1,25	1,11
2564	35 25 67	55 56 44	6,6	319	151	6	9,84	1,98	5,73	3,74	<0,003	0,008	0,001	<0,0002	0,0097	0,03	0,23	<0,06	0,26
2565	35 25 61	55 56 48	6,7	322	155	6	10,77	2,01	6,08	3,76	<0,003	0,014	0,003	0,0003	0,0186	0,04	0,61	0,14	0,65
2566	35 25 34	55 56 56	6,7	322	156	6	9,86	1,87	6,06	3,72	<0,003	0,009	0,002	<0,0002	0,0130	0,04	0,30	<0,06	0,28
2567	35 27 02	55 54 91	5,5	341	64	4	1,70	1,09	1,10	3,02	<0,003	0,002	0,001	<0,0002	0,0005	0,04	0,23	0,10	0,41
2568	35 27 14	55 54 81	5,8	307	126	3	2,87	2,25	2,24	5,97	0,004	0,003	0,003	<0,0002	0,0304	0,05	0,26	0,19	0,62
2569	35 26 31	55 55 91	6,4	326	78	6	2,93	2,10	1,04	4,75	0,010	0,005	0,007	<0,0002	0,0040	0,04	0,29	0,09	0,38
2570	35 26 45	55 55 78	6,2	312	148	6	7,82	2,08	4,62	7,18	0,008	0,006	<0,001	<0,0002	0,0050	0,05	0,31	0,09	0,33
2571	35 26 41	55 55 84	6,6	287	145	6	7,90	2,04	4,43	7,27	<0,003	0,006	0,001	<0,0002	0,0030	0,05	0,20	0,06	0,18
2572	35 26 48	55 55 66	6,2	345	150	6	9,49	2,01	4,49	7,24	<0,003	0,004	<0,001	<0,0002	0,0020	0,05	0,21	0,09	0,17
2573	35 26 56	55 55 36	6,0	309	126	6	4,48	2,14	2,08	8,71	0,003	0,007	0,001	0,0003	0,0012	0,05	0,17	0,07	0,23
2574	35 26 61	55 55 40	6,3	324	125	6	7,53	2,26	1,99	8,62	<0,003	0,003	<0,001	<0,0002	0,0006	0,04	<0,12	0,07	0,15
2575	35 26 64	55 55 46	6,5	293	238	6	18,80	1,80	13,99	2,84	<0,003	0,009	0,001	<0,0002	0,0006	0,07	0,19	0,08	<0,10
2576	35 26 74	55 55 37	6,4	302	356	7	31,30	2,32	21,89	2,90	<0,003	0,005	<0,001	<0,0002	0,0087	0,10	0,23	<0,06	0,13
2577	35 26 79	55 55 30	6,0	325	315	6	26,87	2,15	19,28	2,81	0,016	0,009	0,003	<0,0002	0,0072	0,09	0,22	<0,06	0,15
2578	35 26 62	55 55 35	6,6	283	123	6	4,62	2,16	2,15	8,68	0,003	0,002	<0,001	<0,0002	0,0028	0,05	0,16	0,07	0,15

Tab. 2. Ergebnisse der Beprobung des Schwarzbaches am 8.3.1997

Nr.	Rechts-Wert	Hoch-Wert	pH-Wert	Redox [mV]	Leitf. [μ S/cm]	Temp. [$^{\circ}$ C]	Ca	K	Mg	Na	Ni	Cu	Pb [mg/l]	Hg	As	Zn	Fe	Mn	Al
3722	35 26 81	55 55 39	6,6	360	73	7	3,88	12,23	3,03	1,97	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0015	0,04	0,26	<0,06	0,22
3723	35 26 80	55 55 32	6,7	375	77	7	4,29	3,11	2,13	1,60	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0018	0,06	<0,12	<0,06	<0,10
3724	35 26 91	55 55 55	6,7	385	76	8	4,03	3,68	2,00	1,64	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0014	0,03	0,12	<0,06	0,10
3725	35 26 86	55 55 26	6,7	373	80	6	3,74	3,08	1,60	3,51	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0010	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
3726	35 26 85	55 55 26	6,7	369	81	6	4,09	2,94	2,27	3,11	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0008	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
3727	35 26 91	55 55 24	5,9	379	80	7	3,75	3,07	1,59	3,23	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0081	0,02	0,22	<0,06	<0,10
3728	35 27 02	55 54 91	5,8	384	116	6	1,83	2,52	3,35	5,70	<0,003	0,005	<0,001	<0,0002	0,0010	0,05	0,26	0,19	0,55
3729	35 26 96	55 54 87	4,8	391	117	6	3,61	2,55	3,09	5,61	0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	<0,0006	0,03	0,12	0,19	0,43
3730	35 26 63	55 55 51	6,0	354	88	6	4,84	5,47	2,73	1,89	<0,003	0,009	<0,001	<0,0002	0,0019	0,04	0,23	<0,06	0,22
3731	35 26 56	55 55 54	6,5	338	127	6	7,00	2,98	4,84	4,81	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0021	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
3732	35 25 27	55 56 56	6,7	335	173	6	13,39	2,34	10,67	2,79	<0,003	0,003	<0,001	<0,0002	0,0396	0,07	<0,12	<0,06	<0,10
3733	35 25 24	55 56 52	6,4	342	80	6	4,57	13,43	2,27	1,70	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0016	0,06	<0,12	<0,06	<0,10
3734	35 25 20	55 56 52	6,4	342	93	6	5,74	2,79	3,69	1,89	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0066	0,03	<0,12	<0,06	<0,10

Tab. 3. Ergebnisse der Beprobung des Schwarzbaches am 6.6.1997

Nr.	Rechts-		pH- Wert	Redox [mV]	Leitf. [µS/cm]	Temp. [°C]	Ca	K	Mg	Na	Ni	Cu	Pb	Hg	As	Zn	Fe	Mn	Al
	Wert	Hoch- Wert																	
7915	35 27 02	55 54 91	5,7	310	143	18	5,07	10,23	2,68	7,63	0,005	<0,001	<0,001	0,0002	0,0015	0,04	0,28	0,17	0,38
7916	35 27 15	55 54 82	6,0	387	88	16	4,15	1,69	1,52	4,43	<0,003	<0,001	0,011	0,0002	0,0020	0,06	3,75	0,21	0,75
7917	35 27 14	55 54 81	4,6	357	153	14	2,88	1,39	2,45	7,83	0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0008	0,02	0,36	0,16	0,65
7918	35 26 91	55 55 55	5,7	307	87	12	3,67	2,67	1,48	3,54	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0009	0,04	<0,12	<0,06	0,12
7919	35 26 91	55 55 24	7,5	322	81	9	3,79	2,68	1,22	3,49	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0009	0,03	<0,12	<0,06	0,15
7920	35 26 91	55 55 55	5,8	322	73	8	3,33	2,62	1,52	1,67	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0004	0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7921	35 26 85	55 55 52	5,9	295	74	9	3,37	7,21	1,62	1,78	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0009	0,02	0,12	<0,06	0,14
7922	35 26 78	55 55 40	6,1	275	150	10	11,41	3,08	7,50	1,99	0,042	0,021	0,002	<0,0002	0,0005	0,14	0,70	<0,06	0,23
7923	35 26 77	55 55 45	6,1	263	76	9	5,40	3,73	1,81	1,70	<0,003	0,002	0,002	<0,0002	0,0011	0,05	0,37	<0,06	0,28
7924	35 26 73	55 55 43	6,1	287	85	9	4,66	4,82	2,54	1,76	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0012	0,02	<0,12	<0,06	0,10
7925	35 26 79	55 55 30	6,5	252	402	9	49,00	3,32	31,25	3,35	<0,003	0,012	<0,001	<0,0002	0,0100	0,11	0,63	0,16	0,52
7926	35 26 67	55 55 47	6,7	259	90	10	5,40	2,76	3,18	1,77	<0,003	0,003	<0,001	<0,0002	0,0010	0,02	0,16	<0,06	0,37
7927	35 26 63	55 55 51	6,7	257	85	11	5,29	2,21	2,74	1,74	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0054	0,06	<0,12	<0,06	0,13
7928	35 26 56	55 55 54	6,7	270	116	10	7,59	4,15	4,38	4,51	<0,003	<0,001	0,001	<0,0002	0,0048	0,03	0,73	0,11	0,26
7929	35 26 60	55 55 49	6,7	279	131	10	7,36	2,42	5,00	5,48	<0,003	<0,001	0,004	<0,0002	0,0022	0,03	0,27	0,09	0,73
7930	35 26 58	55 55 38	6,9	274	70	11	3,02	4,45	1,01	3,17	0,003	<0,001	0,002	<0,0002	0,0015	0,04	0,12	<0,06	0,18
7931	35 26 39	55 55 39	6,8	280	132	10	7,03	2,24	5,17	4,75	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0018	0,03	<0,12	<0,06	0,15
7932	35 26 62	55 55 35	6,7	233	146	10	4,07	7,57	2,30	5,66	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	<0,0006	<0,02	<0,12	0,06	0,15
7933	35 26 60	55 55 44	6,6	247	116	10	4,07	2,98	2,27	5,91	0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0005	0,02	<0,12	<0,06	0,13
7934	35 26 64	55 55 46	6,6	250	152	9	6,68	4,36	5,06	5,55	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0017	0,02	<0,12	<0,06	0,21
7935	35 26 58	55 55 43	6,8	237	70	11	7,94	2,23	0,93	2,82	<0,003	<0,001	0,002	<0,0002	0,0011	0,02	<0,12	<0,06	0,31
7936	35 26 62	55 55 48	6,8	254	137	10	6,22	2,38	4,57	5,09	<0,003	<0,001	<0,001	0,0002	0,0015	0,02	<0,12	<0,06	0,21
7937	35 26 48	55 55 66	6,9	255	128	10	6,72	2,28	4,28	4,21	<0,003	0,005	<0,001	0,0002	0,0013	0,03	<0,12	<0,06	0,19
7938	35 26 41	55 55 84	6,9	242	126	11	6,00	2,14	4,21	4,22	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0010	0,02	<0,12	<0,06	0,17
7939	35 26 31	55 55 91	6,9	248	126	12	6,10	2,24	4,35	4,22	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0014	<0,02	<0,12	<0,06	0,26
7940	35 26 18	55 55 97	7,0	258	127	13	6,42	2,22	4,38	4,17	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0031	<0,02	<0,12	<0,06	0,12
7941	35 26 04	55 56 08	7,0	256	126	13	6,42	2,23	4,33	4,17	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0024	0,02	<0,12	<0,06	0,14
7942	35 25 93	55 56 20	7,0	256	126	13	6,91	2,12	4,45	4,09	<0,003	<0,001	<0,001	0,0002	0,0021	0,02	<0,12	<0,06	0,30
7943	35 25 75	55 56 38	7,0	250	144	18	10,63	2,23	4,88	4,34	<0,003	0,004	0,001	<0,0002	0,0100	0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7944	35 25 70	55 56 43	7,0	239	141	19	8,01	2,37	4,81	4,51	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0057	<0,02	<0,12	<0,06	0,10
7945	35 25 65	55 56 43	7,1	257	228	20	11,85	3,02	12,35	4,13	<0,003	0,025	0,002	<0,0002	0,0173	0,02	1,15	0,21	1,01
7946	35 25 61	55 56 49	7,3	201	201	14	11,62	2,83	9,81	3,87	<0,003	0,005	<0,001	0,0002	0,0069	0,02	0,21	0,07	0,35
7947	35 25 59	55 56 52	7,4	206	190	16	13,12	2,40	8,32	4,19	<0,003	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0196	<0,02	0,13	<0,06	0,12
7948	35 25 54	55 56 51	7,4	234	207	17	14,54	2,48	9,49	4,09	0,008	<0,001	<0,001	0,0002	0,0162	<0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7949	35 25 34	55 56 56	7,5	216	200	17	14,00	2,25	9,29	4,28	0,005	0,002	<0,001	0,0024	0,0168	0,02	<0,12	<0,06	0,11
7950	35 25 25	55 56 55	7,6	224	83	9	3,73	3,10	1,67	2,16	0,004	<0,001	<0,001	0,0002	0,0035	<0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7951	35 25 24	55 56 52	7,4	235	73	9	3,28	1,95	1,39	1,82	0,005	<0,001	<0,001	0,0003	0,0008	<0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7952	35 25 20	55 56 52	7,3	247	75	9	3,51	2,08	1,60	1,88	0,004	<0,001	<0,001	0,0002	0,0014	<0,02	<0,12	<0,06	0,15
7953	35 25 02	55 56 59	7,4	245	406	11	42,43	1,89	31,21	2,89	0,014	<0,001	<0,001	0,0003	0,1704	0,05	<0,12	<0,06	<0,10
7954	35 24 85	55 56 56	7,6	248	327	12	30,98	1,86	22,49	2,65	0,013	<0,001	<0,001	0,0003	0,1327	0,04	<0,12	<0,06	0,18
7955	35 24 76	55 56 60	7,6	254	324	12	30,66	1,80	22,57	2,70	0,012	<0,001	<0,001	0,0002	0,1397	<0,02	<0,12	<0,06	0,12
7956	35 24 68	55 56 65	7,7	242	319	13	29,59	1,89	21,02	2,69	0,011	0,010	<0,001	0,0002	0,1243	0,04	<0,12	<0,06	<0,10
7957	35 24 65	55 56 68	7,8	246	320	13	29,88	2,09	21,08	2,97	0,011	<0,001	<0,001	<0,0002	0,1090	0,04	<0,12	<0,06	<0,10
7958	35 24 56	55 56 73	7,6	219	82	12	4,30	2,28	1,91	1,76	0,005	<0,001	<0,001	0,0002	0,0003	<0,02	<0,12	<0,06	0,34

7959	35 24 59	55 56 74	7,7	225	316	13	28,42	1,98	20,91	2,88	0,013	<0,001	<0,001	0,0002	0,1285	0,05	0,22	<0,06	0,18
7960	35 24 54	55 56 73	7,8	230	275	13	20,77	1,99	16,67	2,71	0,011	0,002	<0,001	0,0002	0,0817	0,04	0,24	<0,06	0,19
7961	35 24 49	55 56 75	7,6	246	143	12	6,16	2,85	3,20	3,83	0,005	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0008	<0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7962	35 24 47	55 56 82	7,6	228	275	13	21,59	1,89	16,60	2,75	0,015	<0,001	<0,001	0,0003	0,0768	0,03	0,18	<0,06	0,12
7963	35 24 31	55 56 89	7,7	244	269	13	21,14	2,11	16,25	2,88	0,014	0,002	<0,001	0,0003	0,0769	0,03	0,15	<0,06	0,16
7964	35 24 26	55 56 92	7,7	231	273	12	20,41	2,06	15,81	3,20	0,013	0,002	<0,001	<0,0002	0,0856	0,03	0,14	<0,06	<0,10
7965	35 24 23	55 56 93	7,8	232	275	14	21,15	2,09	15,99	3,22	0,011	<0,001	<0,001	0,0003	0,0697	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
7966	35 24 20	55 56 94	8,2	208	277	17	22,95	2,06	16,15	2,91	0,008	<0,001	<0,001	0,0003	0,0777	0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7967	35 24 18	55 57 03	8,0	229	183	14	8,24	3,56	5,30	3,61	0,012	<0,001	<0,001	0,0003	0,0008	<0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7968	35 24 03	55 57 01	7,9	216	275	14	22,94	2,16	15,84	3,12	0,011	<0,001	<0,001	0,0002	0,0762	0,04	0,19	<0,06	0,15
7969	35 24 02	55 57 04	7,9	239	268	14	21,59	2,06	15,83	2,91	0,012	<0,001	<0,001	0,0003	0,0493	0,02	0,19	<0,06	0,12
7970	35 24 01	55 57 02	7,9	231	275	14	21,91	2,00	15,57	2,96	0,012	0,003	<0,001	0,0003	0,0755	0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7971	35 23 86	55 57 19	7,9	214	265	16	21,49	2,00	15,85	2,97	0,011	<0,001	<0,001	0,0003	0,0726	0,03	0,19	<0,06	0,12
7972	35 23 82	55 57 32	7,9	229	272	14	21,03	2,07	15,61	3,14	0,011	<0,001	<0,001	0,0002	0,0653	0,02	<0,12	<0,06	<0,10
7973	35 23 78	55 57 36	8,0	225	269	15	21,33	2,08	16,31	2,93	0,011	<0,001	0,003	<0,0002	0,0747	0,02	0,12	<0,06	<0,10
7974	35 23 71	55 57 73	7,9	235	269	15	21,31	2,08	15,59	1,89	0,013	<0,001	<0,001	0,0002	0,0723	0,02	0,30	0,08	<0,10
7975	35 23 79	55 57 37	7,9	237	275	14	21,87	2,13	15,73	3,16	0,013	<0,001	<0,001	0,0003	0,0967	0,05	0,35	0,18	0,14
7976	35 23 67	55 57 53	7,9	212	275	14	21,75	2,14	15,45	3,19	0,012	0,019	0,013	0,0002	0,0752	0,03	0,20	0,08	0,11
7977	35 23 63	55 57 55	7,9	238	380	17	11,05	18,05	4,47	60,00	0,009	0,003	0,003	0,0005	0,0032	0,02	0,34	0,33	0,12
7978	35 23 65	55 57 57	7,9	244	275	14	22,24	2,28	15,44	3,40	0,011	0,005	0,003	0,0002	0,0752	0,02	0,20	<0,06	0,31
7979	35 23 56	55 57 85	7,9	232	285	14	22,56	2,25	15,81	3,29	0,011	0,002	0,003	0,0002	0,0716	0,03	0,17	<0,06	<0,10
7980	35 23 40	55 58 10	8,0	232	287	14	21,93	2,39	15,88	3,38	0,011	0,002	0,003	0,0004	0,0816	0,03	0,28	0,12	<0,10
7981	35 23 34	55 58 26	8,0	239	275	14	22,98	3,83	15,83	3,37	<0,003	0,006	0,004	0,0002	0,0716	0,02	0,17	<0,06	0,12
7982	35 23 36	55 58 30	8,0	206	204	14	12,94	2,85	9,26	2,45	0,004	0,003	0,002	0,0002	0,0132	0,02	0,18	<0,06	0,18
7983	35 23 22	55 58 33	8,0	226	257	14	19,28	2,39	13,85	3,09	0,003	0,005	0,002	<0,0002	0,0630	0,02	0,14	<0,06	0,32

Tab. 4. Ergebnisse der Beprobung des Schwarzbaches am 20.8.1997

Nr.	Rechts- Wert	Hoch- Wert	pH- Wert	Redox [mV]	Leitf. [µS/cm]	Temp. [°C]	Ca	K	Mg	Na	Ni	Cu	Pb [mg/l]	Hg	As	Zn	Fe	Mn	Al
9546	35 27 02	55 54 91	8,2	244	111	20	27,76	2,52	2,12	6,32	0,004	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0130	0,04	0,58	0,13	0,75
9547	35 26 86	55 55 26	7,6	247	71	13	4,65	3,35	1,27	3,39	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0025	0,03	0,23	< 0,06	0,41
9548	35 26 85	55 55 24	6,4	248	74	16	4,90	2,71	1,76	3,23	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0036	0,03	< 0,12	0,07	< 0,10
9549	35 26 91	55 55 55	6,1	260	59	9	3,90	2,53	1,16	1,73	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0008	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9550	35 26 86	55 55 20	5,8	268	71	8	3,73	4,55	1,21	3,47	< 0,003	0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0010	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9551	35 26 91	55 55 24	5,3	285	64	10	3,88	2,66	0,97	3,26	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0011	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9552	35 26 79	55 55 30	5,7	278	404	11	54,70	3,44	26,36	3,43	< 0,003	0,003	< 0,001	< 0,0002	0,0087	0,07	0,12	0,06	< 0,10
9553	35 26 77	55 55 45	5,9	264	62	12	4,11	2,56	1,49	1,75	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0011	0,02	0,21	< 0,06	0,14
9554	35 26 78	55 55 40	6,8	273	134	11	12,94	2,42	5,67	2,10	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0022	0,02	1,71	0,08	< 0,10
9555	35 26 73	55 55 46	6,8	270	78	12	5,84	2,55	2,28	1,82	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0010	0,02	0,15	< 0,06	0,10
9556	35 26 63	55 55 51	6,7	265	77	13	5,79	2,22	2,36	1,90	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0030	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9557	35 26 60	55 55 49	6,8	279	113	11	7,93	2,36	3,93	4,83	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0029	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9558	35 26 56	55 55 54	6,9	271	107	12	7,26	2,07	3,69	4,31	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0025	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9559	35 26 60	55 55 50	5,9	272	119	11	8,97	0,18	4,12	5,07	0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0025	0,05	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9560	35 26 58	55 55 43	6,1	255	64	13	6,39	2,17	1,10	3,36	< 0,003	0,004	0,002	< 0,0002	0,0018	0,05	0,30	< 0,06	0,40
9561	35 26 62	55 55 48	6,0	272	124	11	8,89	2,36	4,27	5,32	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0020	0,03	< 0,12	< 0,06	0,13
9562	35 26 60	55 55 47	5,9	286	128	11	10,47	2,30	4,40	5,21	0,004	0,002	0,002	< 0,0002	0,0020	0,13	2,45	< 0,06	0,45
9563	35 26 60	55 55 44	5,9	300	88	9	4,61	2,19	1,79	5,41	0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0029	0,03	< 0,12	< 0,06	0,12
9564	35 26 62	55 55 47	6,2	297	372	11	52,18	2,97	32,58	3,47	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0077	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9565	35 26 57	55 55 53	6,6	292	110	11	7,81	2,13	3,81	4,26	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0015	0,03	< 0,12	< 0,06	0,10
9566	35 26 48	55 55 66	6,6	319	107	12	7,52	2,13	3,62	4,35	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0030	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9567	35 26 41	55 55 84	6,6	318	108	12	8,33	2,21	3,78	4,37	< 0,003	0,002	0,002	< 0,0002	0,0053	0,07	0,20	0,07	0,35
9568	35 26 31	55 55 91	6,5	317	109	13	7,70	2,18	3,73	4,31	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0034	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9569	35 26 18	55 55 97	6,5	274	120	13	11,89	5,14	3,87	4,46	< 0,003	0,005	0,003	0,0003	0,0039	0,07	0,51	0,15	0,64
9570	35 26 04	55 56 08	6,5	329	111	14	7,87	2,68	3,65	4,27	< 0,003	0,001	0,001	< 0,0002	0,0034	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9571	35 26 00	55 56 15	6,6	328	112	14	8,51	2,19	3,76	4,28	< 0,003	0,002	0,002	< 0,0002	0,0032	0,04	0,20	< 0,06	0,18
9572	35 25 93	55 56 20	6,5	321	108	13	7,78	2,29	3,72	4,18	< 0,003	0,001	0,002	< 0,0002	0,0039	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9573	35 25 85	55 56 32	6,5	319	108	14	7,93	2,20	3,71	4,28	< 0,003	0,005	0,002	< 0,0002	0,0029	0,05	0,25	< 0,06	0,24
9574	35 25 75	55 56 38	6,6	326	111	21	8,92	2,28	4,14	4,37	< 0,003	0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0107	0,04	0,22	0,26	< 0,10
9575	35 25 70	55 56 43	6,6	328	118	20	16,45	2,30	4,39	4,31	< 0,003	0,005	0,002	< 0,0002	0,0084	0,07	1,41	0,28	0,20
9576	35 25 66	55 56 40	6,7	329	181	21	15,94	3,20	9,51	4,21	< 0,003	0,023	< 0,001	< 0,0002	0,0085	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9577	35 25 67	55 56 44	6,6	327	212	18	24,97	2,78	12,44	4,38	0,003	0,020	0,003	< 0,0002	0,0474	0,06	0,37	0,25	0,34
9578	35 25 61	55 56 48	6,7	324	228	18	24,31	2,76	11,82	4,32	< 0,003	0,008	< 0,001	0,0006	0,0386	0,03	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9579	35 25 54	55 56 51	6,8	333	220	18	24,63	2,68	11,29	4,40	0,003	0,013	0,001	< 0,0002	0,0346	0,16	0,14	0,12	0,18
9580	35 25 46	55 56 57	6,9	317	214	17	22,37	2,63	11,13	4,31	< 0,003	0,008	< 0,001	< 0,0002	0,0346	0,03	< 0,12	< 0,06	0,10
9581	35 25 34	55 56 56	7,0	323	212	18	22,30	2,83	11,19	4,37	< 0,003	0,010	0,002	< 0,0002	0,0346	0,02	< 0,12	0,09	0,11
9582	35 25 32	55 56 55	6,4	344	439	9	66,24	1,94	38,74	3,36	0,022	0,023	< 0,001	< 0,0002	0,2954	0,12	< 0,12	0,20	< 0,10
9583	35 25 29	55 56 56	6,3	341	436	11	69,88	1,85	37,64	3,17	0,021	0,020	< 0,001	< 0,0002	0,2836	0,13	0,17	0,16	0,18
9584	35 25 27	55 56 53	6,4	331	63	11	3,00	1,88	1,00	3,51	< 0,003	0,024	0,004	< 0,0002	0,0046	0,05	0,22	0,09	0,42
9585	35 25 26	55 56 54	6,3	322	53	11	2,98	1,84	0,82	2,41	< 0,003	< 0,001	0,002	< 0,0002	0,0048	0,06	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9586	35 25 25	55 56 55	7,0	288	49	10	3,00	2,01	0,77	2,10	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0025	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9587	35 25 24	55 56 54	7,0	292	54	10	2,74	5,60	1,09	2,80	< 0,003	< 0,001	0,001	< 0,0002	0,0190	0,01	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9588	35 25 24	55 56 52	6,8	302	46	10	2,96	2,40	0,86	1,91	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0018	0,01	< 0,12	< 0,06	< 0,10
9589	35 25 20	55 56 52	6,8	306	48	10	3,11	1,88	0,93	1,90	< 0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,0002	0,0027	0,02	< 0,12	< 0,06	< 0,10

9590	35 25 08	55 56 59	6,9	294	351	12	71,92	2,33	32,00	2,99	0,010	0,004	0,001	<0,0002	0,2463	0,07	<0,12	<0,06	0,11
9591	35 25 02	55 56 59	7,2	276	354	12	51,26	1,82	31,48	2,85	0,010	0,003	<0,001	<0,0002	0,2376	0,04	<0,12	<0,06	<0,10
9592	35 24 97	55 56 58	7,4	285	277	13	33,33	1,93	18,51	2,80	0,007	0,002	<0,001	<0,0002	0,1853	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
9593	35 24 85	55 56 56	7,4	274	269	13	32,64	2,12	18,26	2,67	0,007	0,003	<0,001	<0,0002	0,1504	0,05	<0,12	<0,06	<0,10
9594	35 24 76	55 56 60	7,5	275	263	13	32,95	2,02	18,62	2,80	0,006	0,003	<0,001	<0,0002	0,1504	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
9595	35 24 68	55 56 65	7,5	267	252	14	31,13	1,98	17,26	2,73	0,007	0,003	0,001	<0,0002	0,1426	0,04	<0,12	<0,06	<0,10
9596	35 24 65	55 56 68	7,6	273	257	14	30,96	2,19	16,93	4,01	0,007	0,010	0,002	<0,0002	0,1413	0,06	0,19	<0,06	0,19
9597	35 24 56	55 56 73	7,8	256	57	13	3,88	2,11	1,20	1,94	<0,003	<0,001	0,001	<0,0002	0,0012	0,01	<0,12	<0,06	0,25
9598	35 24 59	55 56 74	7,5	270	263	14	27,94	1,97	15,85	3,72	0,005	0,001	<0,001	<0,0002	0,1399	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
9599	35 24 54	55 56 76	7,6	266	224	14	20,61	2,01	12,71	3,46	0,004	<0,001	<0,001	<0,0002	0,1011	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
9600	35 24 49	55 56 75	7,6	271	107	13	6,16	2,83	2,51	4,14	0,007	0,005	0,008	<0,0002	0,0035	0,01	1,23	0,20	1,46
9601	35 24 47	55 56 82	7,4	272	223	14	21,91	2,49	11,90	3,47	0,005	0,003	0,001	<0,0002	0,1122	0,05	0,18	<0,06	0,15
9602	35 24 38	55 56 86	7,5	269	216	14	21,35	2,06	12,36	3,51	0,004	<0,001	<0,001	<0,0002	0,1108	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
9603	35 24 31	55 56 89	7,5	265	214	14	22,46	2,10	12,00	3,43	0,005	0,010	0,003	<0,0002	0,0984	0,04	0,13	<0,06	<0,10
9604	35 24 26	55 56 92	7,6	271	214	14	20,53	2,08	12,21	3,49	0,004	0,003	<0,001	<0,0002	0,1011	0,03	<0,12	<0,06	<0,10
9605	35 24 18	55 57 03	7,6	267	135	18	9,48	3,39	3,75	4,03	0,004	<0,001	<0,001	<0,0002	0,0011	0,01	<0,12	<0,06	<0,10
9606	35 24 20	55 56 94	7,5	264	219	23	23,00	2,19	12,52	3,24	0,007	0,002	<0,001	<0,0002	0,0691	0,01	<0,12	0,32	<0,10
9607	35 24 23	55 56 93	7,6	269	220	13	21,69	2,10	12,27	3,37	0,016	0,003	0,002	<0,0002	0,0860	0,05	0,13	<0,06	0,25
9608	35 24 03	55 57 01	7,6	262	218	15	24,00	2,16	12,78	3,17	0,018	0,003	<0,001	<0,0002	0,0551	0,03	0,12	<0,06	0,11
9609	35 24 02	55 57 04	7,6	263	222	14	24,33	2,08	12,95	2,98	0,006	0,003	<0,001	<0,0002	0,0671	0,03	<0,12	<0,06	0,11
9610	35 24 02	55 57 04	7,5	266	219	15	22,66	2,04	12,62	3,04	0,006	0,002	<0,001	<0,0002	0,0789	0,01	0,12	<0,06	<0,10
9611	35 23 86	55 57 19	7,7	260	218	16	19,98	1,92	11,78	2,91	<0,003	0,002	<0,001	<0,0002	0,0789	0,01	<0,12	<0,06	0,10
9612	35 23 82	55 57 32	7,7	257	217	15	22,27	2,12	12,37	3,20	0,005	0,006	0,002	<0,0002	0,0769	0,03	0,15	<0,06	<0,10
9613	35 23 78	55 57 36	7,7	259	218	15	23,82	2,16	12,42	3,18	0,007	0,022	0,009	<0,0002	0,0658	0,07	1,21	0,23	0,33
9614	35 23 79	55 57 37	7,7	262	220	16	22,50	2,02	12,33	3,13	0,005	0,004	<0,001	<0,0002	0,0762	0,03	<0,12	<0,06	0,12
9615	35 23 71	55 57 73	7,7	266	218	16	22,58	2,01	12,34	3,03	0,005	0,004	0,001	<0,0002	0,0736	0,02	0,19	0,07	<0,10
9616	35 23 67	55 57 53	7,7	260	228	16	21,09	2,02	11,79	3,10	<0,003	0,002	<0,001	<0,0002	0,0719	0,01	<0,12	<0,06	<0,10
9617	35 23 63	55 57 55	7,6	252	562	23	9,00	14,50	2,88	36,46	0,004	0,039	0,006	<0,0002	0,0060	0,05	0,47	0,46	0,53
9618	35 23 65	55 57 57	7,7	264	229	16	21,78	2,02	11,65	3,12	0,005	0,005	0,001	<0,0002	0,0672	0,02	0,23	<0,06	0,14
9619	35 23 56	55 57 85	7,7	256	233	15	19,82	2,03	11,39	3,26	<0,003	0,002	<0,001	<0,0002	0,0645	0,02	<0,12	<0,06	<0,10
9620	35 23 40	55 58 10	7,8	257	232	16	21,66	2,09	11,89	3,06	<0,003	0,002	<0,001	<0,0002	0,0645	0,01	<0,12	<0,06	0,14
9621	35 23 36	55 58 30	7,9	251	173	19	14,07	2,15	7,38	2,75	<0,003	0,002	<0,001	<0,0002	0,0204	0,02	<0,12	<0,06	0,15
9622	35 23 34	55 58 26	7,9	245	226	16	22,15	2,16	12,19	3,15	0,022	0,007	<0,001	<0,0002	0,0624	0,02	<0,12	<0,06	0,10
9623	35 23 22	55 58 33	7,9	251	109	19	19,40	2,14	10,45	3,00	0,004	0,002	<0,001	<0,0002	0,0591	0,01	<0,12	<0,06	<0,10

Tab. 5. Ergebnisse der Untersuchungen an Boden- und Gesteinsproben

Nr.	2006 ¹	2010 ¹	2011 ¹	2012 ¹	2013 ¹	2014 ¹	9672 ¹	9673 ¹	9672 ¹ (Eluat)	9673 ¹ (Eluat)
	[mg/kg]	[mg/l] ³	[mg/l]							
Ca	8,03	0,42	72,74	6,30	1,10	1,05	3470	776	4,0	36,36
K	-	19,53	30,84	21,43	20,95	25,28	7772	742	9,11	11,73
Mg	24,29	4,29	28,66	6,30	3,55	4,03	8738	1542	11,10	11,73
Na	4,02	3,93	48,30	8,60	6,30	7,95	408	220	2,92	9,45
Ni	328	2,00	717	120	17,50	0,80	28,42	3330	0,017	0,148
Cu	711	1,00	185	32,50	4,20	2,00	13,2	221	0,015	0,028
Pb	73	5,70	23,40	2,5	1,70	< 1,00	2,48	219	< 0,001	< 0,001
Cr	4,4	2,10	4,40	1,90	2,10	3,10	19,82	9,88	0,011	0,001
Hg	-	-	-	-	-	-	1,58	1,43	< 0,0002	< 0,0002
As	13470	1,92	316	71	18,85	8,72	336	1930	0,071	0,304
Zn	145	56	1638	279	103	135	56	873	0,03	0,62
Fe	-	-	6165	81	847	-	4995	5061	3,89	0,13
Mn	-	288	1358	1292	1180	61,5	524	2980	0,13	36,00
Cd	-	-	-	-	-	-	0,56	12,88	< 0,0005	0,0007
Co	2100	3,20	220	191	58,4	3,2	23,6	584	0,75	0,04
Tl	-	-	-	-	-	-	0,28	1,3	< 0,001	< 0,001
Al	-	-	-	-	-	-	-	-	< 0,1	3,54
Ag	-	-	-	-	-	-	-	-	< 0,001	< 0,001
TS [%]	-	-	-	-	-	-	99,84	72,56	-	-
GR [%]	-	-	-	-	-	-	99,62	80,75	-	-
pH	-	-	-	-	-	-	7,9 ²	5,6 ²	7,7	6,5
Eh [mV]	-	-	-	-	-	-	-	-	205	230
Leitf. [μ S/cm]	-	-	-	-	-	-	-	-	141	373
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	-	-	-	-	-	-	-	-	5,2	151
NO ₃ [mg/l]	-	-	-	-	-	-	-	-	2,4	1,0
Cl [mg/l]	-	-	-	-	-	-	-	-	13,6	5,5

Tab. 6. Vergleich der Grenzwerte nach der TrinkwV. mit den im Schwarzbach und der Wiesbütte gemessenen min. und max. Werten

Element	Grenzwert gemäß TrinkwV. [mg/l]	min. Elementgeh. Schwarzbach- [mg/l]	max. Elementgeh. Schwarzbach [mg/l]	Median d. Element- gehalte im Schwarz- bach [mg/l]	Nachweisgrenze [mg/l] / Gerät
Aluminium	0,2 ± 0,04	< 0,1	1,46	-	0,1 ICP
Arsen	0,01 ± 0,005	< 0,0006	0,2954	0,01255	0,0006 MHS-10
Blei	0,04 ± 0,02	< 0,001	0,0412	-	0,001 GR-AAS
Calcium	400 ± 0,2	1,7	71,9	11,41	0,12 FI-AAS
Cadmium	0,005 ± 0,002	< 0,0005	0,024	-	0,0005 GR-AAS
Chrom	0,05 ± 0,01	< 0,001	0,027	-	0,001 GR-AAS
Eisen	0,2 ± 0,01	< 0,12	3,75	-	0,12 FI-AAS
Kalium	12 ± 0,5	0,18	18,1	2,25	0,06 FI-AAS
Kobalt	-	< 0,01	0,03	-	0,01 ICP
Kupfer	3,0 ± 0,3 ⁴	< 0,001	0,226	-	0,001 GR-AAS
Magnesium	50 ± 2	0,77	38,7	3,16	0,02 FI-AAS
Mangan	0,05 ± 0,01	< 0,06	1,25	-	0,06 FI-AAS
Natrium	150 ± 6	1,6	60	5,86	0,05 FI-AAS
Nickel	0,05 ± 0,01	< 0,003	0,042	-	0,003 GR-AAS
Quecksilber	0,001 ± 0,0005	< 0,0002	0,0103	-	0,0002 MHS-10
Silber	0,01 ± 0,004	< 0,001	< 0,001	-	0,001 GR-AAS
Thallium	-	< 0,001	< 0,001	-	0,001 GR-AAS
Zink	5,0 ± 0,5 ⁴	< 0,02	0,16	0,03	0,02 FI-AAS
Leitfähigkeit [μ S/cm]	2000	45,8	562	159	LF 90 (WTW)
pH-Wert	> 6,5 < 9,5	4,6	8,2	6,7	pH 90 (WTW)
Redox-Pot. [mV]	-	152	391	270,5	pH 90 (WTW)
Temperatur [°C]	-	3	23	-	GTH 1150 (Greisinger)

8. Schriftenverzeichnis

- Abke, W., Berheide, E. & Post, B. (1996): Beschaffenheit von Quellwässern im Spessart und im Vogelsberg und deren Beeinflussung durch saure atmosphärische Depositionen. – Vom Wasser, **86**: 95–111; Weinheim (VCH).
- Baas Becking, L. M. G., Kaplan, I. R. & Moore, D. (1960): Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potential. – J. Geol., **68**: 243–284; Chicago, Ill.
- Binnewies, C. (1986a): Bergbau, Metallverhüttung und -bearbeitung, Salinen und Glashütten als Großverbraucher von Holz. – Festschrift 250 Jahre Forstamt Biebergemünd 1736–1986: 32–33; Biebergemünd (Forstamt).
- Binnewies, C. (1986b): Das Forstamt Biebergemünd im Jahre 1986. – Festschrift 250 Jahre Forstamt Biebergemünd 1736–1986: 15–20; Biebergemünd (Forstamt).
- Binnewies, C. (1986c): Die Waldentwicklung im Forstamt Biebergemünd – Waldnutzungen und Zielsetzungen im Wandel der Zeit. – Festschrift 250 Jahre Forstamt Biebergemünd 1736–1986: 22–31; Biebergemünd (Forstamt).
- Brookins, D. G. (1988): Eh-pH Diagrams for Geochemistry. – Berlin-Heidelberg-New York (Springer).
- Bücking, H. (1891a): Geologische Specialkarte von Preußen und den Thüringischen Staaten 1:25 000 mit Erklärungen. Lfg. 49: Bl. Bieber. – 55 S.; Berlin.
- Bücking, H. (1891b): Geologische Specialkarte von Preußen und den Thüringischen Staaten 1:25 000 mit Erklärungen. Lfg. 49: Bl. Lohrhaupten. – 30 S.; Berlin.
- Cancrin, E. L. (1787): Geschichte und systematische Beschreibung der in der Grafschaft Hanau Münzenberg, in dem Amte Bieber und anderen Ämtern dieser Grafschaft, auch den dieser Grafschaft benachbarten Ländern gelegenen Bergwerke, Leipzig bei Christian Gottlieb Hertel 1787. Reprint 1979; Bad Orb (Verl. Orbensien).
- Freyman, K. (1991): Der Metallerzbergbau im Spessart, Ein Beitrag zur Montangeschichte des Spessarts. – Veröff. Geschichts- und Kunstv. Aschaffenburg, **33**: XIV, 413 S.; Aschaffenburg.
- Hofmann, E.-L. (1969): Geschichte der Berg- und Hüttenwerke zu Bieber. – Natur und Museum, **99** (7): 317–328; Frankfurt am Main.
- Hofmann, E.-L. (1986): Die Geschichte des Oberen Bieber- und Lohrgrundes unter besonderer Berücksichtigung des Bieberer Bergbaues. – Festschrift 250 Jahre Forstamt Biebergemünd 1736–1986: 54–59; Biebergemünd (Forstamt).
- Mollenhauer, D. (1986): Die Landschaft im Nordspessart. – Festschrift 250 Jahre Forstamt Biebergemünd 1736–1986: 66–71; Biebergemünd (Forstamt).
- Platen, H., Turowski, S. & Strübel, G. (1996): Bestimmung von Thallium in Klärschlamm und Böden – CANAS 95 Colloquium Analytische Atom-spektroskopie, hg. von Bernhard Welz, Bodensee-werk Perkin Elmer GmbH
- Sabel, K.-J. (1996): Gestein, Relief und Böden im Spessart. – Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg, **194**: 69–96; Frankfurt am Main.
- Schwarzmeier, J. & Weinelt, W. (1993): Geologische Karte 1:100 000 Naturpark Spessart. – Bayer. geol. L.-Amt; München.
- Senzel, H. (1994): Die Spessartbahn und ihre Bedeutung für die Bieberer Gruben. – In Horst Bindseil, Hg.: Festschrift 500 Jahre Bieberer Bergbau 1494–1994, 38–45. Biebergemünd (Abt. Kultur und Freizeit der Gemeinde).
- Worch, E. (1997): Wasser und Wasserinhaltsstoffe. Eine Einführung in die Hydrochemie; Stuttgart-Leipzig (Teubner).

Manuskript eingegangen am 30.10.1997, angenommen am 6.4.1998

¹ Probenbeschreibung siehe unter: „6.2 Beschreibung der Boden- und Gesteinsproben“

² pH in 0,1 mol/l CaCl₂

³ Das Eluat 9672 war auch nach der Filtration durch ein Membranfilter mit 0,45 µm Porendurchmesser (ME66, Schleicher & Schüll, Dassel) leicht getrübt.

⁴ nach 12 h Stagnation

Fl-AAS = Flammen-Atomabsorptionsspektrometer 2385, Fa. Perkin Elmer

MHS-10 = Mercury-Hydride-System zur Flammen-AAS 2385, Fa. Perkin Elmer

GR-AAS = Graphitrohrföfen-Atomabsorptionsspektrometer 2100 mit HGA 700, Fa. Perkin Elmer

ICP = Inductively coupled plasma, ICP-OES 138 Ultrace, Fa. Jobin-Yvonne

Martin Hottenrott, Erlend Martini & Birgit Nickel*

Palynologische Datierung der Kühnstein-Schichten der Rhön in das Ober-Oligozän

Kurzfassung

Die Sporomorphenvergesellschaftung von Proben aus den Kühnstein-Schichten der Rhön entspricht der des Cyrenenmergels im Mainzer Becken und kann dem „Marxheimer

Bild“ des tieferen Ober-Oligozäns (Chatt) zugeordnet werden.

Die Mikroflora der Kühnstein-Schichten wird mit Pollenspektren weiterer tertiärer Schichtglieder in

der Rhön (Sieblos, Bauersberg, Theobaldshof) verglichen. Die stratigraphische Stellung der *Ferussina*-Tone (Lettengraben) wird in diesem Zusammenhang diskutiert.

Abstract

The sporomorph assemblage of the Kühnstein Beds in the Rhoen mountains (central Germany) is comparable with that of the Cyrenamarls in the Mainz Basin (western

Germany), and is placed in the „Marxheim spectrum“ of early Upper Oligocene (Chattian) age.

The microflora of the Kühnstein Beds is compared with other Ter-

tiary beds of the Rhoen area (Sieblos, Bauersberg, Theobaldshof). The stratigraphic position of the *Ferussina* Clays (Lettengraben) is discussed.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	37
2. Mikroflora aus den Kühnstein-Schichten	39
3. Stratigraphischer Vergleich	39
4. Schriftenverzeichnis	42

1. Einleitung

Kuhn berichtete 1937 über das „Tertiär der Hohen Rhön und seine Braunkohle“ und gab an, daß im „vergangenen Jahr“ auf Feld Kühnstein „in gleicher Höhe wie bei Sieblos und 1 km von hier entfernt in 5 m Mächtigkeit ein weiteres Dysodilvorkommen gefunden wurde“. Er listet unter den Kohlevorkommen aus der hohen Rhön dann als Nr. 15 auf: „Kühnstein: An der Straße zur Wasserkuppe beim Wartehäuschen wurde 1936 Kohle gefunden“ (S. 344).

Gahl (1964: 42) referiert über diesen Bericht und bezweifelt die angegebenen Lokalitäten, da eine Bestätigung der Vorkommen nicht erfolgen konnte.

Anlässlich des Ausbaues der engen Straßenkurve der B

284 nördlich Obernhäusen wurde im August 1975 auf der NE-Seite eine Rutschmasse angetroffen, die neben Muschelkalkbrocken, Tuffen und Basaltblöcken auch tonige und kohlige Einlagerungen enthielt. (siehe Abb. 1: Probe 1). Eine weitere Probe konnte im April 1989 im Waldgebiet südwestlich vom Kühnstein gesammelt werden (Abb. 1: Probe 2). Die ersten Bestimmungen der Sporomorphen aus dieser Probe durch B. Nickel, die auf ein spät-oligozänes bis tief-miozänes Alter deuteten (Martini & Rothe 1993), veranlaßten Martini et al. (1994), die am Kühnstein anstehende unbekannte Abfolge provisorisch als „Kühnstein-Schichten“ zu bezeichnen.

Aufgrund alter Karten (TK 25, Bl. 5525 Gersfeld, Aus-

* Dr. M. Hottenrott, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, 65193 Wiesbaden;
Prof. Dr. E. Martini, Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität, Senckenberganlage 32-34, 60325 Frankfurt am Main;
Dr. B. Nickel, Forschungsinstitut Senckenberg, Sektion Paläobotanik, Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main.

gabe 1950, letzte Nachträge 1944, redaktionelle Änderungen 1949) konnte das in Kuhn (1937) erwähnte „Wartehäuschen“ auf der SE-Seite der Abzweigung der Straße zur Wasserkuppe von der B 284 bei R 35 68 400, H 55 94 710 lokalisiert werden. Angaben in Hirsch (1937: 94 und 162) unterstützten diese Auffassung (Abb. 1).

Anfragen beim Hessischen Oberbergamt in Wiesbaden ergaben (freundl. briefl. Mitt. Dr. Schade v. 14. u. 18.8. 1995), daß für das von Kuhn (1937) erwähnte Grubenfeld „Künstein“ Verleihungen am 21. März 1874

durch das königliche Oberbergamt Clausthal erfolgten und zwar für die Mutungen „Hasenwäldchen“ und „Künstein“ an den Commerzienrat Burkard Müller in Fulda. Nach den Berechtsamsakten scheint es jedoch weder unter dem Erstbesitzer noch unter den Rechtsnachfolgern in keinem der beiden Bergwerksfelder zu einem Braunkohlenabbau gekommen zu sein. Die Verleihung auf ein Braunkohlenbergwerk „Künstein“ erlosch mit dem 5.12. 1988.

Die Lage der Fundpunkte der Bergwerksfelder, an de-

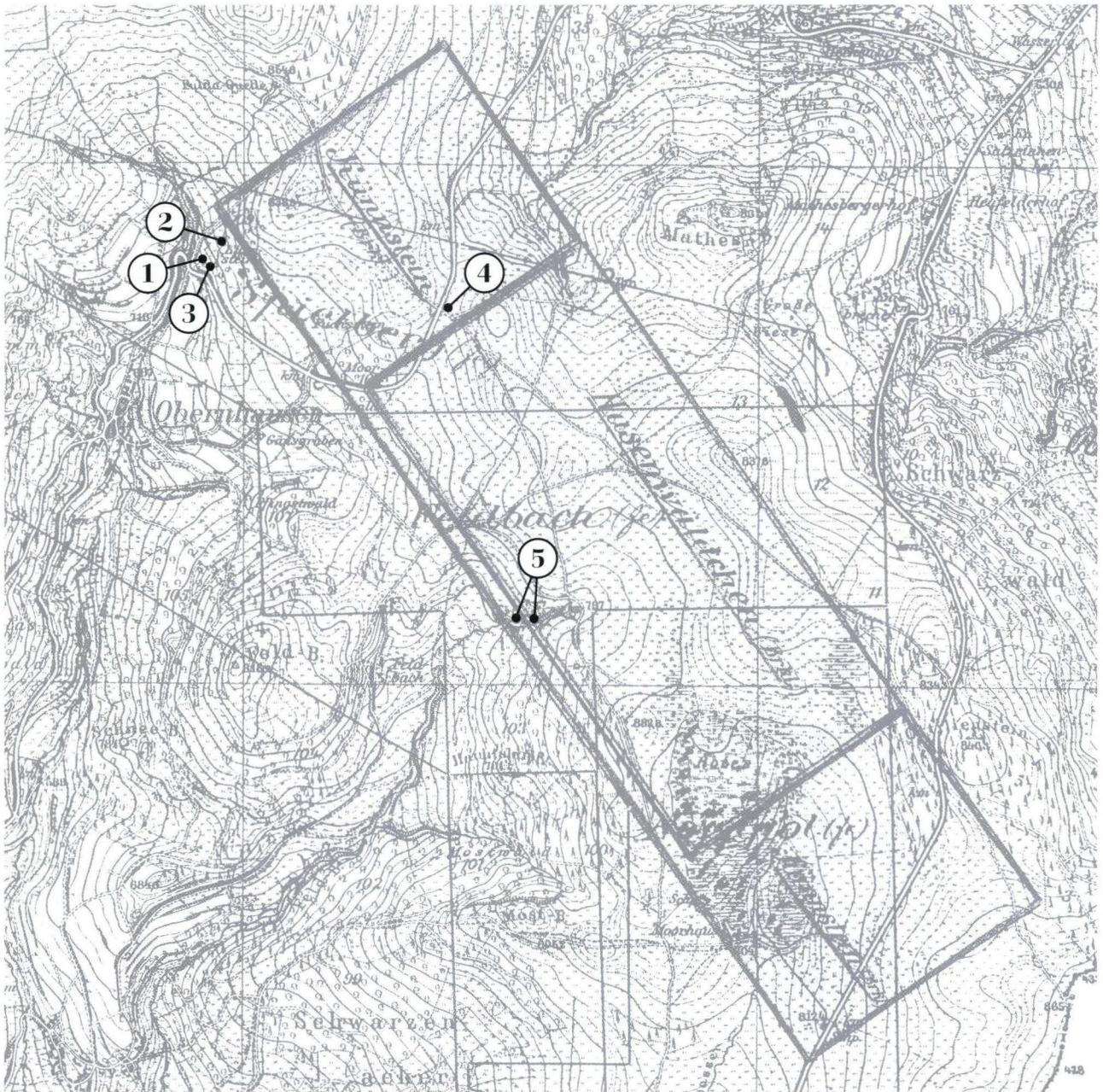


Abb. 1. Ausschnitt im NE-Teil der TK 25 Bl. 5525 Gersfeld aus den Oberbergamtsunterlagen zu den Mutungen Künstein und Hasenwäldchen von 1874. Weitere Angaben: 1 = kohlige Probe 1 von 1975, 2 = kohlige Probe von 1989, 3 = kohlige Probe von 1996, 4 = ehemaliger Standort des Wartehäuschens, 5 = Mutungsvorkommen von 1873.

nen „Braunkohlen“ beim Fundbesichtigungstermin im April 1873 dem damals zuständigen Bergrevierbeamten beim Mutungsverfahren nachgewiesen wurden, sind aus den „Situationsrissen“ im Maßstab 1:6 250, die der Verleihungsurkunde beigelegt sind, ersichtlich. Diese befinden sich auf der TK 25 Bl. 5525 Gersfeld dicht nebeneinander etwa bei R 35 68 705, H 55 93 530 (Abb. 1: Pkt. 5) oberhalb einer Wegkehre in einem verbreiterten Einschnitt des Feldbaches (Kaskadenschlucht). Bücking erwähnt diese Vorkommen weder 1909 noch 1916. Eine Begehung im April 1996 ergab an dieser Stelle anmoorigen Untergrund mit dichter Basaltschutt-Bedeckung und

anstehenden Oberen Buntsandstein (Mittlerer Röt, Braunrote Tonsteinschichten) unmittelbar daneben am nördlichen Hang. Auch die Überprüfung des Geländes am „Wartehäuschen“ (Abb. 1: Pkt. 4) hat keine Anhaltspunkte für ein „Braunkohle“-Vorkommen ergeben, oberflächlich wurden nur Tuffe angetroffen, die die Basalte vom Kühnstein unterlagern. An der inzwischen überwachsenen Böschung an der Straßenkehre der B 284 nördlich Obernhäusen konnte dagegen eine weitere Braunkohlen-Probe eingesammelt werden (Abb. 1: Probe 3).

2. Mikrofloren aus den Kühnstein-Schichten

Sporomorphen wurden erstmalig aus dem Gebiet um Obernhäusen am Südrand der Wasserkuppe von Gahl (1964: 37–39) erwähnt, die er aus einem weißen Ton und einem Tuffit nordwestlich von Obernhäusen gewonnen hat. Er meinte, mit den gefundenen Formen das oberoligozäne „Marxheimer Pollenbild“ (Mürriger & Pflug 1952) nachgewiesen zu haben und stellte entsprechend die „Tuffite vom Hemmhauck“ in das „höhere Rupel bis tiefere Chatt“ und wollte damit das „älteste datierbare Glied des Rhönvulkanismus“ nachweisen. Die im Rahmen einer Diplomarbeit angesetzten Überprüfungen (Scheven 1992) konnten die von Gahl (1964) angeführten geologischen Zusammenhänge nicht bestätigen. Die Gahlschen Palynomorphen führenden Proben nordwestlich Obernhäusen scheinen aus Rutschmassen zu stammen, die Tuffe mit älteren tertiären Ablagerungen (Tone und Sand) vermengt enthalten. Die stratigraphische Aussage, daß die „Tuffite“ oberoligozänes Alter besitzen, ist somit anzuzweifeln.

Unsere Proben stammen dagegen vom SW-Hang des

Kühnsteins, der nordnordöstlich von Obernhäusen gelegen ist.

Die vorgefundenen Mikrofloren aller drei Kohleproben sind sich in ihrer Zusammensetzung sehr ähnlich (Tab. 1), die Proben dürften somit sehr wahrscheinlich aus dem gleichen Schichtglied stammen. Gemeinsam kennzeichnend sind auffallend hohe Anteile von *Sparganiaceapollenites*, *Cyperaceapollis* und von *Platanus*-Typen. Unter den Sporen sind neben Leisten sporen (*Polypodiaceoisorites*, *Verrucingulatisporites*) auch *Monoleioretetes* hervortretend. Unter den diversen Vertretern der *Polypodiaceoisorites* wurde auch die im Marxheimer Bild häufige Form *Polypodiaceoisorites marxheimensis* gefunden. Diese Spore reicht vom höheren Eozän bis ins Ober-Oligozän und hat sich bislang in Hessen in miozänen Spektren noch nicht eindeutig belegen lassen.

Die palynologischen Befunde sind mit denen von Gahl (1964) sehr gut vergleichbar und erlauben eine entsprechende Alterseinstufung.

3. Stratigraphischer Vergleich

Die Sporomorphengesellschaften der untersuchten Kohleproben sind zwar quantitativ durch nur bedingt stratigraphisch aussagekräftige Fazieselemente geprägt, enthalten aber eine zonale Begleitflora, die eindeutig jungtertiäre Züge zeigt. Die Dominanz von sommergrünen Laubgehölzen und Koniferen ist typisch für das mitteleuropäische Ober-Oligozän und läßt klare Analogien zum sog. Marxheimer Pollenbild (Mürriger & Pflug 1952) erkennen. Typlokalität dieses Pollenbildes ist die im oberoligozänen Cyrenenmergel des Rhein-Main-Gebietes (Mainzer Becken) angelegte ehemalige Braunkohlen-Grube „Emma“ bei Marxheim (Bl. 5916 Hochheim am

Main). Das Marxheimer Bild ist über weite Strecken ähnlich ausgebildet [so z.B. auch im Limburger Becken: Freiling & Hottenrott 1995 und im Untergrund des Vogelsberges (z.B. Bad Salzhausen): Hottenrott 1985 u.a.] und kennzeichnet das tiefere Ober-Oligozän, eine neuere Formenliste gibt Hottenrott (1993). Kennzeichnend sind u.a. zahlreiche Sporen-Typen, darunter Leisten sporen wie z.B. *Polypodiaceoisorites marxheimensis*. Sehr charakteristisch sind hohe Anteile von *Cyperaceapollis* und von *Sparganiaceapollenites*. Letztere Pollentypen sind möglicherweise identisch mit *Inaperturopollenites emmaensis* Mürriger & Pflug 1952, einer Charakterform des Marxhei-

Tab. 1. Mikroflorenvergesellschaftungen aus den Proben Kühnstein 1–3 im Vergleich zu Spektren aus dem Cyrenenmergel (Cyrenenmergelgruppe) von Eltville am Rhein (vgl. Kümmerle 1986; Baugrube „Große Hub“) und von Frankfurt am Main (Hottenrott 1993; Bohrung „Monte Scherbelino“); Ober-Oligozän (Marxheimer Bild)

	Kühn- stein 1	Kühn- stein 2	Kühn- stein 3	Elt- ville	Frank- furt
<i>Leiotriletes maxoides</i> W. Kr. 1962 (Schizaeaceae: <i>Lygodium</i>)				•	•
<i>Leiotriletes triangulus</i> (Mürr. & Pf. 1952) W. Kr. 1962				•	
<i>Monoleiotriletes gracilis</i> W. Kr. 1959	•		•	•	
<i>Monoleiotriletes minimus</i> W. Kr. 1962		•			
<i>Toroisporis</i> sp. (? Gleicheniaceae)					•
<i>Echinatisporis</i> sp. (Selaginellaceae: <i>Selaginella</i>)					
<i>Baculatisporites</i> sp. (Osmundaceae: <i>Osmunda</i>)		•	•		•
<i>Triletes multivallatus</i> (Pf. 1953) W. Kr. 1959 (? Schizaeaceae)					•
<i>Polypodiaceosporites marxheimensis</i> (Mürr. & Pf. 1952) W. Kr. 1959 (Polypodiaceae, Cyatheaceae, Selaginellaceae)	•	•	•	•	•
<i>Polypodiaceosporites gracillimus latigracilis</i> W. Kr. 1967 (Polypodiaceae, Cyatheaceae, Selaginellaceae)		•			
<i>Polypodiaceosporites</i> sp. (Polypodiaceae, Cyatheaceae, Selaginellaceae)	•		•	•	•
<i>Verrucingulatisporites</i> sp. (Polypodiaceae, Cyatheaceae, Selaginellaceae)	•			•	
<i>Neogenisporis</i> sp. (? Gleicheniaceae)					•
<i>Camaronosporites heskemensis</i> (Pflanzl 1955) W. Kr. 1959 (Lycopodiaceae)				•	•
<i>Laevigatosporites haardti</i> (R. Pot. & Venitz 1934) Th. & Pf. 1953 (Polypodiaceae)	•	•	•	•	•
<i>Verrucatosporites favus</i> R. Pot. 1931 Th. & Pf. 1953 (Polypodiaceae: ? <i>Polypodium</i>)	•		•	•	•
<i>Verrucatosporites alienus</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (Polypodiaceae)			•	•	
<i>Pityosporites</i> sp. (Pinaceae: <i>Pinus</i>)	•	•	•	•	•
<i>Pityosporites microalatus</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (Pinaceae: ? <i>Cathaya</i>)	•	•	•	•	•
<i>Abiespollenites</i> sp. (Pinaceae: ? <i>Abies</i>)			•		
<i>Piceapollis</i> sp. (Pinaceae: <i>Picea</i>)			•	•	
<i>Podocarpidites</i> sp. (Podocarpaceae: <i>Podocarpus</i>)			•	•	
<i>Zonalapollenites</i> sp. (Pinaceae: <i>Tsuga</i>)	•		•	•	
<i>Sciadopityspollenites serratus</i> (R. Pot. & Venitz 1934)			•		
Thiergart 1937 (Taxodiaceae: <i>Sciadopitys</i>)					
<i>Inaperturopollenites concedipites</i> (Wodehouse 1933) W. Kr. 1971 (Taxodiaceae)	•	•	•		•
<i>Sequoiapollenites polyformosus</i> Thiergart 1937 (Taxodiaceae: ? <i>Sequoia</i>)					•
<i>Graminidites</i> sp. (Gramineae)	•	•	•		
<i>Cyperaceapollis piriformis</i> Thiele-Pfeiffer 1980 (Cyperaceae)	•	•			
<i>Cyperaceapollis</i> sp. (Cyperaceae)	•		•		•
<i>Sparganiaceapollenites</i> sp. (Sparganiaceae, Typhaceae)	•	•	•	•	•
cf. <i>Aglaoreidia cyclops</i> Erdtman 1960					•
<i>Arecipites</i> sp. (Palmae)		•			
<i>Dicolpopollis kockeli</i> Pflanzl 1956 (Palmae: <i>Calamus</i>)	•		•	•	•
<i>Ephedripites</i> sp. (Ephedraceae: <i>Ephedra</i>)				•	•
<i>Triatriopollenites rurensis</i> Th. & Pf. 1953 (Myricaceae: <i>Myrica</i>)	•	•		•	•
<i>Momipites punctatus</i> (R. Pot. 1931) Nagy 1969 (Juglandaceae: <i>Engelhardtia</i>)	•	•	•	•	•
<i>Juglanspollenites</i> sp. (Juglandaceae: <i>Juglans</i>)					•
<i>Momipites quietus</i> (R. Pot. 1931) Nichols 1973. (Juglandaceae: <i>Engelhardtia</i>)	•		•		
<i>Platycaryapollenites</i> sp. (Juglandaceae: <i>Platycarya</i>)	•				
<i>Caryapollenites simplex</i> (R. Pot. 1931) R. Pot. 1960 (Juglandaceae: <i>Carya</i>)	•	•	•	•	•
<i>Pterocaryapollenites stellatus</i> (R. Pot. 1931) Thiergart 1937 (Juglandaceae: <i>Pterocarya</i>)	•			•	•
<i>Polyvestibulopollenites verus</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (Betulaceae: <i>Alnus</i>)	•		•	•	•
<i>Trivestibulopollenites betuloides</i> Pf. 1953 (Betulaceae: <i>Betula</i>)	•				•
<i>Carpinuspollenites carpinoides</i> (Pf. 1953) Nagy 1969 (Betulaceae: <i>Carpinus</i>)	•				•
<i>Polyporopollenites undulosus</i> (Wolff 1934) Th. & Pf. 1953 (Ulmaceae: <i>Ulmus</i> , <i>Zelkova</i>)	•	•	•	•	•
<i>Celtipollenites intrastructurus</i> (W. Kr. & Vanhoorne 1977)	•	•	•		
Thiele-Pfeiffer 1980 (Ulmaceae: <i>Celtis</i>)					
<i>Intratropopollenites instructus</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (Tiliaceae)	•		•		
<i>Intratropopollenites insculptus</i> Mai 1961 (Tiliaceae)	•				
<i>Reevesiapollis triangulus</i> (Mamczar 1960) W. Kr. 1970 (Sterculiaceae: <i>Reevesia</i>)	•		•		

	Kühn- stein 1	Kühn- stein 2	Kühn- stein 3	Elt- ville	Frank- furt
<i>Boehlensipollis hohli</i> W. Kr. 1962	?			•	•
<i>Porocolpopollenites vestibulum</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (Symlocaceae)	•		•	•	•
<i>Chenopodipollis multiplex</i> (Weyland & Pf. 1957) W. Kr. 1966 (Chenopodiaceae)		•			
<i>Tricolpopollenites henrici</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (? Fagaceae)	•	•			
<i>Tricolpopollenites microhenrici</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (? Fagaceae)	•		•	•	
<i>Tricolpopollenites asper</i> Th. & Pf. 1953 (Fagaceae; Quercus)	•	•	•		
<i>Tricolpopollenites retiformis</i> Th. & Pf. 1953 (Salicaceae; Salix)	•				
<i>Aceripollenites striatus</i> (Pf. 1959) Thiele-Pfeiffer 1980 (Aceraceae: <i>Acer</i>)	•		•		•
<i>Platanipollis</i> sp. (Platanaceae; <i>Platanus</i>)	•	•	•		•
<i>Tricolporopollenites cingulum</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (? Fagaceae)		•		•	•
<i>Tricolporopollenites megaexactus</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953 (Cyrillaceae)					•
<i>Tricolporopollenites pseudocingulum</i> (R. Pot. 1931) Th. & Pf. 1953			•		•
<i>Tricolporopollenites satzveyensis</i> Pf. 1953 (? Cornaceae, ? Masticiaceae)					•
<i>Tricolporopollenites marcodurensis</i> Th. & Pf. 1953 (Vitaceae)	•		•	•	•
<i>Slowakipollis hippophaeoides</i> W. Kr. 1962 (Elaeagnaceae: <i>Hippophae</i>)					•
<i>Tricolporopollenites microreticulatus</i> Th. & Pf. 1953 (Oleaceae)					•
<i>Tricolporopollenites cf. stareddloensis</i> W. Kr. & Pacltova 1969	•			•	•
<i>Nyssapollenites kruschi</i> (R. Pot. 1931) Nagy 1969 (Nyssaceae: <i>Nyssa</i>)					•
<i>Faguspollenites verus</i> Raatz 1937 (Fagaceae; <i>Fagus</i>)			•		
<i>Araliaceopollenites</i> sp. (Araliaceae)	•				
<i>Tetracolporopollenites</i> sp. (Sapotaceae)					•
<i>Ericipites</i> sp. (Ericaceae)	•		•		•
<i>Ovoidites</i> sp. (Algae)	•	•	•	•	•
<i>Pediastrum</i> sp. (Hydrodictyaceae)					•
<i>Tetrapidites psilatus</i> Klaus 1950 (? Hydrodictyaceae)					•
<i>Botryococcus</i> sp. (Botryococcaceae)	•				•
<i>Monogemmites pseudosetarius</i> (Weyl. & Pf. 1957) W. Kr. 1970		•		•	•

mer Pollenbildes, deren botanische Bedeutung längere Zeit unklar geblieben war. Die mutmaßliche Identität beider Formarten wurde 1992 bei gemeinsamen Durchmusterungen von Präparaten aus dem Cyrenenmergel von Herrn Prof. Dr. Krutzsch (Berlin) bestätigt. Dies ist bereits von Van De Weerd (1983: 35) vermutet worden. Thiele-Pfeiffer (1988) vergleicht hingegen alttertiäre, der Formart *Emmapollis pseudoemmaensis* Krutzsch 1970 zugeordnete Formen, mit rezenten Chloranthaceen-Pollen.

Sparganiaceapollenites (Sparganiaceae, Typhaceae) und *Cyperaceapollis* (Cyperaceae) sind letztlich Fazies-elemente, sie haben aber im Cyrenenmergel und äquivalenten Bildungen eine ganz besonders weite und augenfällige Verbreitung, die überregional festzustellen ist. Ferner von Bedeutung im Marxheimer Bild sind *Platanus*-Typen, *Dicolpopollis kockeli* (*Calamus*) und kleine tricolporate Typen („*Tricolporopollenites cingulum*-Gruppe“). Auffallend im Gegensatz zu älteren oligozänen Spektren sind bereits hohe Anteile von *Alnus*-Pollen und von *Momipites punctatus*, der ab dem mittleren Oligozän altertümlichere *Engelhardtia*-Pollentypen ablöst (Krutzsch 1992).

Bedauerlicherweise kann die Grenze Mittel-/Ober-Oligozän (bzw. Rupel/Chatt) palynologisch nur schlecht anhand neu einsetzender Leitformen dokumentiert werden. Sie ist eher durch das Verschwinden älterer Floren-

elemente charakterisiert. Nach Krutzsch (1992: Tab. 3, vorläufige FAD-Daten) kommen jedoch die in unserem Material registrierten Tiliaceen-Formen (*Intratrilporopollenites instructus*, *Intratrilporopollenites insculptus*) sowie *Verrucatosporites alienus* (s.str.) erst ab dem Chatt und nicht in älteren Tertiärabschnitten vor, wobei zum Übergang Rupel/Chatt noch Fragen offengeblieben sind (Krutzsch 1992: 197). Auch fehlen sämtliche altertümliche, thermophile Begleitformen, die im Rupel teilweise noch registriert werden können (z.B. *Pentapollenites*-Formen, *Aglaoreidia*, *Spinaepollis spinosus*, *Plicapollis* etc.; Krutzsch 1992). Die wichtigste Leitform des älteren Oligozäns, *Boehlensipollis hohli*, reicht noch bis in das älteste Eo-Chatt (Krutzsch 1992), zeigt aber hier keine regelmäßige Verbreitung mehr. Im hessischen Tertiär führt der oberoligozäne Cyrenenmergel des Rhein-Main-Gebietes noch diese wichtige Form (Hottenrott 1993 und Tab. 1).

In den Proben vom Kühnstein wurde nur ein fragliches Exemplar von *Boehlensipollis hohli* gefunden. Die Mikroflora der Sieblos-Schichten des älteren Oligozäns der Rhön führen *Boehlensipollis hohli* regelmäßig in größeren Stückzahlen, mit einer anders gearteten Begleitflora mit teils altertümlichen Elementen (Gahl 1964, Hottenrott 1988, 1998).

Jüngere tertiäre (miozäne) Mikroflora der Rhön wei-

sen zu denen der Kühnstein-Schichten abweichende Zusammensetzungen auf. Nähere Angaben hierzu findet man u.a. bei Pflug in Moayedpour (1977; Theobaldshof, *escheri*-Schichten) und Hottenrott (1992; Bauersberg, Prososthenienbild mit ausführlicher Florenliste). Die Mikroflora der untermiozänen Braunkohlen der Rhön zeichnen sich beispielsweise durch regelmäßig hohe Anteile der Formart *Tricolporopollenites pseudocingulum* und tilioider Pollenkörner (besonders *Intratrisporopollenites insculptus*) aus und ähneln sehr stark anderen hessischen Mikroflora des höheren Unter-Miozäns bis Mittel-Miozäns (z.B. Hottenrott 1993; Tab. 2). Die Unterschiede zu den Spektren der Kühnstein-Schichten sind somit sehr deutlich.

Durch die Mikroflora der drei Proben vom Kühnstein läßt sich ein oberoligozäner Zeitabschnitt in der Rhön nachweisen, der aufgrund wesentlicher Merkmale des Marxheimer Bildes stratigraphisch eng mit dem Cyrenenmergel (älteres Ober-Oligozän) des Mainzer Beckens und angrenzender Gebiete zusammenfällt.

Als einziges weiteres oberoligozänes Vorkommen in der Rhön wurden bereits von Fischer & Wenz (1914) unter Vorbehalt Tone vom Lettengraben (Zeche Barbara) bei Wüstensachsen mit *Strophostoma tricarinarum* Braun angegeben, die im Liegenden der (miozänen) Kohleflöze (Kelber & Gregor 1987) angetroffen wurden. Auf dieses Vorkommen beziehen sich Hirsch (1937: 28, 153) und Elborg (1956: 18) unter der Bezeichnung „*Ferussina*-Ton“, ohne daß neue Erkenntnisse hinzugekommen wären (*Strophostoma* Deshayes 1828; Synonym von *Ferussina* Grateloup 1827). *Ferussina tricarinata* (M. Braun 1838) ist eine Leitform des Hochheimer Landschneckenkalkes

(Fischer & Wenz 1914) und weiterer oberoligozäner Fundpunkte (Kadolsky 1988). Nach den aktuellen Untersuchungen von Kadolsky (1988) ist die Art mit bezeichnend für seine terrestrische Molluskenzone B im Mainzer Becken. Diese umfaßt dort im wesentlichen die Mittleren Cerithienschichten nach Rothausen et al. (1988; Tab. 2), bzw. den tiefsten Teil der Cerithienschichten, den Oberen und Mittleren Landschneckenkalk und den Hangendabschnitt des Unteren Landschneckenkalks einer vorläufigen neuen Nomenklatur des Kalktertiärs im Mainzer Becken nach Kadolsky (1988; Abb. 8).

Eine pollenstratigraphische Überprüfung der Tone vom Lettengraben konnte aufgrund der Einstellung der bergbaulichen Aktivitäten und fehlenden Belegmaterials bisher nicht vorgenommen werden.

Lithologische Zusammensetzung, Mächtigkeit und Verbreitung der Kühnstein-Schichten sind nicht bekannt. Sie schließen Braunkohle ein und werden offenbar von Tuff überlagert. An der Typlokalität bildet Muschelkalk, evtl. auch Keuper das Liegende. In der Tertiärabfolge der Rhön vermitteln sie zwischen den Sieblos-Schichten des älteren Oligozäns und den spät-oberoligozänen *Ferussina*-Tonen. Die *escheri*-Schichten des Unter-Miozäns bilden die nächstjüngere weitverbreitete Ablagerung in der Rhön. Die Kühnstein-Schichten wären nach den Empfehlungen der Stratigraphischen Kommission als Formation aufzufassen (Kühnstein-Formation).

Danksagung: Für bergbauliche Informationen über das Feld „Kühnstein“ danken wir Herrn Berghauptmann a. D. Dr. Ing. H. Schade, Hessisches Oberbergamt, Wiesbaden.

4. Schriftenverzeichnis

- Bücking, H. (1909): Erl. geol. Kt. Preußen u. benachb. B.-St. 1:25000, Bl. Gersfeld. Lfg. **171**: 43 S.; Berlin.
- Bücking, H. (1916): Geologischer Führer durch die Rhön. – Samml. geol. Führer, **21**, 262 S.; Berlin.
- Elborg, A. (1956): Geologie des Bauersberges bei Bischofsheim vor der Rhön. Ein Beitrag zum Vulkanismus der Rhön. – Diss. Univ. Freiburg: 202 + 129 S.; Freiburg/Br.
- Fischer, K. & Wenz, W. (1914): Das Tertiär in der Rhön und seine Beziehungen zu anderen Tertiärablagerungen. – Jb. kgl. preuß. Geol. Landesanst., **35** (1): 37–75; Berlin.
- Freiling, H.-J. & Hottenrott, M. (1995): Mitteilung über zwei Vorkommen jüngerer Tertiärs (Ober-Oligozän, Pliozän) in Baugrunderkundungsbohrungen bei Limburg-Lindenholzhausen. – Jber. weterau. Ges. ges. Naturkde., **146–147**. Jg.: 169–183; Hanau.
- Gahl, H. (1964): Paläontologie und Stratigraphie der tertiären Vorkommen von Sieblos und Oberhausen in der Rhön. – Diss. Univ. Gießen: 50 S.; Gießen.
- Hirsch, L. (1937): Tertiärgeologische Untersuchungen in der Rhön. – Diss. Univ. Gießen: 166 S.; Würzburg-Aumühle (Triltsch);
- Hottenrott, M. (1985): Palynologie und Stratigraphie im Vogelsberg mit besonderer Berücksichtigung der Tiefbohrung Salzhausen. – Geol. Jb. Hessen, **113**: 75–82; Wiesbaden.
- Hottenrott, M. (1988): Palynostratigraphische Untersuchungen im Oligozän von Sieblos/Rhön. – Beitr. Naturkde. Osthesen, **24**: 93–98; Fulda.
- Hottenrott, M. (1992): Die stratigraphische Position des tertiären Braunkohlenflözes vom Bauersberg bei Bischofsheim a.d. Rhön aufgrund palynologischer Untersuchungen. – Giessener Geologische Schriften, **48** (Festschrift Stibane): 61–72; Gießen.
- Hottenrott, M. (1993): Mikrofloristische Gliederung und Charakterisierung der Tertiärschichten von Frankfurt a.M. – In: Kümmerle, E. (1993): Erl. geol. Karte Hessen 1:25000, Bl. 5818 Frankfurt a.M. Ost, 3. Aufl. : 54–69; Wiesbaden.
- Hottenrott, M. (1998): Mikroflora aus den Bohrprofilen Sieblos 1994/1 und Sieblos 1994/2 an der Wasserkuppe/Rhön (Eozän – Unter-Oligozän). – In: E. Martini & P. Rothe, Hg.: Die alttertiäre Fossilagerstätte Sieblos an der Wasserkuppe/Rhön. – Geol. Abh. Hessen, **104**: 201–213; Wiesbaden (Hessisches Landesamt für Bodenforschung).
- Kadolsky, D. (1988): Stratigraphie und Molluskenfaunen von „Landschneckenkalk“ und „Cerithienschichten“ im Mainzer Becken (Oberoligozän bis Unter-miozän?) – Stratigraphische, paläogeogra-

- phische und paläoökologische Ergebnisse. - Geol. Jb., **A 110**: 69-133; Hannover.
- Kelber, K.-P. & Gregor, H.-J. (1987): Makroflora aus dem Tertiär der Langen Rhön: Erste Ergebnisse von Neuaufsammlungen. - Documenta naturae, **41**: 11-13; München.
- Krutzsch, W. unter Mitarbeit von Blumenstengel, H., Kiesel, Y. & Ruffle, L. (1992): Paläobotanische Klimagliederung des Alttertiärs (Mitteleozän bis Oberoligozän) in Mitteldeutschland und das Problem der Verknüpfung mariner und kontinentaler Gliederungen (klassische Biostratigraphien - paläobotanisch-ökologische Klimastratigraphie - Evolutions-Stratigraphie der Vertebraten). - N. Jb. Geol. Paläont., Abh. **186** (1-2): 137-253; Stuttgart.
- Kümmerle, E. (1986): Bemerkungen zur Geologie der „Großen Hub“ bei Eltville am Rhein. - Geol. Jb. Hessen, **114**: 95-109; Wiesbaden.
- Kuhn, O. (1937): Das Tertiär der Hohen Rhön und seine Braunkohle. - Zentralbl. Miner. Geol. Paläont., Abt. B, **1937**: 337-344; Stuttgart.
- Martini, E. & Rothe, P. (1993): Sieblos - A Lower Oligocene Messel-Type Deposit. - Kaupia. Darmstädter Beitr. Naturgesch., **2**: 39-53; Darmstadt.
- Martini, E., Rothe, P., Kelber, K.-P. & Schiller, W. (1994): Sedimentäres Tertiär der Rhön (Exkursion I am 9. April 1994). - Jber. Mitt. oberrhein. geol. Ver., N.F., **76**: 219-244; Stuttgart.
- Moayedpour, E. (1977): Geologie und Paläontologie des tertiären „Braunkohlenlagers“ von Theobaldshof/Rhön (Miozän, Hessen). - Geol. Abh. Hessen, **76**: 135 S.; Wiesbaden.
- Mürriger, F. & Pflug, H. (1952): Über eine palynologische Untersuchung des Braunkohlenlagers der Grube Emma bei Marxheim (Untermaingebiet). - Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., (VI): **3**: 56-66; Wiesbaden.
- Rothausen, K. (Koord.), Martini, E., Rothe, P., Sonne, V., Tobien, H., & Weiler, H. (1988): Das Kalktertiär des Mainzer Beckens (Oberoligozän - Untermiozän) - Paläontologische, geologische, petrologische und geochemische Untersuchungen im „Kalktertiär-Projekt“. - Geol. Jb., **A 110**: 17-52; Hannover.
- Scheven, E. (1992): Sedimentäres Tertiär in der Umgebung der Wasserkuppe (Rhön) (TK 5525 Gersfeld und TK 5425 Kleinsassen). - Unveröff. Dipl.-Arb. Univ. Frankfurt/M., 97 S.; Frankfurt am Main.
- Thiele-Pfeiffer, H. (1988): Die Mikroflora aus dem mitteleozänen Ölschiefer von Messel bei Darmstadt. - Palaeontographica, **B 211** (1-3): 86 S.; Stuttgart.
- Weerd, A. Van De (1983): Palynology of some Upper Miocene and Pliocene Formations in Greece. - Geol. Jb., **B 48**: 3-63.; Hannover.

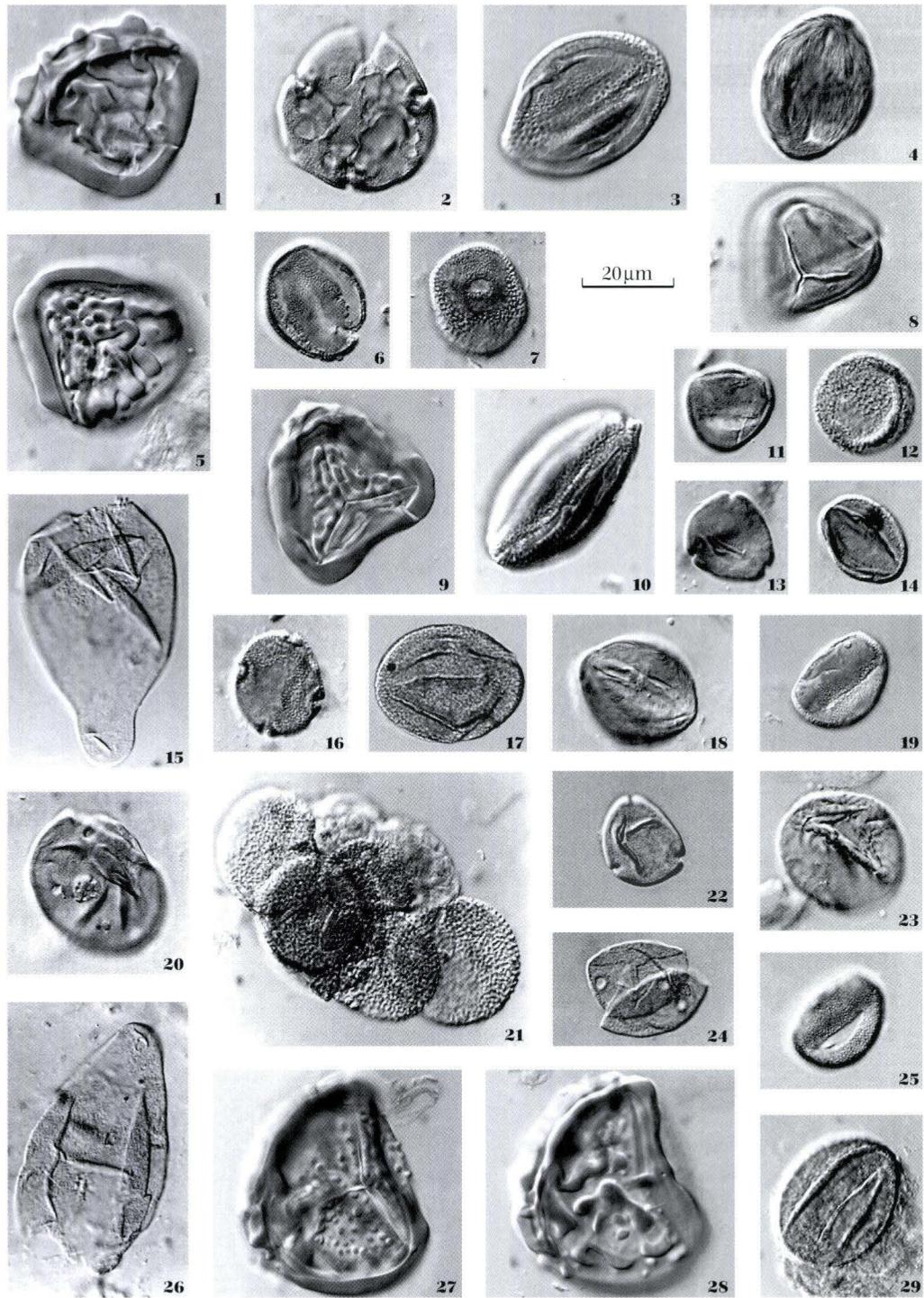
Manuskript eingegangen am 3. 12. 1997, angenommen am 8. 12. 1997.

Taf. 1. Sporomorphen aus den Kühnstein-Schichten (Ober-Oligozän) bei Obernhausen/Rhön.

- Fig. 1: *Polypodiaceoisporites marxheimensis* (Mürriger & Pflug 1952) Krutzsch 1959.
Fig. 2: *Intratropollenites insculptus* Mai 1961.
Fig. 3: *Tricolporopollenites marcodurensis* Thomson & Pflug 1953.
Fig. 4: *Aceripollenites striatus* (Pflug 1959) Thiele-Pfeiffer 1980.
Fig. 5: *Polypodiaceoisporites marxheimensis* (Mürriger & Pflug 1952) Krutzsch 1959.
Fig. 6: *Platanipollis* sp.
Fig. 7: *Sparganiaceapollenites* sp.
Fig. 8: *Monoleiotriletes gracilis* Krutzsch 1959.
Fig. 9: *Polypodiaceoisporites* sp.
Fig. 10: *Tricolporopollenites marcodurensis* Thomson & Pflug 1953.
Fig. 11: *Platanipollis* sp.
Fig. 12: *Sparganiaceapollenites* sp.
Fig. 13: *Momipites punctatus* (R. Potonié 1931) Nagy 1969.
Fig. 14: cf. *Tricolpopollenites retiformis* Thomson & Pflug 1953.
Fig. 15: *Cyperaceapollis piriformis* Thiele-Pfeiffer 1980.
Fig. 16: *Reevesiapollis triangulus* Mamczar 1960) Krutzsch 1970.
Fig. 17: *Tricolpopollenites asper* Thomson & Pflug 1953.
Fig. 18: *Aceripollenites striatus* (Pflug 1959) Thiele-Pfeiffer 1980.
Fig. 19: *Platanipollis* sp.
Fig. 20: *Caryapollenites simplex* (R. Potonié 1931) R. Potonié 1960.
Fig. 21: *Sparganiaceapollenites* sp.
Fig. 22: *Momipites punctatus* (R. Potonié 1931) Nagy 1969.
Fig. 23: *Polyporopollenites undulosus* (Wolff 1934) Thomson & Pflug 1953.
Fig. 24: *Celtisipollenites intrastructurus* (Krutzsch & Vanhoorne 1977) Thiele-Pfeiffer 1988.
Fig. 25: *Platanipollis* sp.
Fig. 26: *Cyperaceapollis* sp.
Fig. 27 + 28: *Polypodiaceasporites marxheimensis* (Mürriger & Pflug 1952) Krutzsch 1959.
Fig. 29: *Tricolpopollenites asper* Thomson & Pflug 1953.

Fig.: 1, 2, 4, 5, 6, 7, 9, 11, 13, 14, 16, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 25, 26 = Probe 1.

Fig.: 3, 8, 10, 12, 15, 17, 21, 27+28, 29 = Probe 3.



Arthur Golwer & Fathi Zereini*

Einflüsse des Straßenverkehrs auf rezente Sedimente – Langzeituntersuchungen an einem Versickerbecken bei Frankfurt am Main

Kurzfassung

Die anorganischen und organischen Stoffe in Sedimenten eines 25 Jahre alten Versickerbeckens der Bundesautobahn A 3 bei Frankfurt am Main sowie ihre Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit wurden untersucht.

Straßenverkehrsspezifische Stoffe sind in der Tonfraktion der Beckensedimente deutlich angereichert. Nach der Stoffverteilung im vorwiegend schluffigen Sediment nimmt die verkehrsbedingte Umweltbela-

stung mit Chrom, Vanadium und Zink seit 1973 langsam zu, von Platin, Palladium und Rhodium seit etwa 1989 stark zu und von Blei seit etwa 1987 deutlich ab. In rezenten Sedimenten und Böden ist Blei seit etwa 1923 die straßentypische Leitsubstanz.

Eine Stoffverlagerung aus dem vorwiegend anaeroben Beckensediment in das Grundwasser ist kaum nachweisbar. Durch Versickerung von Straßenabfluß am Beckenrand

gelangen dagegen mehrere Stoffe in den Untergrund. Vor allem Chlorid, Natrium und Calcium sowie die Spurenstoffe Kupfer, Nickel und Zink erreichen das Grundwasser zeitweilig in erhöhter Konzentration. Im Grundwasser ist Chlorid seit etwa 1959 die straßentypische Leitsubstanz.

Die Auswirkungen der Beckensedimente auf die Grundwasserbeschaffenheit sind unbedenklich bis tolerierbar.

Abstract

The inorganic and organic substances in a 25 year old infiltration basin at the motorway A 3 near Frankfurt am Main, as well as their influence on the groundwater quality were investigated.

Road traffic specific substances in the clay fraction of the sediments of the infiltration basin are clearly enriched. According to the distribution of the substances in the mainly silty sediments the traffic related environmental pollution increases with chro-

mium, vanadium and zinc since 1973, with platinum, palladium and rhodium heavily since about 1989, while lead is clearly decreasing since about 1987. In recent sediments and soils, lead is the road traffic typical element since about 1923.

The migration of substances of the mainly anaerobic sediments from the infiltration basin into the groundwater is hardly detectable. Through infiltration of street runoff at the edge of the basin several substances are

transferred into the underground. Mainly chlorid, sodium and calcium and the trace elements copper, nickel and zinc are temporarily reaching the groundwater in increased concentration. Chloride is in the groundwater the road typical element since about 1959.

The influence of the sediments of the infiltration basin on the groundwater quality is harmless to tolerable.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	48
2. Straßenspezifische Stoffe	48
2.1 Straßenverkehrsspezifische Schwermetalle	48
2.2 Platingruppenelemente	49
3. Versickerbecken der A 3	49
4. Probenahme, Probenbehandlung, Analytik	51

* Prof. Dr. A. Golwer, Dresdener Ring 39, 65191 Wiesbaden;
Dr. habil. F. Zereini, Universität Frankfurt, Institut für Mineralogie, Georg-Voigt-Str. 16, 60054 Frankfurt am Main.

5. Untersuchungsergebnisse	52
5.1 Korngrößenverteilung	52
5.2 Anorganische Hauptbestandteile	53
5.3 Anorganische Spurenstoffe	56
5.4 Platingruppenelemente	61
5.5 Organische Substanzen	61
5.6 Gefährdungspotential der Beckensedimente	65
6. Schlußfolgerungen	68
7. Schriftenverzeichnis	69

1. Einleitung

Der Stoffbestand rezenter Sedimente wird durch anthropogene Stoffquellen beeinflusst. Eine weit verbreitete anthropogene Emissionsquelle ist seit etwa 40 Jahren der Straßenverkehr. Die auf Straßen anfallenden anorganischen und organischen Stoffe gelangen mit dem Wind und über den Wasserpfad in das Umfeld und werden dort zum Teil sedimentiert.

Das umfangreiche straßenspezifische Stoffpotential ist als Folge technischer Entwicklungen einem Wandel unterworfen. Daher sind im Laufe der Zeit immer andere Stoffe und Stoffgruppen in das Blickfeld des öffentlichen

Interesses gerückt. Änderungen im Stoffanfall und das geochemische Verhalten einzelner Stoffe unter natürlichen Bedingungen lassen sich besonders deutlich in mehrjährigen Sedimenten erkennen. Aus diesen Gründen wurden Sedimente eines Versickerbeckens untersucht, in das seit 1973 Abflüsse der stark befahrenen Bundesautobahn A 3 bei Frankfurt am Main eingeleitet werden. Die Untersuchungsergebnisse sind zum Teil in der Fachzeitschrift „Straße + Autobahn“ veröffentlicht worden (Golwer & Zereini 1998).

2. Straßenspezifische Stoffe

Die Anreicherung straßenspezifischer anorganischer Hauptbestandteile, vor allem Silicium-, Aluminium- und Eisenverbindungen, im Randbereich von Straßen und in Sedimenten von Entwässerungsanlagen bedeutet in der Regel keine Gefahr für die Umwelt, weil die Konzentrationen dieser Stoffe im natürlichen Streubereich der Böden und Gesteine liegen. Nur zeitweise erhöhte Natriumgehalte beeinflussen die Böden im Straßenrandbereich durch Alkalisierung (Brod 1979).

Von den straßenverkehrsspezifischen anorganischen Spurenstoffen können dagegen vor allem Arsen und die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink aufgrund der erhöhten Konzentrationen, die an vielen Stellen die geogenen Grundgehalte der Böden und Gesteine deutlich überschreiten, die Pflanzen, Böden und Gewässer belasten. Auch die Anreicherung von Platin, Palladium und Rhodium findet erhöhte Beachtung, weil diese Edelmetalle in den Gesteinen Mitteleuropas nur in sehr geringen Konzentrationen nachweisbar sind.

Die straßenspezifischen organischen Substanzen führen in Böden an Straßen und in Sedimenten von Entwässerungsanlagen vor allem zu erhöhten Konzentrationen an Mineralölkohlenwasserstoffen.

Die straßenspezifischen Stoffe werden aus Gründen einer naturwissenschaftlich neutralen Darstellung nicht als Schadstoffe bezeichnet. Der vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen im Umweltgutachten 1978 definierte Begriff „Schadstoff“ („in der Umwelt vorkommende Stoffe, die das Potential haben, auf den Menschen, auf andere Lebewesen, auf Ökosysteme oder auch auf Sachgüter schädlich zu wirken“) trägt in den meisten Fällen nicht zur Versachlichung der Diskussionen im Umweltbereich bei. Häufig wird übersehen, daß nicht der Stoff, sondern seine Konzentration die Schädwirkung auslöst und einige anorganische Stoffe in geringen Konzentrationen sogar lebensnotwendig sind, z.B. Chrom und Zink. Daher ist die Bezeichnung „Stoffe in schädlichen Konzentrationen“ zutreffender.

2.1 Straßenverkehrsspezifische Schwermetalle

Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink sind umweltrelevante, straßenverkehrsspezifische Schwermetalle. Sie stammen überwiegend aus Verbrennungsrückständen und Tropfverlusten von Kraftstoffen, aus

Tab. 1. Herkunft umweltrelevanter, straßenverkehrsspezifischer Schwermetalle

Schwermetall	Herkunft
Blei	Benzin, Diesel, Reifen, Bremsbeläge, Fahr- bahnbeläge
Cadmium	Benzin, Diesel, Reifen
Chrom	Bremsbeläge, Reifen, Fahrbahnbeläge, Ben- zin, Diesel
Kupfer	Benzin, Diesel, Reifen, Bremsbeläge, Fahrbahnbeläge
Nickel	Bremsbeläge, Fahrbahnbeläge, Reifen, Ben- zin, Diesel
Zink	Reifen, Motoren- u. Getriebeöl, Benzin, Diesel, Fahrbahnbeläge, Bremsbeläge, Distanzschutz- planken

Tropfverlusten von Motoren- und Getriebeölen, vom Abrieb von Reifen, Bremsbelägen und Fahrbahnbelägen (Krauth 1976, Muschack 1989, Heinrichs 1993, Lange & Moog 1995) sowie von der Korrosion verzinkter Distanzschutzplanken (Gösswein 1980) (Tab. 1). Eisen und Mangan sind zwar straßenspezifisch aber nicht umweltrelevant. Quecksilber ist umweltrelevant aber nicht straßenspezifisch.

Blei ist nicht nur im Ruß von verbleitem Benzin (110 000 mg/kg Pb), sondern auch im Ruß von unverbleitem Benzin (1900 mg/kg Pb) enthalten (Heinrichs 1993).

Für die Bewertung der Konzentrationen straßenverkehrsspezifischer Schwermetalle sind entscheidend ihre vom pH-Wert abhängige Löslichkeit sowie die Kenntnisse über die Streubreite der geogenen Grundgehalte von Gesteinen oder Hintergrundgehalte (geogene Grundgehalte mit nutzungs- und gebietsbedingten Stoffanteilen anthropogener Herkunft) von oberflächennahen Böden im Randbereich von Straßen. Die geringsten natürlichen Schwermetallkonzentrationen treten in quarzreichen Sanden auf. Aus diesen Gründen können die gesteinsbedingten natürlichen Konzentrationen von Chrom und Nickel in Quarzsanden weniger als 10 mg/kg betragen, in

Böden, die aus dem Zersetz von Basalt hervorgegangen sind, dagegen 500–800 mg/kg erreichen. Basalt und Diabas als Zusatzstoffe im Gußasphalt erhöhen auch im Abrieb von Fahrbahnbelägen die Chrom- und Nickelwerte. Die gesteinsbedingte Streubreite der Konzentrationen ist in der Regel bei Cadmium sehr gering (< 1 mg/kg), bei Blei und Kupfer gering (< 100 mg/kg), bei Zink mittel (bis 200 mg/kg) und bei Nickel und Chrom sehr groß (bis 800 mg/kg).

2.2 Platingruppenelemente

Die Platingruppenelemente (Platin [Pt], Iridium [Ir], Osmium [Os], Palladium [Pd], Rhodium [Rh] und Ruthenium [Ru]) finden als Katalysatoren eine vielfältige Anwendung. Sie werden seit 1975 in den USA und seit 1986 in der Bundesrepublik Deutschland in Kraftfahrzeugen mit Ottomotoren zur Abgasreinigung eingesetzt. Da die Größe des Katalysators vom Hubraum des Motors abhängt, enthalten pro Liter Hubraum Drei-Wege-Katalysatoren 1,5 g Platin (Pt/Rh-Verhältnis 5 : 1) und die seit 1993 eingeführten palladiumhaltigen Katalysatoren 2 g Palladium (Pd/Rh-Verhältnis 5 : 1).

Durch ständige mechanische Beanspruchung des Katalysatormaterials wie Temperaturerhöhungen und Erschütterungen werden geringe Mengen der Edelmetallbeschichtung und des Trägermaterials (Aluminiumoxid) als Abrieb mit den Abgasen in die Atmosphäre ausgestoßen (Rosner & Hertel 1986, Bärtsch & Schlatter 1988, Hertel et al. 1990). Das mit Kfz-Abgasen emittierte Platin liegt hauptsächlich elementar vor und ist an 0,1–20 µm große Aluminiumoxidpartikel gebunden (Schlögl et al. 1987). Fahrzeuge mit Drei-Wege-Katalysator emittieren auf Autobahnen im Mittel ca. 270 ng/km Platin (Zereini et al. 1997). Die Emissionsrate wird wesentlich von der Fahrweise beeinflusst und ist bei Platin im „Stadtzyklus“ um den Faktor zwei bis drei höher als bei konstanter Fahrgeschwindigkeit von 80 km/h (Knobloch 1993).

3. Versickerbecken der A 3

Das auf der Bundesautobahn A 3 zwischen dem Frankfurter Kreuz und der Anschlußstelle Frankfurt Süd anfallende Niederschlagswasser fließt seit Mai 1973 zum größten Teil in ein 3260 m² großes, 7–8 m tiefes Versickerbecken. Die Verkehrsmenge des an dieses Erdbecken angeschlossenen 3 km langen Autobahnabschnittes ist von rd. 63 000 Kfz/d (1975) kontinuierlich auf 125 560 Kfz/d (1995) gestiegen. Die aus Gußasphalt bestehenden vier Fahrstreifen und der Standstreifen sind mit weißer, titanhaltiger Straßenmarkierungsfarbe gekenn-

zeichnet. Fahrbahndecke und Fahrstreifenmarkierungen sind seit 1973 nicht erneuert worden. Außerdem gelangen von einem vorwiegend mit Verbundsteinen befestigten, rd. 8600 m² großen Parkplatz am südlichen Rand der A 3 vermutlich 80 % der anfallenden Wassermenge und seit 1978 zum Teil auch der Oberflächenabfluß eines rd. 2,4 km langen Abschnittes der Bundesstraße B 43 (DTV₁₉₉₅ rd. 36700 Kfz) in dieses Versickerbecken. Das Verhältnis der an das Becken angeschlossenen Verkehrsfläche zur Beckensohlenfläche hat sich seit



Abb. 1. Versickerbecken der A 3 mit nördlichem Beckenrand am 12. 8. 1997. Beckensohle zu etwa 80 % mit Rohrkolben bewachsen.

1978 von 17:1 auf 35:1 erhöht. Das auf den Verkehrsflächen anfallende Niederschlagswasser fließt am Mittelstreifen direkt in Straßenabläufe, an den Seiten dagegen zunächst über bewachsene Seitenmulden, wo ein Teil der absetzbaren Stoffe zurückgehalten wird, und danach in Abflüsse und in Rohrleitungen zum Versickerbecken.

Um das Grundwasser vor Verunreinigungen zu schüt-

zen, wurde 1973 nach Aushub des Beckens an der Beckensohle über den anstehenden pleistozänen kiesigen Sanden eine 1 m mächtige Mutterbodenschicht aus schwach humosem, vorwiegend mittelkörnigem Sand eingebaut und mit Rollrasen abgedeckt. Die Sickerleistung dieser Schutzschicht hat in den ersten zwei Betriebsjahren durch Kolmation der Beckensohle so stark

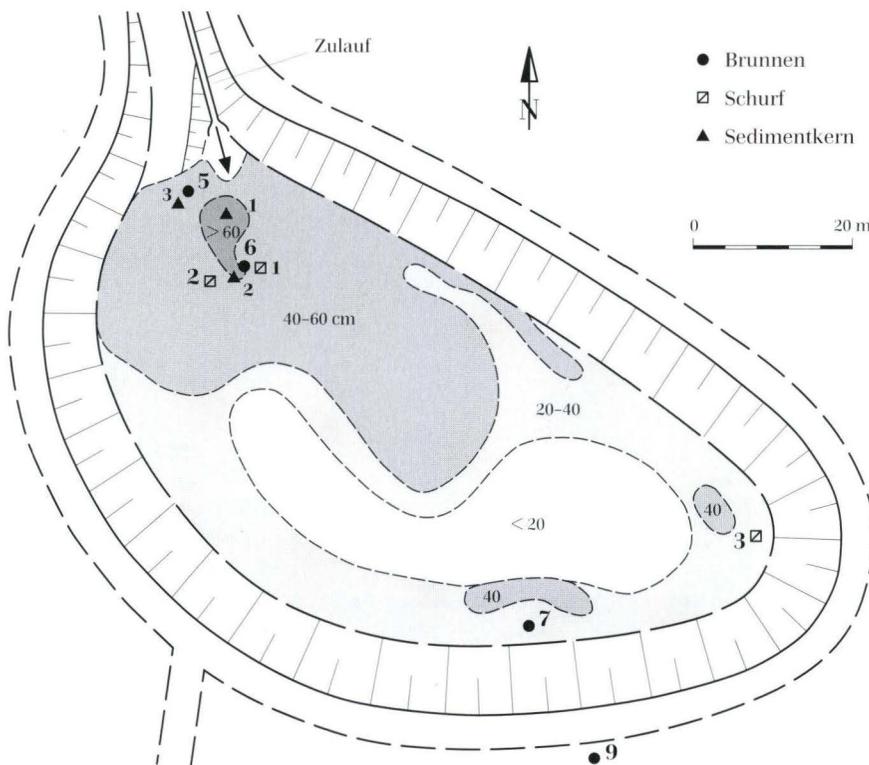


Abb. 2. Mächtigkeit der Sedimente im Versickerbecken der A 3 im Juni 1991.

abgenommen, daß seit 1976 der größte Teil des Beckenwassers an dem nicht verschlammten, rd. 230 m langen Rand der Beckensohle in einem nur etwa 1 m breiten Bereich versickert. Aus diesen Gründen ist das Verhältnis der angeschlossenen befestigten Fläche (A_{red}) zur versickerungswirksamen Fläche (A_v) deutlich größer als 35:1. Seit Mai 1973 ist die Beckensohle fast ständig mit Wasser bedeckt. Das Becken besitzt keine Vorschalteneinrichtungen (Absetzbecken, Leichtflüssigkeitsabscheider) und ist bisher nicht gereinigt worden.

Seit 1976 sind etwa 70–85 % der Beckensohle mit breitblättrigem und schmalblättrigem Rohrkolben und der nördliche Beckenrand mit zahlreichen Binsen bewachsen (Abb. 1). Im Laufe der Jahre traten auch andere Wasserpflanzen auf: Laichkraut, Tausendblatt, Wasserknöterich, seit 1982 eine weiße Seerose und seit 1995 Schilf. Im südlichen Beckenbereich bilden Rohrkolben, Schilf und ein Busch seit mehreren Jahren eine schwimmende Pflanzendecke, die durch Wind um bis zu 10 m verschoben wird und dadurch die Lage freier Wasserflächen rasch verändert. Das naturnahe Erdbecken ist ein Laichplatz für Erdkröten und der Röhrichtbereich reich an Libellen. Am 5.7.1976 wurden im Versickerbecken mehrere, bis zu 22 cm große Weißfische, jedes Jahr einige Stockenten und einzelne Sumpfhühner sowie selten auch Graureiher festgestellt. Limnologische Untersuchungen im Juni 1993 ergaben, daß das Beckenwasser

am Zulauf in die Güteklasse IV (übermäßig verschmutzt), am Brunnen 7 dagegen in die Güteklasse II–III (kritisch belastet) einzustufen ist¹. Untersuchungen am 1.8.1998 haben diese Verbesserung der Wasserqualität im Becken mit zunehmendem Abstand vom Zulauf bestätigt. Vom 27. 5.–28. 6. 1993 war in der NW-Ecke des Beckens das Wasser durch Rotalgen, und zwar die massenhafte Entwicklung der Burgunderblutalge (*Oscillatoria rubescens*), rötlichbraun gefärbt.

Die Mächtigkeit der Beckensedimente betrug im Juni 1991 ca. 10–70 cm (Abb. 2).

Zur Überwachung des Grundwassers stehen im Becken die Brunnen 5, 6 und 7 (Abb. 2), außerhalb des Beckens die Brunnen 1–4 und 8–12. Diese 20–35 m tiefen Brunnen erfassen fast vollständig oder vollständig den oberen, pleistozänen, sandigen und sandig-kiesigen Grundwasserleiter mit k_f -Werten von $7-8 \times 10^{-4}$ m/s. Von 1973–1998 variierte als Folge unterschiedlicher Niederschlagshöhen der Grundwasserspiegel im Brunnen 7 zwischen 5,23 m (August 1988) und 8,79 m (März 1978) unter der Beckensohle. Das Grundwasser fließt mit einer Abstandsgeschwindigkeit von etwa 0,5 m/d nach NW zur rd. 2,3 km entfernten Brunnenreihe eines großen Wasserwerkes. Im Grundwasserunterstrom reicht der hydraulische Einfluß (erhöhtes hydraulisches Gefälle) dieses Beckens zeitweilig bis ca. 100 m, der hydrochemische Einfluß (erhöhte Chloridkonzentration) über 500 m ab Beckenrand.

4. Probenahme, Probenbehandlung, Analytik

Angaben über den Zeitpunkt und die Art der Probenahme, die Probenbehandlung sowie die Aufschluß- und Analysenmethoden sind besonders bei Sedimenten mit anthropogenen Stoffanteilen entscheidend für die Vergleichbarkeit von Analyseergebnissen.

In den Jahren 1975–1989 wurde das Beckensediment zwischen den Brunnen 5 und 6 mit einer Schaufel entnommen und von der Mischprobe der obersten 10 cm der Sedimentschicht der in Königswasser lösliche Anteil mittels der Atomabsorption (AAS) untersucht (Golwer & Schneider 1983). Als Anfang Juni 1991 die Beckensohle infolge geringer Niederschläge teilweise trockengefallen war, erfolgte die Probenahme der Beckensedimente und der darunter liegenden Schutzschicht aus drei Schürfen (Abb. 2) in unterschiedlichen Tiefen ebenfalls mit einer Schaufel. Die Untersuchung dieser Sedimentproben wurde nach Lufttrocknung des gesamten Korngemisches mit der Röntgenfluoreszenzanalyse, die Bestimmung von Cadmium mittels AAS aus dem Königswasser-aufschluß durchgeführt. Um Angaben über den mobilen

Anteil der im Beckensediment angereicherten Stoffe zu erhalten, wurde das Eluat nach DIN 38414 Teil 4 (DEV-S4) hergestellt und auf ausgewählte Stoffe analysiert.

Im Februar 1995 ist zwischen den Brunnen 5 und 6 mit einem Kunststoffrohr von 10 cm Durchmesser der 45 cm lange Sedimentkern 1 entnommen, eingefroren, in 3 cm dicke Scheiben zersägt, aufgetaut und mittels der Röntgenfluoreszenz untersucht worden. Diese Entnahmestelle liegt im direkten Einflußbereich des Zulaufs (Abb. 2) und ist daher nicht repräsentativ für ein mechanisch ungestörtes Sedimentprofil. Aus diesen Gründen wurden im Mai 1995 am Brunnen 6 der 62 cm lange Sedimentkern 2 und am Brunnen 5 der 53 cm lange Sedimentkern 3 gezogen (Abb. 2). Diese Sedimentkerne wurden eingefroren, in 5 cm dicke Scheiben zersägt, aufgetaut und von den luftgetrockneten Sedimentproben die Korngrößenfraktion < 2 mm mittels der Röntgenfluoreszenz auf 12 anorganische Hauptbestandteile und 16 anorganische Spurenstoffe untersucht. Sulfidschwefel und Gesamtschwefel wurden coulometrisch, Cadmium mit-

¹ Für diese Informationen danken die Verfasser Herrn Dr. Poschwitz, Hessisches Landesamt für Bodenforschung.

tels AAS aus dem Königswasseraufschluß bestimmt.

Die Korngrößenbestimmung durch Sedimentation erfolgte nach dem in der Bodenkunde üblichen Pipettverfahren (DIN 19683 Teile 1 und 2). Dieses Verfahren liefert nur Angaben über die Korngrößen der silikatischen Komponenten. Die Bestimmung der Korngrößen nach dem in der Bodenmechanik üblichen Aräometerverfahren (DIN 18123) liefert zum Teil andere Kornanteile. Beide Verfahren sind nur begrenzt vergleichbar, weil die Abweichungen bei der Ton- (< 0,002 mm) und Schlufffraktion 25 Masse-% erreichen können.

Der Anteil der gesamten organischen Substanz wurde zusammen mit dem Wassergehalt der luftgetrockneten Probe, dem CO₂-Gehalt und anderen flüchtigen Stoffen durch den Glühverlust (bei 1050 °C) erfaßt. Die Untersuchung auf organische Einzelsubstanzen ist im Institut Fresenius GmbH, Taunusstein, nach den DIN-Vorschriften

oder anderen geeigneten Analysenmethoden durchgeführt worden (s. Abschn. 5.5).

Die Bestimmung der Platingruppenelemente erfolgte in den Sedimentproben der Kornfraktion < 2 mm mittels Graphitrohr-AAS (5100 PC der Fa. Perkin-Elmer) nach Voranreicherung mit der Nickelsulfid-Dokimasie (Zereini et al. 1994).

Um das gelöste Platin im Wasser des Versickerbeckens und im Grundwasser zu bestimmen, wurden die Wasserproben nach Vorbehandlung (zentrifugiert und filtriert [Porendurchmesser 0,2 µm]) mittels adsorptiver Voltammetrie nach dem Verfahren von Messerschmidt et al. (1992) im Chemischen Labor des Amtes für Umweltschutz in Stuttgart auf Platin untersucht. Parallel dazu erfolgte die Platinbestimmung mittels ICP-MS in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Hannover.

5. Untersuchungsergebnisse

5.1 Korngrößenverteilung

Die auf befestigten Flächen anfallenden Stoffe gelangen mit dem abfließenden Niederschlagswasser in gelöster Form, an Schwebstoffen sorbiert oder als Feststoffe in das Versickerbecken. Im Becken erfolgt durch Sedimentation der Feststoffe eine Trennung zwischen den

gelösten und ungelösten Stoffen. Teile der gelösten Stoffe, vor allem Eisenverbindungen, werden im Becken ausgefällt und an der Beckensohle sedimentiert. Außerdem bleibt die einjährige Beckenvegetation (vorwiegend Rohrkolben) nach dem Absterben im Herbst auf der Beckensohle liegen. In geringem Umfang tragen auch die aus dem umgebenden Wald stammenden organi-

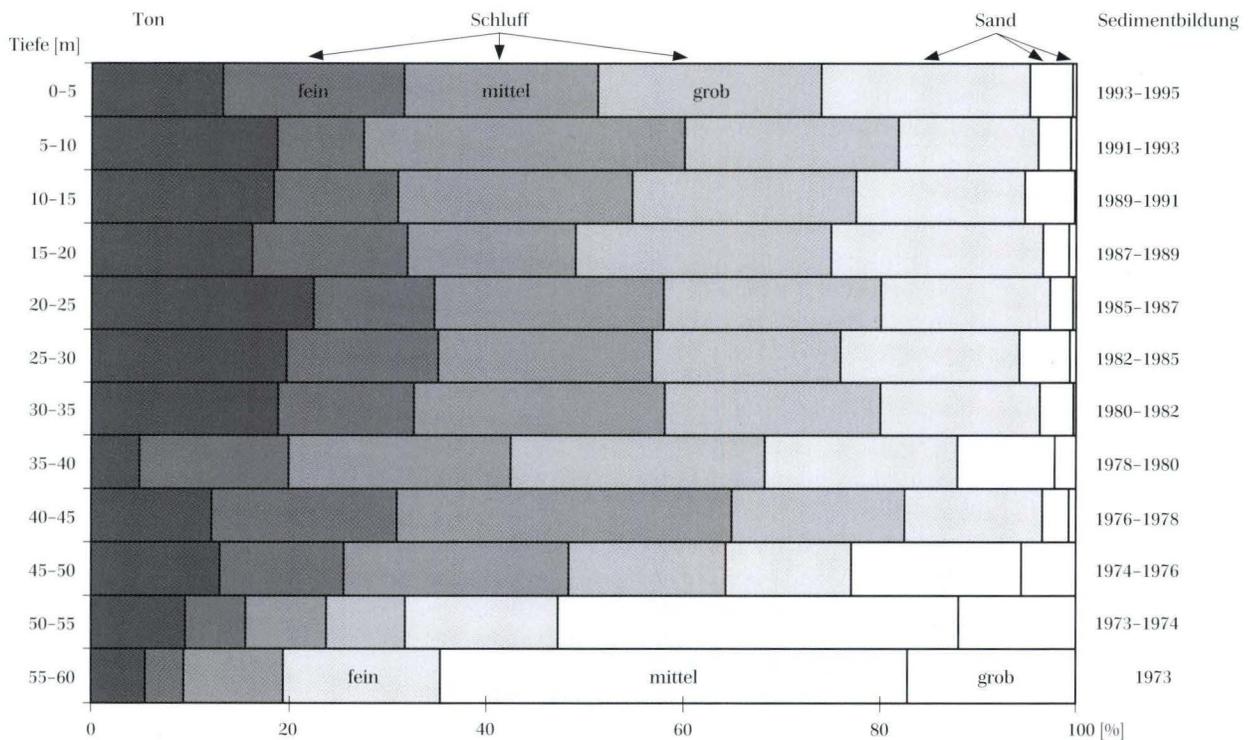


Abb. 3. Korngrößen der Fraktion < 2 mm vom Sedimentkern 2 am Brunnen 6.

schen Substanzen (Blätter, Nadeln, Pollen) sowie die aus der Luft (nasse und trockene Depositionen) in das Becken eingetragenen anorganischen und organischen Stoffe zur Sedimentbildung bei. Die auf diese Weise entstandenen Beckensedimente sind Schluffe mit unterschiedlichen Ton- und Feinsandanteilen (Abb. 3). Nach der Korngrößenverteilung sind für diese Sedimente in Abhängigkeit vom Tonanteil k_f -Werte von $1 \cdot 10^{-7}$ – $1 \cdot 10^{-10}$ m/s anzusetzen.

Aus früheren Untersuchungen (Golwer & Schneider 1983) ist bekannt, daß im Beckensediment der Sandanteil am Zulauf, der Tonanteil dagegen in zulauffernen Beckenbereichen die höchsten Werte erreicht. Beim Sedimentkern 2 geht aus dem hohen Sandanteil hervor, daß die Proben von 55–60 cm und der untere Teil der Probe von 50–55 cm noch zur Schutzschicht gehören und das Beckensediment erst etwa 53 cm unter der Sedimentoberfläche von Mai 1995 beginnt (Abb. 3). Für dieses ca. 53 cm mächtige Beckensediment am Brunnen 6 ergibt sich unter Berücksichtigung der Ablagerungszeit von 22 Jahren (Mai 1973–Mai 1995) eine mittlere Sedimentationsrate von 2,41 cm/a.

Die mittleren Sedimentationsraten betragen zwischen Brunnen 5 und 6 (Sedimentkern 1) etwa 2,7 cm/a, am Brunnen 5 (Sedimentkern 3) für das ca. 40 cm mächtige Beckensediment 1,82 cm/a und am Schurf 3 mit einem rd. 15 cm mächtigen Beckensediment 0,68 cm/a. Unter der Annahme dieser Sedimentationsraten läßt sich für die einzelnen Entnahmetiefen etwa die Zeit der Sedimentbildung zuordnen. Im Sedimentkern 2 fällt die Abnahme des Tonanteils in 35–40 cm Tiefe (1978–1980) auf (Abb. 3). Diese Korngrößenänderungen werden auf große Wasserzuflüsse im April, Juni und August 1981 mit Niederschlagshöhen von mehr als 30 mm/d zurückge-

führt. Am 9. und 10. 8. 1981 sind durch extrem hohe Niederschläge (154 mm in 48 Stunden) große Wassermengen in das Becken geflossen, haben am Brunnen 6 die oberen Zentimeter der schluffigen Beckensedimente abgetragen und in einem zeitlich tieferen Niveau sandig-schluffige Sedimente abgelagert. Zwischen den Brunnen 5 und 6 führte dieser große Wasserzufluß zur Auskolkung der Beckensohle um einige Dezimeter und zu dem mechanisch gestörten Sedimentprofil 1 mit lagenweise hohen Sandanteilen. Etwa 20–25 cm unter der Sedimentoberfläche von 1995 sind besonders tonreiche Beckensedimente entstanden (Abb. 3), weil in den Jahren 1985–1987 die höchsten Tagesniederschläge unter 28 mm lagen und daher keine großen Abflussumengen mit hohem Sandtransport auftraten. Die Beckensedimente bestehen in der Kornfraktion > 2 mm vorwiegend aus Pflanzenresten von Rohrkolben, in der Kornfraktion < 2 mm dagegen überwiegend aus anorganischen Hauptbestandteilen und Spurenstoffen.

5.2 Anorganische Hauptbestandteile

Die Konzentrationsbereiche anorganischer Hauptbestandteile des untersuchten Materials aus den Schürfen 1, 2 und 3 von 1991 sowie der Sedimentkerne 1, 2 und 3 von 1995 sind in Tab. 2, die Konzentrationen in den einzelnen Schichten in Tab. 3 aufgelistet.

Der größte Anteil der untersuchten Sedimente (Kornfraktion < 2 mm) setzt sich aus Silicium (angegeben als SiO_2) zusammen, das vorwiegend in Form von Quarz und zum Teil in silikatischen Tonmineralen vorliegt. Die SiO_2 -Gehalte der Beckensedimente variieren sehr stark und sind deutlich geringer als die der eingebauten sandi-

Tab. 2. Konzentrationsbereiche anorganischer Hauptbestandteile im Beckensediment und in der Schutzschicht

Bestandteil	n	Beckensediment Masse-%			n	Schutzschicht Masse-%		
		Max.	Min.	Mittel		Max.	Min.	Mittel
SiO_2	40	82	44	57	7	90	86	89
Al_2O_3	40	10,5	4,2	8	7	4,4	3,8	4
Fe_2O_3	40	6,0	1,8	4,1	7	0,81	0,62	0,73
CaO	40	3,6	0,73	2,1	7	0,28	0,19	0,24
MgO	40	2,5	0,68	1,7	7	0,21	0,11	0,15
K_2O	40	1,9	1,2	1,7	7	1,7	1,4	1,5
Na_2O	40	1,1	0,38	0,77	7	0,35	0,31	0,33
TiO_2	40	0,86	0,26	0,63	7	0,26	0,22	0,24
MnO	40	0,07	0,02	0,04	7	0,01	0,01	0,01
Sulfid-S	33	0,60	0,02	0,23	4	0,03	0,01	0,02
SO_4	18	2,01	0,51	1,1	4	0,09	0,03	0,05
P_2O_5	40	0,39	0,11	0,29	7	0,05	0,03	0,04
Cl	33	0,06	0,01	0,04	4	$< 0,01$	$< 0,01$	$< 0,01$
Glühverlust	40	33	6,5	22	7	5	2,5	3,5

n = Anzahl der Analysen

Analytiker: Dr. Rosenberg, Dipl.-Chem. Susic, Hessisches Landesamt für Bodenforschung

Tab. 3. Anorganische Hauptbestandteile im Beckensediment und in der Schutzschicht

Tiefe [cm]	SiO ₂ [%]	TiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	Fe ₂ O ₃ [%]	MnO [%]	MgO [%]	CaO [%]	Na ₂ O [%]	K ₂ O [%]	Glv. [%]	P ₂ O ₅ [%]	Cl [%]	SO ₄ [%]	S [%]
Sedimentkern 1														
0-3	78,17	0,32	5,11	1,76	0,03	0,78	2,37	0,47	1,53	8,89	0,13	0,02		0,20
3-6	67,05	0,47	6,68	3,06	0,04	1,38	3,55	0,63	1,50	14,77	0,21	0,04		0,38
6-9	66,96	0,47	6,63	3,15	0,04	1,23	2,18	0,64	1,69	15,13	0,25	0,04		0,37
9-12	55,48	0,62	8,02	4,18	0,05	1,58	2,61	0,77	1,79	23,09	0,34	0,06		0,55
12-15	55,41	0,65	8,21	4,43	0,05	1,67	2,53	0,77	1,77	23,04	0,35	0,06		0,60
15-18	67,01	0,49	6,34	3,36	0,04	1,35	2,40	0,69	1,61	15,09	0,24	0,04		0,40
18-21	82,41	0,26	4,20	1,97	0,03	0,70	1,26	0,38	1,40	6,52	0,12	0,01		0,12
21-24	78,78	0,30	4,71	2,27	0,03	0,85	1,36	0,40	1,24	9,82	0,17	0,02		0,15
24-27	78,54	0,31	4,74	2,32	0,03	0,91	1,44	0,49	1,46	8,61	0,16	0,02		0,13
27-30	50,78	0,64	8,16	4,27	0,05	1,81	2,25	0,81	1,69	27,18	0,36	0,04		0,40
30-33	70,42	0,40	5,58	2,83	0,04	1,15	1,67	0,57	1,50	14,26	0,21	0,02		0,22
33-36	66,09	0,50	6,31	3,47	0,04	1,42	2,08	0,69	1,54	16,39	0,23	0,02		0,31
36-39	57,07	0,62	7,57	4,09	0,05	1,71	2,49	0,77	1,67	22,32	0,30	0,03		0,45
39-42	54,79	0,64	7,89	4,28	0,05	1,83	2,60	0,82	1,70	23,74	0,30	0,03		0,48
42-45	53,51	0,65	7,74	4,56	0,05	1,81	2,52	0,82	1,65	24,52	0,32	0,03		0,55
Sedimentkern 2														
0-5	45,64	0,75	8,39	4,60	0,05	2,07	2,52	0,91	1,60	29,38	0,35	0,03	0,99	0,20
5-10	48,84	0,81	9,21	5,03	0,05	2,14	2,41	0,93	1,73	26,30	0,36	0,04	1,08	0,12
10-15	49,36	0,80	9,17	4,85	0,05	2,17	2,39	0,95	1,75	25,93	0,38	0,05	0,72	0,16
15-20	50,23	0,81	9,09	4,72	0,05	2,09	2,35	0,93	1,69	24,60	0,38	0,06	0,93	0,08
20-25	50,04	0,81	9,03	4,69	0,05	2,07	2,35	0,94	1,69	27,87	0,38	0,05	1,17	0,11
25-30	48,68	0,78	9,42	4,93	0,05	1,98	2,22	0,88	1,77	27,10	0,36	0,04	1,20	0,20
30-35	50,12	0,72	9,05	4,59	0,05	1,87	2,24	0,86	1,79	26,47	0,32	0,04	1,62	0,27
35-40	52,53	0,68	9,04	4,38	0,05	1,69	2,25	0,85	1,77	25,17	0,30	0,03	1,56	0,13
40-45	47,57	0,74	10,21	5,28	0,05	2,11	2,32	0,80	1,90	27,14	0,33	0,04	2,01	0,29
45-50	59,95	0,56	7,82	3,63	0,04	1,63	2,45	0,68	1,67	20,23	0,24	0,03	1,65	0,16
50-55	78,56	0,34	5,72	1,79	0,02	0,61	1,23	0,45	1,63	9,05	0,11	0,01	0,54	0,04
55-62	86,39	0,26	4,35	0,78	0,01	0,19	0,27	0,35	1,71	4,97	0,04	<0,01	0,09	0,03
Sedimentkern 3														
0-5	46,41	0,79	9,19	5,16	0,05	2,24	2,62	0,92	1,73	27,54	0,36	0,04	1,50	0,13
5-10	46,60	0,79	9,39	4,99	0,05	1,99	1,99	0,89	1,72	28,41	0,36	0,04	1,14	0,08
10-15	45,91	0,82	9,80	5,38	0,05	1,90	1,70	0,88	1,73	28,29	0,39	0,05	0,84	0,10
15-20	47,18	0,81	10,54	5,33	0,05	1,77	1,55	0,90	1,84	27,76	0,37	0,05	0,87	0,13
20-25	51,08	0,77	10,51	4,64	0,04	1,62	1,65	0,93	1,86	24,82	0,29	0,05	0,72	0,07
25-30	74,81	0,36	5,15	2,29	0,02	0,99	1,12	0,45	1,35	12,37	0,13	0,04	0,54	0,04
30-35	77,94	0,32	4,59	1,79	0,02	0,91	1,80	0,39	1,33	9,27	0,11	0,02	0,51	0,02
35-40	68,92	0,43	7,27	2,67	0,03	1,11	2,11	0,63	1,61	13,59	0,15	0,02	0,54	0,02
40-45	88,52	0,22	3,98	0,81	0,01	0,21	0,28	0,31	1,46	3,41	0,04	<0,01	0,06	0,01
45-50	89,41	0,23	3,92	0,72	0,01	0,15	0,20	0,32	1,54	2,78	0,03	<0,01	0,03	0,01
50-53	89,62	0,22	3,77	0,74	0,01	0,16	0,21	0,32	1,50	2,48	0,03	<0,01	0,03	0,01
Schurf 1														
0-2	48,53	0,82	9,20	5,89	0,07	2,39	2,97	0,86	1,74	26,60	0,35			
2-25	45,85	0,79	9,67	4,81	0,04	1,91	1,62	1,05	1,72	31,18	0,34			
30-50	43,67	0,70	9,42	6,03	0,04	2,17	1,65	0,70	1,70	32,77	0,31			
50-55	88,59	0,25	3,96	0,75	0,01	0,14	0,28	<0,40	1,49	3,86	0,03			
Schurf 2														
0-2	46,01	0,85	9,86	5,83	0,06	2,26	2,52	0,81	1,83	28,61	0,37			
2-20	45,80	0,86	10,42	5,28	0,05	2,02	1,72	1,05	1,82	29,19	0,33			
30-40	45,75	0,74	9,53	5,78	0,04	2,50	2,44	1,13	1,74	29,86	0,31			
50-55	88,64	0,23	3,75	0,72	0,01	0,11	0,27	<0,40	1,45	3,78	0,03			
Schurf 3														
0-15	53,04	0,64	8,97	2,39	0,02	0,68	0,73	0,91	1,61	29,96	0,23			
15-20	88,92	0,25	3,92	0,62	0,01	0,12	0,19	<0,40	1,57	3,20	0,05			

% = Masse-%

Glv. = Glühverlust

Schutzschicht

Analytiker: Dr. Rosenberg, Dipl.-Chem. Susic, Hessisches Landesamt für Bodenforschung

gen Schutzschicht (Tab. 2 und 3) und der darunter anstehenden pleistozänen kiesigen Mainsande (90–97 Masse-%). Das zulaufnahe Beckensediment (Sedimentkern 1) ist deutlich quarzreicher (Mittel: 66 Masse-% SiO_2) und tonärmer (Mittel: 6,5 Masse-% Al_2O_3) als die zulaufneren Beckensedimente (Sedimentkerne 2 und 3) (Tab. 3).

Die Analysenergebnisse von 1991 und 1995 (Kornfraktion < 2 mm) sind mit älteren Untersuchungen (gesamtes Korngemisch), vom Glühverlust abgesehen, vergleichbar, weil bei diesem Beckensediment der zur Verdünnung beitragende anorganische Kornanteil > 2 mm gering ist. Durch zahlreiche Untersuchungen hat sich immer wieder bestätigt, daß nicht nur die straßenspezifischen Spurenstoffe, sondern auch die anorganischen Hauptbestandteile, vom Silicium abgesehen, im Ton und zum Teil auch im Schluff deutlich angereichert sind. Daher ist aus Gründen des Grundwasserschutzes die Rückhaltung dieser Kornfraktionen ($< 0,06$ mm) besonders wichtig.

Die silikatischen Tonminerale enthalten neben Silicium auch Aluminium, dessen Konzentrationswerte im Beckensediment deutlich höher sind als in der Schutzschicht (Tab. 2 und 3) und in pleistozänen Mainsanden (< 2 Masse-%).

Der Eisenanteil, der in Verbindung mit der Wertigkeit des Eisens wesentlich die Färbung der Sedimente verursacht, wird als Fe bestimmt und als Eisenoxid (Fe_2O_3) angegeben, obwohl im schwarzen Beckensediment das Eisen wahrscheinlich als Eisensulfid (FeS) vorliegt. Die anderen anorganischen Hauptbestandteile werden gemäß der in der Petrographie üblichen Form auch in höchster Oxidationsstufe angegeben. In den braunen Beckensedimenten am östlichen Beckenrand (Schurf 3) sowie in der vorwiegend durch humose Substanzen dunkelbraun gefärbten Schutzschicht und in den darunter anstehenden hellbraunen Mainsanden tritt das Eisen dagegen als Oxid auf. Der Eisenanteil ist im Beckensediment deutlich höher als in der Schutzschicht (Tab. 2 und 3). Diese durch den Eintrag von partikulärem Eisen und durch Ausfällung von gelöstem Eisen im Becken entstandenen Anreicherungen sind kennzeichnend für Sedimente der Entwässerungsanlagen von Straßen.

Die Konzentrationen von Calcium und Magnesium sind im Beckensediment höher als in der Schutzschicht (Tab. 2 und 3) und in pleistozänen Mainsanden im Liegenden der Schutzschicht. Besonders magnesiumhaltig ist der Abrieb von Bremsbelägen (Hildemann et al. 1991), von Fahrbahnbelägen mit Basalt als Zusatzstoff und von Basaltsplitt. Calcium tritt in der Regel in höheren Konzentrationen auf als Magnesium (Tab. 3). Die höchsten Mg-Konzentrationen werden in besonders tonreichen Lagen erreicht (Tab. 3).

Die Kaliumgehalte sind in den untersuchten Sedimenten stets höher als die Natriumgehalte, im allgemeinen um den Faktor 2–3, wobei zwischen dem Beckensedi-

ment und der Schutzschicht keine nennenswerten Unterschiede auftreten (Tab. 2 und 3).

Die Anteile von Ca, Mg, Na und K sind entscheidend für das Sorptionsvermögen von Böden und rezenten Sedimenten. Die Summe dieser austauschbaren Kationen bildet die Kationenaustauschkapazität (KAK). Das am 12.8.1997 entnommene Beckensediment (Mischprobe < 2 mm von den oberen 5 cm zwischen den Br. 5 und 6) wurde im Chemischen Labor des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung mit 1 N NH_4Cl -Lösung extrahiert und die austauschbaren Kationen einzeln bestimmt. Die Analysen ergaben im Vergleich zu Böden mit vergleichbaren C_{org} -Gehalten und pH-Werten deutlich erhöhte Werte für Natrium [22,93 mmol(eq)/kg], erhöhte Werte für Calcium [161 mmol(eq)/kg], Magnesium [11,72 mmol (eq)/kg] und Kalium [11,82 mmol(eq)/kg] sowie als Summe die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) von 207,52 mmol(eq)/kg. Die hohen Na-Werte werden auf die Adsorption des mit dem Tausalz (NaCl) in das Becken eingebrachten Natriums zurückgeführt. In diesem Beckensediment sind als Kationenaustauscher neben den Tonmineralen (SiO_2 45,06 Masse-%, Al_2O_3 7,7 Masse-%) vor allem der hohe Anteil an organischen Substanzen (C_{org} 18,41 Masse-%) wirksam. Daher werden viele Spurenstoffe im Beckensediment adsorbtiv zurückgehalten oder verzögert an das Grundwasser weitergegeben.

Titan ist in den Beckensedimenten in höheren Konzentrationen nachzuweisen als in der Schutzschicht (Tab. 2 und 3). Aufgrund der geringen Löslichkeit von Titanverbindungen ist davon auszugehen, daß Titan in partikulärer Form in das Becken transportiert wird und dort sedimentiert. Das Titan stammt vorwiegend vom Abrieb der weißen Markierungsfarben.

Die Konzentrationen von Mangan, Phosphor (angegeben als P_2O_5), Sulfidschwefel, Gesamtschwefel (nach Abzug von Sulfidschwefel angegeben als SO_4) und Chlorid sind im Beckensediment etwas höher bis höher als in der Schutzschicht (Tab. 2 und 3). Der Anteil von Sulfidschwefel am Gesamtschwefel variiert im Beckensediment der Kerne 2 und 3 zwischen 10 und 40 %. Nach dem Einsatz von Tausalzen ist die Chloridkonzentration in den oberen Zentimetern der Beckensedimente erhöht. Im Herbst nimmt der Chloridanteil der Beckensedimente dagegen von oben nach unten zu. Daher ist für die Bewertung der Chloridkonzentrationen der Zeitpunkt der Probenahme entscheidend.

Die Verteilung der anorganischen Hauptbestandteile im Sedimentkern 2 am Brunnen 6 zeigt unter Berücksichtigung der Konzentrationen von Blei, Cadmium und Zink, daß die untersten Sedimente zur sandigen Schutzschicht gehören, von 50–55 cm unter der Sedimentoberfläche der Schichtwechsel zum Beckensediment erfolgt und von 45–50 cm die ältesten Beckensedimente noch stark sandig sind (Tab. 3). Der deutlich geringere Tonan-

teil (4,7 Masse-%) von 35–40 cm und der höchste Tonanteil (22,4 Masse-%) von 20–25 cm unter der Sedimentoberfläche (Abb. 3) wirken sich auf die Verteilung der Hauptbestandteile kaum aus (Tab. 3).

In den oberen 5 cm des Sedimentkerns 2 ist der Glühverlust (29,4 Masse-%) hoch und auf den höheren Anteil von frischem Pflanzenmaterial zurückzuführen. Nach 1–2 Jahren ist dieses Pflanzenmaterial so stark zersetzt, daß der Glühverlust um rd. 3 Masse-% absinkt und im Beckensediment bis 45 cm Tiefe zwischen ca. 25 und 27 Masse-% variiert (Tab. 3). An den weniger mit Rohrkolben bewachsenen Stellen des Beckens ist der Glühverlust im obersten Beckensediment geringer, im Sedimentkern 1 nur 8,9 Masse-% (Tab. 3). Daher ist beim Glühverlust die Streubreite der Werte besonders groß (Tab 2). Der Glühverlust erreicht in der schwach humosen Schutzschicht nur noch 2,5–5 Masse-% und liegt in den Mainsanden unter 0,5 Masse-%.

5.3 Anorganische Spurenstoffe

Die 21 untersuchten anorganischen Spurenstoffe treten in den in 22 Jahren entstandenen Beckensedimenten vom Liegenden zum Hangenden in folgenden vier unterschiedlichen Konzentrationsverteilungen auf:

- Zunahme der Konzentrationen bis zu 100 % (Ba, Nb, Rb, Sr, Th, U, Y, Zr)
- Zunahme der Konzentrationen über 100 % (Cr, Ga, V, Zn)

- Zunahme der Konzentrationen über 200 %, danach geringe (Cu, Hg, Ni) bis deutliche (As, Cd, Pb) Abnahme
- Zunahme der Konzentrationen über 200 % erst seit etwa 1989 (Pt, Pd, Rh)

Die große Streubreite der Konzentrationen (Tab. 4) ist vorwiegend auf den deutlichen Anstieg der Verkehrsmenge in den vergangenen 22 Jahren und zum Teil auf den unterschiedlichen Einsatz der Stoffe zurückzuführen. Das hatte geringe Anfangswerte und eine nachfolgende Zunahme und zum Teil auch wieder eine Abnahme der Konzentrationen zur Folge (Tab. 5). Aus diesen Gründen sind Mittelwerte, Perzentilwerte und Prognosen begrenzt aussagefähig.

Im Vergleich zu den Konzentrationswerten in anthropogen nicht beeinflussten Schluffen, z.B. Löß in Hessen (Rosenberg & Sabel 1996), ergibt sich für Arsen und die umweltrelevanten straßenverkehrsspezifischen Schwermetalle im Beckensediment nach den Anreicherungsfaktoren folgende Reihenfolge (Anreicherungsfaktoren für maximale bzw. mittlere Elementkonzentrationen in Klammern):

Cd (580/300) > Pb (88/62) > Zn (58/50) > Cu (41/32) > As (5/3,8) > Ni (3,2/3,3) > Cr (2,2/1,9)

In rezenten Tonsedimenten deutscher Flüsse wurden, auf den „Tongestein-Standard“ von Turekian & Wedepohl (1961) bezogen, deutlich geringere Anreicherungsfaktoren für maximale Konzentrationen dieser Elemente festgestellt; nach Förstner & Müller (1974): Cd (300) > Pb

Tab. 4. Anorganische Spurenstoffe im Beckensediment und in der Schutzschicht

Element	n	Beckensediment [mg/kg TS]			n	Schutzschicht [mg/kg TS]		
		Max.	Min.	Mittel		Max.	Min.	Mittel
Arsen	40	65	9	34	7	4	3	3
Barium	40	770	395	556	7	446	357	387
Blei	40	1664	284	989	7	46	29	38
Cadmium*	25	29	3,5	15	7	1,2	0,14	0,38
Chrom	40	235	56	159	7	42	25	32
Gallium	40	19	4	12	7	5	< 1	1
Kupfer	40	689	73	421	7	16	7	10
Niob	40	23	5	14	7	8	5	7
Nickel	40	109	33	79	7	15	7	11
Quecksilber*	7	1,24	0,57	0,81	3	0,33	0,18	0,28
Rubidium	40	88	44	70	7	56	49	52
Strontium	40	190	93	146	7	80	65	73
Thorium	40	32	4	11	7	7	4	6
Uran	40	4	< 2	2	7	3	< 2	< 2
Vanadium	40	139	31	87	7	28	17	22
Yttrium	40	25	7	18	7	13	9	10
Zink	40	3115	375	2029	7	84	27	47
Zirkonium	40	331	103	199	7	235	160	197

n = Anzahl der Analysen

Analytiker: Dr. Rosenberg, Dipl.-Chem. Susic, * Dr. Keltch, Hessisches Landesamt für Bodenforschung

(35) > Zn (35) > Cu (30) > Cr (15) > Ni (6). In beiden Fällen ist aber die Reihenfolge der Elemente nach ihren Anreicherungsfaktoren ähnlich. Im Vergleich zu rezenten Flußsedimenten mit einer Beeinflussung durch mehrere anthropogene und geogene Stoffquellen wird der Stoffbestand der untersuchten Beckensedimente überwiegend durch Straßenabflüsse, untergeordnet durch die allgemeine Luftbelastung und überhaupt nicht durch natürlichen Bodenabtrag bestimmt. Aus der Luft gelangt das Quecksilber in das Versickerbecken und wird im anaeroben Beckensediment als Quecksilbersulfid angereichert.

In der Reihenfolge nach abnehmenden Konzentrationenwerten (Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > As > Cd) steht das Cadmium an 7. Stelle (Tab. 4).

Die mittleren Konzentrationen von Barium, Rubidium, Thorium, Uran, Yttrium und Zirkonium nehmen im schluffigen Beckensediment im Vergleich zur sandigen Schutzschicht um weniger als 100 %, die von Niob und Strontium um etwa 100 zu, also um den Anreicherungsfaktor 2 (Tab. 4). Beim Vergleich mit schluffigen Schichten würde dieser Faktor noch kleiner sein. Barium und Zirkonium liegen in der Schutzschicht bereits in hohen geogenen Konzentrationen vor. Daher sind anthropogene Zusatzbelastungen wenig erkennbar. Diese Spurenstoffe, vom Barium und Rubidium abgesehen, werden nicht als straßenspezifisch angesehen, weil sie nur in verhältnismäßig geringen Konzentrationen in rußreichen Verbrennungsrückständen aus verbleitem und unver-

bleitem Benzin, in Feststoffemissionen aus Dieselfahrzeugen sowie im Abrieb von Reifen und Bremsbelägen nachgewiesen wurden (Hildemann et al. 1991, Heinrichs 1993). Für den Abrieb von Bremsbelägen werden hohe Bariumwerte (74 400 mg/kg) und für Rußrückstände von unverbleitem Benzin hohe Rubidiumwerte (1200 mg/kg) angegeben (Hildemann et al. 1991). Barium liegt im Sediment wahrscheinlich als wenig lösliches Bariumsulfat vor und ist kaum mobil.

Die Zunahme der Konzentrationen von Vanadium (vorwiegend aus Mineralölprodukten), Chrom, Gallium und Zink im Beckensediment wird auf die ständig steigende Verkehrsmenge zurückgeführt. Der vor allem vom Reifenabrieb stammende Zinkgehalt hat sich am Brunnen 6 (Sedimentkern 2) von 1 121 mg/kg im ältesten Beckensediment auf rd. 2 960 mg/kg im jüngsten Beckensediment und im Vergleich zur Schutzschicht (49 mg/kg) um das rd. 60-fache erhöht (Abb. 4). Der Rückgang der Zinkkonzentration in 35–40 cm Tiefe ist auf den höheren Sandanteil des Beckensedimentes zurückzuführen.

Kupfer und Nickel zeigen im Sedimentkern 2 im Vergleich zur Schutzschicht zunächst eine Konzentrationszunahme um das 60-fache bzw. rd. 8-fache und in den obersten 25 cm eine geringe Abnahme (Tab. 5). Diese Konzentrationsverteilung deutet auf eine geringere Zufuhr dieser straßenspezifischen Metalle seit etwa 1987 hin. Im Sedimentkern 3 ist seit 1987 (in den obersten 20 cm) auch eine Abnahme der Nickelkonzentrationen

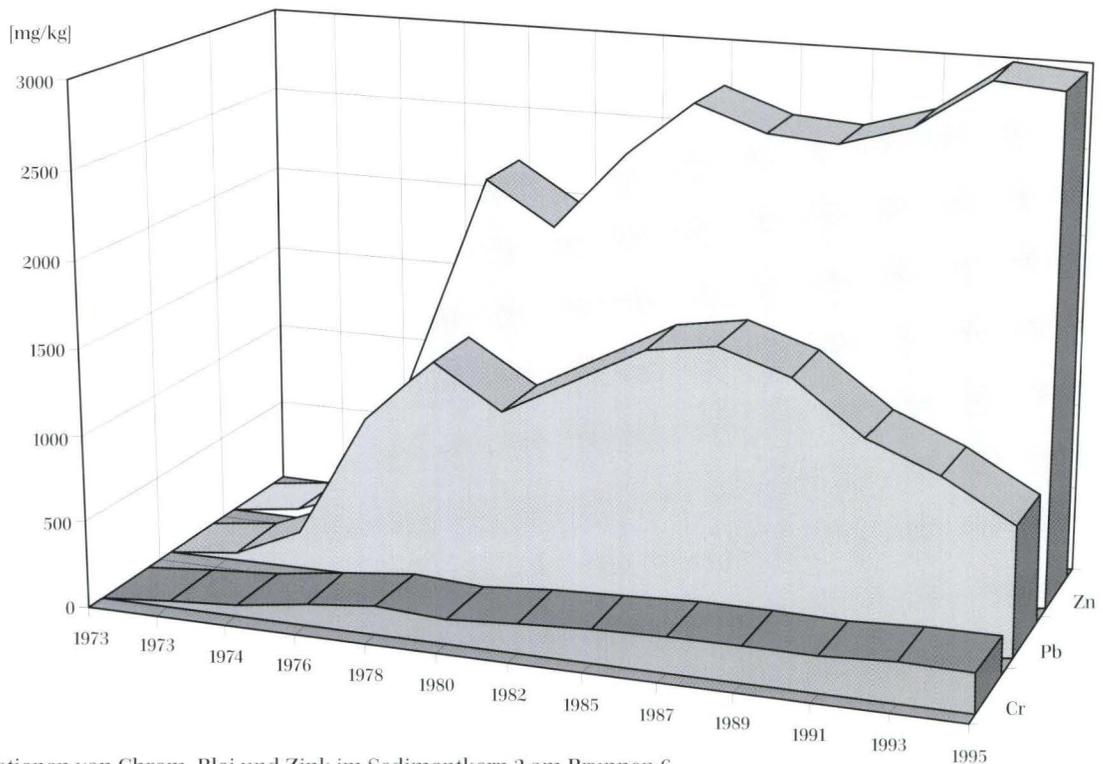


Abb. 4. Konzentrationen von Chrom, Blei und Zink im Sedimentkern 2 am Brunnen 6.

Tab. 5. Anorganische Spurenstoffe im Beckensediment und in der Schutzschicht

Tiefe [cm]	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Ga	Nb	Ni	Pb	Rb	Sr	Th	U	V	Y	Zn	Zr
	[mg/kg TS]																
Sedimentkern 1																	
0-3	13	395		56	73	5	9	33	359	58	131	6	2	39	11	375	147
3-6	30	445		94	154	9	11	55	714	66	173	7	3	60	15	805	153
6-9	33	541		114	285	10	11	66	892	64	140	9	2	56	14	1578	170
9-12	52	743		152	457	13	12	89	1306	72	170	9	3	80	17	2568	192
12-15	43	701		163	482	14	13	94	1346	73	164	8	3	85	17	2625	202
15-18	35	560		126	320	11	10	68	1052	59	148	6	2	63	13	1770	164
18-21	12	423		72	146	5	5	38	512	48	93	4	<2	31	7	823	103
21-24	24	415		79	216	5	6	43	602	44	95	4	<2	39	9	1057	108
24-27	20	470		91	193	5	6	44	612	51	107	8	<2	37	9	979	114
27-30	40	646		177	564	13	14	84	1103	69	162	8	2	81	16	2520	189
30-33	19	481		120	296	7	8	51	608	53	122	6	2	50	13	1498	148
33-36	25	531		149	332	7	10	61	650	57	138	5	3	60	14	1803	181
36-39	32	587		195	454	9	12	75	742	65	159	8	3	71	17	2609	219
39-42	30	584		207	478	10	13	74	643	66	163	8	2	79	17	2727	214
42-45	30	582		221	495	9	13	77	682	65	156	9	2	80	18	2894	228
Sedimentkern 2																	
0-5	33	542	8	233	578	11	16	86	752	69	163	9	<2	97	20	2962	262
5-10	42	608	10	235	629	13	17	95	990	74	168	10	3	102	22	2991	270
10-15	44	617	11	216	652	13	15	93	1158	75	166	10	4	103	21	2699	255
15-20	60	610	15	214	648	14	16	100	1458	72	176	8	2	101	20	2574	259
20-25	65	702	19	212	665	16	16	108	1593	77	170	9	3	108	20	2603	241
25-30	59	770	21	195	625	15	16	109	1528	78	165	10	3	111	20	2746	244
30-35	54	544	22	174	525	15	15	99	1302	75	162	9	<2	107	19	2397	211
35-40	42	544	17	144	393	13	17	96	1084	77	164	9	2	95	19	1954	222
40-45	57	552	27	166	471	16	17	104	1329	88	158	10	3	113	22	2201	206
45-50	38	495	13	123	223	12	13	70	950	74	155	8	2	84	16	1121	162
50-55	13	403	2	63	44	4	8	29	223	65	107	6	2	44	14	216	178
55-62	4	394	0,3	33	11	1	6	14	44	56	79	7	<2	19	12	49	205
Sedimentkern 3																	
0-5	30	615	7	229	611	13	17	89	626	76	175	7	3	103	24	2839	239
5-10	39	622	8	219	614	13	16	93	979	75	161	9	2	113	22	2501	232
10-15	54	647	10	202	587	17	17	103	1425	81	158	10	4	112	21	2150	213
15-20	51	644	12	186	557	18	18	104	1343	88	158	12	3	116	22	1997	217
20-25	44	561	14	160	400	16	21	93	1079	82	156	11	4	97	24	1697	264
25-30	31	430	9	90	184	5	8	50	708	53	100	5	2	57	11	873	119
30-35	17	408	4	67	90	4	7	40	513	49	115	4	2	50	9	487	103
35-40	21	438	3,5	104	80	8	11	48	391	78	138	8	<2	74	16	422	135
40-45	4	357	0,3	35	12	<1	6	15	46	52	65	4	<2	21	9	48	160
45-50	3	380	0,1	32	8	<1	6	11	29	52	70	6	<2	21	10	27	193
50-53	3	373	0,2	27	9	<1	5	13	34	49	67	5	<2	17	10	40	179
Schurf 1																	
0-2	21	591	10,4	197	535	15	21	85	1018	72	190	21	<3	107	22	3083	239
2-25	26	567	28	172	620	16	20	97	1464	74	152	27	4	121	20	2987	214
30-50	31	485	29	141	438	17	19	105	1514	77	136	26	<3	124	19	2429	173
50-55	4	389	0,2	30	7	5	8	7	31	51	80	6	<3	23	13	40	217
Schurf 2																	
0-2	17	582	9,8	200	548	16	19	88	988	78	181	20	<3	112	21	2745	216
2-20	24	618	25	193	689	19	20	107	1664	83	158	32	4	139	22	3115	217
30-40	24	491	26	149	431	16	20	100	1589	81	165	28	<3	122	20	2192	189
50-55	3	373	0,3	25	8	5	8	7	39	51	76	6	3	22	12	43	198
Schurf 3																	
0-15	9	451	6,4	115	119	13	23	42	284	77	105	15	<3	81	25	764	331
15-20	3	446	1,2	42	16	5	8	9	40	51	75	6	<3	28	13	84	235

Analytiker: Dr. Rosenberg, Dipl.-Chem. Susic, Hessisches Landesamt für Bodenforschung

 Schutzschicht

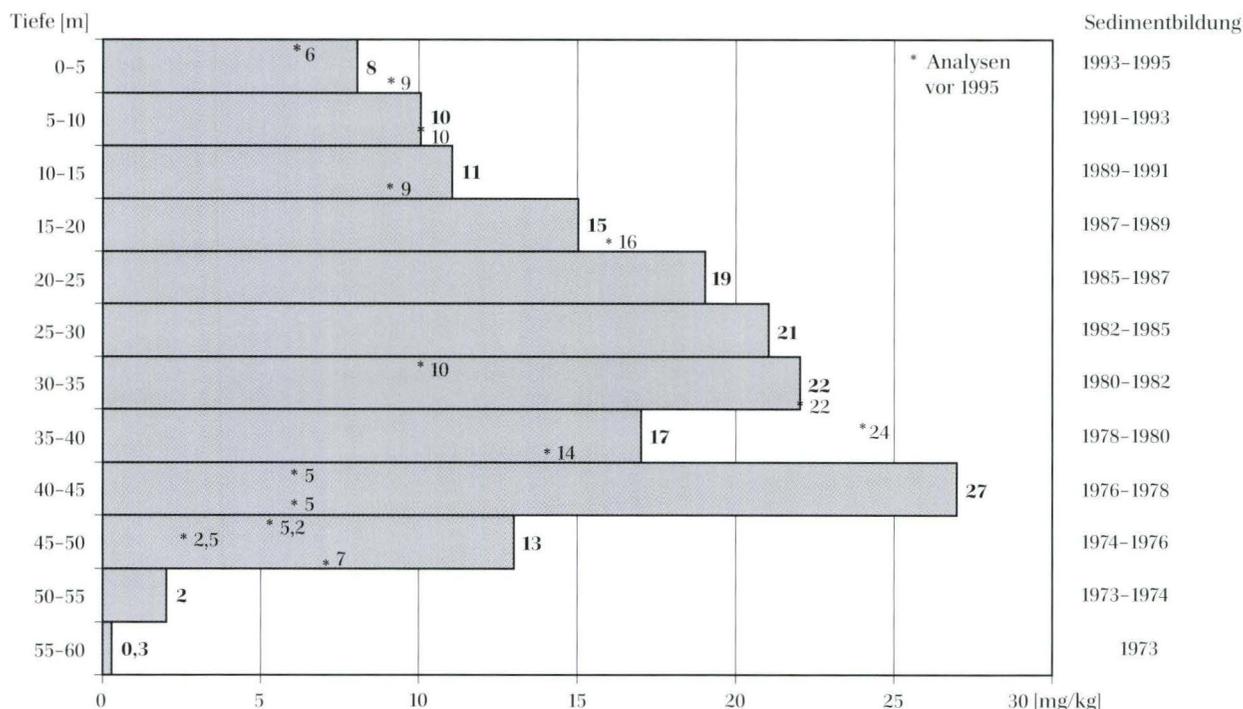


Abb. 5. Cadmiumkonzentrationen im Sedimentkern 2 am Brunnen 6.

aber eine geringe Zunahme der Kupferkonzentrationen festzustellen (Tab. 5).

Die Konzentrationen von Arsen und Blei nehmen von der ursprünglichen Beckensohle bis etwa 20–25 cm unter der Sedimentoberfläche, also bis etwa 1987, um das 16-fache bzw. 36-fache zu und darüber deutlich ab. Die Konzentrationsabnahme von Blei (Abb. 4) seit etwa 1987 ist auf den ständig steigenden Verbrauch an unverbleitem Benzin zurückzuführen. In Deutschland ist von 1985 bis 1995 der Verbrauchsanteil an unverbleitem Vergaserkraftstoff von 1% auf 94% gestiegen, wobei der Gesamtverbrauch an Vergaserkraftstoff bis 1993 zugenommen und danach etwas abgenommen hat (DIW 1996). Seit etwa 1923 wird Blei in Form von Bleitetraethyl dem Ottokraftstoff zur Erhöhung der Klopfestigkeit zugesetzt. Seit dieser Zeit ist Blei aufgrund der großflächigen Ausbreitung über den Luftpfad und seines geochemischen Verhaltens in rezenten Sedimenten und Böden eine straßentypische Leitsubstanz.

Die Zunahme der Cadmiumkonzentration im Sedimentkern 2 bis etwa 1978 um das 90-fache und danach eine deutliche Abnahme (Abb. 5) deuten auf eine verminderte Cd-Zufuhr und möglicherweise auch auf eine Stoffumlagerung. In den früher von der Oberfläche der Beckensedimente entnommenen Proben wurden im vergleichbaren Niveau der älteren Beckensedimente bis etwa 1978 geringere Cd-Konzentrationen festgestellt (Abb. 5). Die Verlagerung von Cadmium vom schwarzen, anaeroben Beckensediment in die Schutzschicht ist

nicht eindeutig nachweisbar. In den oberen Zentimetern der Schutzschicht (Sedimentkerne 2 und 3) betragen die Cd-Konzentrationen nur 0,14–0,3 mg/kg. Unter dem braunen, aeroben Beckensediment im Schurf 3 ist dagegen die Cd-Konzentration in der Schutzschicht von etwa 0,1–0,3 mg/kg auf 1,2 mg/kg gestiegen. Dort wurden in der Schutzschicht auch die höchsten Konzentrationen von Chrom, Kupfer, Zink und Zirkonium bestimmt (Tab. 5). Das deutet auf eine Verlagerung dieser Elemente aus dem aeroben Beckensediment in die oberen 5 cm der Schutzschicht. Aus geochemischen Gründen beeinflusst ein anaerobes Beckensediment die Grundwasserbeschaffenheit weniger als ein aerobes Sediment.

Im Sedimentkern 2 sind die mittels Röntgenfluoreszenz bestimmten Konzentrationen von Kupfer, Nickel und Zink in der Regel höher bis deutlich höher als diejenigen, die in vergleichbaren Zeitabschnitten von Sedimenten der damaligen Sedimentoberfläche nachgewiesen wurden. Diese Unterschiede werden vorwiegend auf Stoffverlagerungen und zum Teil auf unterschiedliche Aufschluß- und Analysenmethoden (s. Abschn. 4) zurückgeführt. Da bei den Bleikonzentrationen diese Abweichungen in der Regel sehr gering sind, ist davon auszugehen, daß bei diesem Element nach der Sedimentation keine nennenswerten Austauschvorgänge zwischen den Feststoffen und der Porenlösung ablaufen.

Die Berechnung der Korrelationskoeffizienten ergab eine positive signifikante Korrelation zwischen den Elementen Arsen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und

Vanadium auf der einen Seite und Al_2O_3 und dem Glühverlust auf der anderen Seite. Die Korrelationen mit SiO_2 verlaufen dagegen signifikant negativ. Dieses Korrelationsverhalten bestätigt die auch aus chemischen Analysen abgeleitete Erkenntnis, daß die o.g. Elemente im Beckensediment vorwiegend an Ton und organische Substanzen gebunden sind.

Ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse mit Angaben in der Literatur über den Stoffbestand von Bankettschälgut (Gallenkemper et al. 1992), von Böden im

Straßenrandbereich (Reinirrens 1991, Unger & Prinz 1992) und von Sedimenten in Entwässerungsanlagen von Straßen (Krauth & Stotz 1994) zeigt, daß die höchsten Stoffkonzentrationen vom Versickerbecken der A 3 auch absolut gesehen Spitzenwerte darstellen. Nur in Sedimenten von Straßentunnelwaschwässern wurden höhere Schwermetallkonzentrationen (Pb bis 4550 mg/kg TS, Cd bis 40 mg/kg TS, Cu bis 1160 mg/kg TS, Zn bis 15400 mg/kg TS) nachgewiesen (Jäger & Cord 1988). In Tunnelwaschwässern werden weitgehend alle beim

Tab. 6. Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{kg TS}$] von Platin, Rhodium und Palladium im Beckensediment und in der Schutzschicht

Tiefe [cm]	Sedimentkern 1			Tiefe [cm]	Sedimentkern 2			Sedimentkern 3		
	Pt	Rh	Pd		Pt	Rh	Pd	Pt	Rh	Pd
0-3	208	44	24	0-5	32	4	1	75	9	5
3-6	250	49	18	5-10	93	25	35	62	12	8
6-9	121	33	18	10-15	70	13	9	19	3	5
9-12	86	19	13	15-20	9	1	3	2	<0,7	3
12-15	70	14	5	20-25	10	2	4	1	<0,7	3
15-18	13	5	3	25-30	7	0,8	3	1	<0,7	1
18-21	3	5	2	30-35	10	<0,7	5	<1	<0,7	<0,5
21-24	6	3	<0,5	35-40	3	<0,7	8	<1	<0,7	<0,5
24-27	3	1	<0,5	40-45	4	<0,7	4	<1	<0,7	<0,5
27-30	3	1	<0,5	45-50	2	<0,7	1	<1	<0,7	<0,5
30-33	4	<0,7	<0,5	50-55	<1	<0,7	<0,5	<1	<0,7	<0,5
33-36	2	<0,7	<0,5	55-60	<1	<0,7	<0,5	<1	<0,7	<0,5
36-39	3	<0,7	<0,5							
39-42	1	<0,7	<0,5							
42-45	1	<0,7	<0,5							

□ Schutzschicht — Sedimente ab ca. 1989

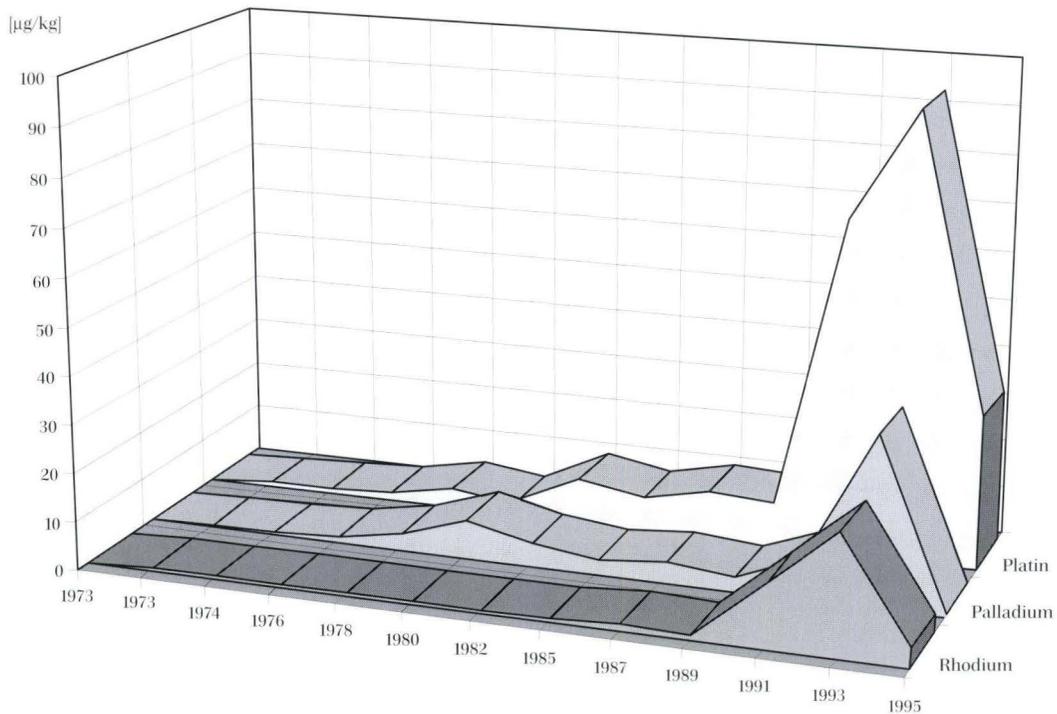


Abb. 6. Konzentrationen von Platin, Palladium und Rhodium im Sedimentkern 2 am Brunnen 6.

Straßenverkehr anfallenden Stoffe erfaßt, in den Sedimenten von Absetz- oder Versickerbecken sind dagegen vorwiegend nur die mit dem Wasser transportierten Stoffe angereichert, während die mit dem Wind transportierten Stoffe großflächig im Straßenumfeld verteilt werden und dort die Böden belasten.

5.4 Platingruppenelemente

Die Untersuchungen zeigen im oberen Teil der Sedimentkerne erhöhte Platin-, Rhodium- und Palladiumkonzentrationen (Tab. 6). Iridium und Ruthenium konnten mit dem angewandten Analysenverfahren (Nickelsulfid-Dokimasie) nicht nachgewiesen werden.

Seit Einführung der Abgaskatalysatoren in der Bundesrepublik Deutschland Mitte der achtziger Jahre sind im Beckensediment die Konzentrationen von Platin bis 250 µg/kg, von Rhodium bis 49 µg/kg und von Palladium bis 35 µg/kg gestiegen (Tab. 6).

Wedepohl (1995) gibt für die Erdkruste Konzentrationen von 0,4 µg/kg für Pt und Pd, 0,1 µg/kg für Ru, 0,06 µg/kg für Rh und 0,05 µg/kg für Os und Ir an. Im Vergleich zur Verteilung dieser Elemente in der Erdkruste errechnen sich für die Beckensedimente der A 3 Anreicherungsfaktoren bis zu 625 für Platin, 817 für Rhodium und 88 für Palladium.

Die Konzentrationen von Platin, Rhodium und Palladium weichen innerhalb der Sedimentkerne des Versickerbeckens stark voneinander ab. Die höchsten Gehalte wurden in Proben aus dem Sedimentkern 1 etwa bis 10 cm unter der Sedimentoberfläche ermittelt (Tab. 6). Dieses Sedimentprofil liegt in unmittelbarer Nähe des Zulaufs (Abb. 2). Das deutet darauf hin, daß ein Teil der genannten Edelmetalle in größeren Partikeln des Katalysatormaterials mit dem Wasser transportiert wird und nach Eintritt in das Becken durch Abnahme der Fließgeschwindigkeit mit dem Sand und Schluff sedimentiert.

Im Beckensediment aus den Jahren 1973–1989 wurden Platin, Rhodium und Palladium nicht oder nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Etwa ab 1989 steigen die Gehalte deutlich an und erreichen ein Maximum in den Jahren 1991–1995 (Abb. 6). Die geringen Konzentrationen vor 1989 sind auf amerikanische Kraftfahrzeuge (seit 1975 mit Abgaskatalysatoren) im Gebiet von Frankfurt am Main, die deutliche Erhöhung ab 1989 ist auf die Zunahme von deutschen Kraftfahrzeugen mit Abgaskatalysatoren zurückzuführen.

Auffallend ist die Konzentrationsabnahme seit 1993 in den Sedimentkernen 1 und 2 (Tab. 6, Abb. 6). Die Verteilung der Pt-, Rh- und Pd-Konzentrationen deutet darauf hin, daß am Brunnen 5 (Sedimentkern 3), seitlich vom Zulauf (Abb. 2), ein ungestörtes Sedimentprofil vorliegt.

Untersuchungen (AAS) des am 12. 8. 1997 zwischen den Brunnen 5 und 6 aus 0–5 cm Tiefe entnommenen Beckensedimentes, das wahrscheinlich in den Jahren 1994–1997 entstanden ist, ergaben im Korngemisch < 2 mm 273 µg/kg Pt, 33 µg/kg Rh und 28 µg/kg Pd. Diese Analysenergebnisse bestätigen nicht die Konzentrationsabnahmen von Platin seit 1993, sondern zeigen eine Zunahme. In der Sandfraktion dieser Sedimentprobe wurde etwas mehr Platin (162 µg/kg) nachgewiesen als in der Schluff-/Tonfraktion (134 µg/kg). Rhodium war in den genannten Kornfraktionen in etwa gleichen Konzentrationen von rd. 19 µg/kg vertreten. Die Konzentration von Palladium war in der Schluff-/Tonfraktion (13 µg/kg) etwas höher als in der Sandfraktion (8 µg/kg).

Das Korrelationsverhalten zwischen den Platinmetallen und den Hauptkomponenten (SiO₂, Al₂O₃, organische Substanzen) der Beckensedimente liefert keine statistisch gesicherten Angaben über Abhängigkeiten.

Für die geringe Löslichkeit von Platin unter atmosphärischen Bedingungen in Gewässern sprechen die Analysenergebnisse der Wasserproben. Mittels ICP-MS-Analysen wurden Pt-Konzentrationen im Wasser des Versickerbeckens von 2 ng/l und im Grundwasser von < 2 ng/l bestimmt. Die Ende Oktober 1996 entnommenen Grundwasserproben stammen aus dem mit straßenspezifischen anorganischen Hauptbestandteilen deutlich belasteten Brunnen 4 und dem im Grundwasser oberstrom des Versickerbeckens stehenden Brunnen 10. Die voltammetrische Bestimmung von gelöstem Platin im Wasser des Versickerbeckens ergab 10 ng/l. Aus diesen geringen gelösten Anteilen ist zu schließen, daß mehr als 99,98 % des eingetragenen Platins im Sediment des Versickerbeckens verbleiben. Das Platin/Rhodium-Verhältnis von ca. 5:1 in den Sedimentprofilen des Versickerbeckens läßt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit den Schluß zu, daß die emittierten platinhaltigen Partikel nach ihrer Sedimentation keine nennenswerte chemische Umwandlung erfahren.

5.5 Organische Substanzen

Auf Straßen anfallende Stoffe gelangen in niederschlagsarmen Zeiten und bei Lufttemperaturen unter dem Gefrierpunkt mit Verzögerungen von bis zu einigen Wochen in Versickerbecken oder in oberirdische Gewässer, weil das für den Transport notwendige Wasser fehlt. In dieser Zeit können organische Substanzen durch Photolyse sowie an warmen Tagen durch Verdampfen der leichtflüchtigen Bestandteile und durch biologische Umwandlung stark verändert werden. Zusätzlich erfolgt bei organischen und anorganischen Stoffen durch unterschiedliche Löslichkeiten der Einzelstoffe im Laufe der Zeit eine Änderung der ursprünglichen Stoffverteilung.

Tab. 7. Aliphatische Kohlenwasserstoffe in Sedimenten vom Versickerbecken der A 3 und von Bundesstraßen

Straße	DTV ₁₉₉₀ [Kfz]	Probenahme	Entnahmetiefe [cm]	Kohlenwasserstoffe (H 18) [mg/kg]	Schwerflüchtige lipophile Stoffe (H 17) [mg/kg]
A 3,VB	119 803	1. 7. 1991	0–25	3 500	5 200
B 455	18 389	29. 3. 1992	0–5	500	1 500
B 8	7 911	21. 3. 1994	0–1	4 800	7 900

Analytik: Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

Unter Berücksichtigung dieser natürlichen Vorgänge sind straßenspezifische organische Substanzen in der ursprünglichen Zusammensetzung in Sedimenten von Versickerbecken und oberirdischen Gewässern kaum nachzuweisen. In rezenten Sedimenten mit organischen Stoffgruppen vorwiegend anthropogener Herkunft sind für die Bewertung von großer Bedeutung die Konzentrationen und das Verteilungsmuster ihrer Einzelsubstanzen und der daraus entstandenen Abbauprodukte, weil diese unterschiedlich toxisch sind. In den folgenden Abschnitten werden nicht nur die organischen Substanzen angegeben, deren Konzentrationen über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen lagen, sondern zur Dokumentation des Untersuchungsumfangs auch diejenigen ohne Meßwert.

Im Sediment vom Versickerbecken der A 3 besteht die organische Substanz zum größten Teil aus Huminstoffen, die aus dem mikrobiotischen Abbau abgestorbener Biomasse (vorwiegend Rohrkolben) im Becken entstanden sind. Sie spielen aufgrund ihres hohen Metallbindungsvermögens für die Bindung straßenspezifischer Metalle eine große Rolle.

Aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe (C_nH_m) erreichen im Beckensediment der A 3 von den straßenspezifischen organischen Substanzen die höchsten Konzentrationen (Tab. 7). Die nach den DIN-Verfahren H 17 und H 18 erfaßten Stoffe sind zum Teil identisch (unpolare aliphatische Kohlenwasserstoffe mit Siedepunkten über 200 °C) zum Teil unterschiedlich (unpolare aliphatische Kohlenwasserstoffe mit Siedepunkten unter 200 °C bei H 18, polare aliphatische Kohlenwasserstoffe mit Siedepunkten über 200 °C bei H 17). Daher ist es nicht vertretbar, die H 17- und H 18-Werte zu addieren und mit Orientierungswerten für ein Analysenverfahren zu vergleichen. Untersuchungen an Sedimenten von Bundesstraßen ergaben wie beim Beckensediment der A 3 eine Vorherrschaft der schwerflüchtigen lipophilen Stoffe nach H 17 (Tab. 7).

Die hohen Konzentrationen im Sediment der B 8 mit dem im Vergleich zur B 455 geringeren DTV deuten darauf hin, daß diese organischen Substanzen im obersten Zentimeter deutlich angereichert sind. Diese und andere Untersuchungsergebnisse zeigen, daß an Straßen die Entnahmetiefe der Probe für die Konzentrationen vieler straßenspezifischer Stoffe eine größere Rolle spielen kann als die Verkehrsmenge. Trotz des sehr hohen DTV

der A 3 gelangt aufgrund der langen Transportzeiten nur ein Teil der auf der Straße anfallenden aliphatischen Mineralölkohlenwasserstoffe in das Sediment des Versickerbeckens.

Spezielle Untersuchungen der Sedimente vom Rand der B 8 bei Glashütten im Taunus ergaben eine deutliche Minderung der aliphatischen Kohlenwasserstoffe im Bereich niedriger C-Zahlen. Zur Identifikation der Einzelsubstanzen wurde das Probenmaterial luftgetrocknet, mit Toluol erschöpfend extrahiert und danach ein Kapillargaschromatogramm nach DIN 51435 (simulierte Destillation) erstellt. Der Siedebereich wurde mit etwa 300–520 °C, entsprechend einer Paraffinverteilung von n-C₁₆ bis n-C₄₁, festgestellt (Tab. 8). Die C-Zahl-Verteilung ergab unterschiedliche Massenanteile (Tab. 8).

Das untersuchte sandig-schluffige Straßensediment der B 8 enthält Mitteldestillat, das die leichten Anteile

Tab. 8. Aliphatische Kohlenwasserstoffe in Sedimenten der B 8 bei Glashütten

Siedeübergang bis [°C]	Entsprechend n-C	Masse-%
287	16	0,08
302	17	0,26
317	18	0,82
331	19	1,22
344	20	3,01
356	21	4,66
369	22	6,22
380	23	9,45
391	24	13,82
402	25	22,80
412	26	25,25
422	27	37,47
432	28	40,18
441	29	50,44
450	30	56,07
459	31	62,64
468	32	68,23
476	33	78,90
483	34	82,08
491	35	84,14
499	36	92,11
506	37	95,32
513	38	97,73
520	39	99,92
533	41	99,97

Analytik: Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

Tab. 9. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe [mg/kg TS] in Sedimenten vom Versickerbecken der A 3 und der B 8

Substanz	B 8	V-Becken	V-Becken	V-Becken	V-Becken
	21.3.1994	1.7.1991	3.7.1980	31.5.1979	9.8.1978
Trocknungsverlust bei 105 °C in Masse-%	24	65	60	64	60
Naphthalin	< 0,1	< 0,2			
Acenaphthylen	< 0,2	< 0,2			
Acenaphthen	< 0,2				
Fluoren	< 0,05	< 0,2			
Phenanthren	0,4	1,5			
Anthracen	0,05	< 0,2			
Fluoranthen*	1,1	1,2	13,1	4,5	19,2
Pyren	1,2	< 0,2			
Benzo(a)anthracen	0,2	< 0,2			
Chrysen	0,4	< 0,2			
Benzo(b)fluoranthen* (3,4-Benzfluoranthen)	0,5	< 0,2	2,10	0,91	2,2
Benzo(k)fluoranthen* (11,12-Benzfluoranthen)	0,1	< 0,2	1,04	1,0	1,1
Benzo(a)pyren* (3,4-Benzpyren)	0,2	< 0,2	1,46	0,83	1,5
Dibenzo(ah)anthracen	< 0,1	< 0,2			
Benzo(ghi)perylene* (1,12-Benzperylene)	0,6	< 0,2	1,35	2,6	2,6
Indeno(1,2,3-cd)pyren* (2,3 o-Phenylene-pyren)	< 0,3	< 0,2	0,65	0,29	1,5
Summe	4,75	2,7	19,7	10,1	28,1

Analytik: Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

< = Substanz unter der Bestimmungsgrenze möglicherweise vorhanden

* = PAK der Trinkwasserverordnung vom 16. 2. 1976

() = Bezeichnungen vor etwa 1980

durch Verdampfen, biologischen Abbau und Lösung bereits verloren hat sowie Bestandteile einer Schmierölfraction.

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen auf Straßen bei der Verbrennung von Kraftstoffen und treten vor allem in Kfz-Abgasen in zahlreichen Einzelsubstanzen auf. Die unterschiedliche PAK-Verteilung von Kraftstoff und Abgas deutet darauf hin, daß der überwiegende Teil der emittierten PAK im Verbrennungsraum neu gebildet wird (Grimmer et al. 1977). Außerdem zeigt die emittierte PAK-Menge eine deutliche Abhängigkeit vom Aromatengehalt des verwendeten Kraftstoffs (Grimmer & Voigtsberger 1980). Das Beckensediment wurde zunächst auf sechs, in der Trinkwasserverordnung vom 16. 2. 1976 festgelegte, und nach 1980 auf 16, in der US-EPA-Liste genannte Leitsubstanzen untersucht (Tab. 9).

Ein Vergleich der Konzentrationen deutet darauf hin, daß die Menge der auf Straßen anfallenden PAK nach 1980 deutlich abgenommen hat und daß in Sedimenten auf Straßenoberflächen eine größere Anzahl von PAK nachzuweisen ist als im Sediment vom Versickerbecken der A 3. Die PAK-Konzentrationen im Beckensediment liegen im Konzentrationsbereich von Klärschlamm aus den Jahren 1976–1978 von 25 deutschen Kläranlagen (Grimmer et al. 1980).

Die unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten der Einzelsubstanzen, die mit zunehmender molarer Masse abnehmen (Phenanthren: 1,29 mg/l, Fluoranthen: 0,26 mg/l, Benzo(a)pyren 0,0038 mg/l) sind entscheidend für

die Veränderungen der PAK-Verteilung von Kfz-Abgasen über den Oberflächenabfluß und das Beckenwasser bis zum Grundwasser.

Der Vergleich der Bestimmungsgrenzen (Tab. 9) zeigt, daß sie 1994 für drei PAK niedriger waren als 1991. Die im Laufe der Zeit sich ändernden Analysenmethoden und Bestimmungsgrenzen erschweren häufig den Vergleich mit älteren Untersuchungsergebnissen. Daher sollte die Angabe „nicht nachweisbar“ immer in Verbindung mit der Bestimmungsgrenze erfolgen.

Anionische Tenside waren im Beckensediment von 1991 in der Konzentration von 1,4 mg/kg nachweisbar. Bismutaktive Tenside waren nicht nachweisbar (Bestimmungsgrenze 1 mg/kg). Im Vergleich zu den Konzentrationen der anionaktiven Detergentien im Beckensediment in den Jahren 1978 (250 mg/kg) und 1979 (99 mg/kg) (Golwer & Schneider 1983) ist ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen.

Von **Pestiziden** (BGA-Liste) wurden im Beckensediment von 1991 folgende Einzelsubstanzen nachgewiesen: -Hexacyclohexan (g -HCH, 4 µg/kg), polychlorierte Biphenyle (PCB), und zwar die Kongenere PCB-101 (8 µg/kg), PCB-138 (15 µg/kg), PCB-153 (10 µg/kg), PCB-180 (11 µg/kg) (PCB-Nomenklatur nach Ballschmiter), α -Endosulfan (3 µg/kg), β -Endosulfan (3 µg/kg), Hexachlorbenzol (8 µg/kg) und p,p'-DDE (3 µg/kg). Die Analyse auf die anderen 30 untersuchten Einzelsubstanzen, deren Bestimmungsgrenzen 1991 zwischen 2 µg/kg und 10 µg/kg lagen (bei Azinphos-Ethyl 50 µg/kg), ergab keinen oder wegen Störpeaks nicht auswertbaren Meßwert.

Chlorierte und nichtchlorierte Phenole sind im Beckensediment aus 0–25 cm Tiefe in geringen Konzentrationen nachweisbar, und zwar die Einzelsubstanzen Phenol (150 µg/kg), m-Kresol (80 µg/kg) und p-Kresol (250 µg/kg). Diese Phenole stammen wahrscheinlich zum großen Teil aus dem Abbau der Aromaten, die dem Kraftstoff zugesetzt werden und mit den Kfz-Abgasen in die Umwelt gelangen. Nicht nachweisbar (Bestimmungsgrenze 50 µg/kg) waren 2-Chlorphenol, 4-Chlorphenol, 2,4-Dichlorphenol, 3,5-Dichlorphenol, 2,3,5-Trichlorphenol, 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,4,6-Tetrachlorphenol, Pentachlorphenol, o-Kresol, 4-Chlor-m-Kresol, 2,4-Dimethylphenol, 3,4-Dimethylphenol, 2,3,5-Trimethylphenol und o-Phenylphenol.

Polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF), die im vorliegenden Fall vorwiegend aus Kfz-Abgasen und Tropfverlusten von Motorenöl stammen, treten im Beckensediment in mehreren Kongeneren auf (Tab. 10).

Tab. 10. Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane im Sediment vom Versickerbecken der A 3

Substanz	[ng/kg TS]
2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin	8,8
Summe Tetrachlordibenzodioxine	96,1
1,2,3,7,8-Pentachlordibenzodioxin	10,1
Summe Pentachlordibenzodioxine	173
1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzodioxin	15,8
1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzodioxin	51,8
1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzodioxin	27,3
Summe Hexachlordibenzodioxine	442
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzodioxin	597
Summe Heptachlordibenzodioxine	1100
Octachlordibenzodioxin	4500
2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran	32,3
Summe Tetrachlordibenzofurane	482
1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran	44,1
+ 1,2,3,4,8-Pentachlordibenzofuran	
2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran	27,9
Summe Pentachlordibenzofurane	423
1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran	62,7
+ 1,2,3,4,7,9-Hexachlordibenzofuran	
1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	37,4
1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran	16,1
2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	32,6
Summe Hexachlordibenzofurane	347
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran	220
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran	22,3
Summe Heptachlordibenzofurane	412
Octachlordibenzofuran	388
Toxizitätsäquivalente	
nach BGA/UBA	
Dioxine	36,2
Furane	38,3
Summe	74,5
nach I-TEF	
Summe	70,9

Analytik: Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

Das Verhältnis von PCDD zu PCDF beträgt im Beckensediment rd. 3 : 1. Es weicht deutlich von dem in Kfz-Abgasen (1 : 3 bis 1 : 10 in Unger & Prinz 1992) ab und deutet darauf hin, daß neben Kfz-Abgasen vor allem Tropfverluste von Motorenöl die Sedimente mit Dioxinen und Furanen belasten. Der PCDD-Kongenerenvergleich ergibt die für Motorenöl typische Konzentrationsreihenfolge: OctaCDD > HeptaCDD > HexaCDD > PentaCDD > TetraCDD (Rotard et al. 1987), der PCDF-Kongenerenvergleich dagegen die Reihenfolge: TetraCDF > PentaCDF > HeptaCDF > OctaCDF > HexaCDF.

Nach den in Baden-Württemberg von November 1989 bis April 1992 durchgeführten Untersuchungen an Schwemmmaterial (Straßensediment) von acht Straßen mit unterschiedlichen Verkehrsmengen (DTV 1200– 65 000 Kfz) erreichten die Konzentrationen an PCDD 212–2202 ng/kg, an PCDF 97–410 ng/kg und die Toxizitätsäquivalente nach I-TEE 3,2–13,1 (Unger & Prinz 1992). Sie lagen damit deutlich unter den Konzentrationen im Sediment vom Versickerbecken der A 3 (Tab. 10). Berechnungen der Korrelationskoeffizienten ergaben, daß hochsignifikante Zusammenhänge der PCDD/PCDF mit Pb, Zn und C_nH_m bestehen und daher mit Hilfe dieser drei Leitparameter Rückschlüsse auf die PCDD-/PCDF-Konzentrationen in straßennahen Böden gezogen werden können (Unger & Prinz 1992).

Das am besten untersuchte und am meisten toxische PCDD/PCDF ist das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin (TCDD, „Seveso“-Dioxin) (Schulz 1992), das in einer Konzentration von 8,8 ng/kg im Beckensediment von 1991 nachgewiesen wurde (Tab. 10).

Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX), die in Kraftstoffen und Kfz-Abgasen enthalten sind, treten im Beckensediment von 1991 als Toluol (110 µg/kg) auf (Bestimmungsgrenze 10 µg/kg). Im Beckensediment von 1978 wurde dagegen neben Toluol auch Benzol nachgewiesen (Golwer & Schneider 1983). Im Sediment der B 8 von 1994 waren keine BTEX-Aromaten nachweisbar (Bestimmungsgrenze für Benzol und Toluol 50 µg/kg, für Ethylbenzol und Xylole 20 µg/kg). Diese Befunde sind bemerkenswert, weil im Untermaingebiet für 1994 an Straßen in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen folgende Benzol-Emissionen als Jahresmittelwerte pro km berechnet wurden: Bundesautobahnen 300–> 550 kg, Bundesstraßen 100–500 kg, Landesstraßen 20–150 kg, Kreisstraßen < 50 kg (Umlandverband Frankfurt 1996). Wahrscheinlich gelangt das Benzol durch den Wind in die weitere Umgebung der Straßen und wird rasch abgebaut, z.B. zu Nitrophenol, und ist daher in den Sedimenten der Entwässerungsanlagen der Straßen in der Regel mit den angewandten Analysemethoden nicht mehr nachweisbar. Bei den Aromaten spielen die atmosphärischen Reaktionsprodukte für die Belastung der Umwelt eine größere Rolle als die ursprünglich emittierten Substanzen (Renner et al. 1990).

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW), und zwar cis-1,2-Dichlorethen (Bestimmungsgrenze 750 µg/kg), Dichlormethan (Bestimmungsgrenze 100 µg/kg), Tetrachlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen und Trichlormethan (Bestimmungsgrenze 4 µg/kg) waren im Beckensediment von 1991 nicht nachweisbar.

Der Nachweis zahlreicher organischer Substanzen in oberirdischen Gewässern war der Anlaß zu prüfen, ob ein Teil davon straßenspezifisch ist. Dazu wurde am 22. 2. 1995 aus dem Versickerbecken der A 3 am Zulauf eine Wasserprobe geschöpft und auf 30 ausgewählte organische Verbindungen untersucht. Der Zeitpunkt der Probenahme war für diese Stoffgruppe besonders günstig, weil bei einer Lufttemperatur von ca. 5 °C nur mit einer geringen Verdampfung der leichtflüchtigen Stoffe zu rechnen war und der Stofftransport von der Autobahnoberfläche durch den Kanal zum Becken in den Tagen vor der Probenahme nur durch verhältnismäßig geringe Niederschlagsmengen erfolgt ist, also die Konzentration der Stoffe nicht durch Verdünnung vermindert wurde.

Tab. 11. Nicht nachweisbare organische Substanzen in einer Wasserprobe vom 22. 2. 1995 aus dem Versickerbecken der A 3

Substanz	Bestimmungsgrenze [µg/l]
Dichlormethan	5
1-Chlor-4-nitrobenzol	0,05
Trichlormethan	0,5
2,3-Dichlor-1-nitrobenzol	1
Tetrachlormethan	0,2
3,4-Dichlor-1-nitrobenzol	1
1,2-Dichlorethan	5
2,5-Dichlor-1-nitrobenzol	1
1,1,1-Trichlorethan	0,2
2-Nitrotoluol	1
Trichlorethen	0,2
3-Nitrotoluol	1
Tetrachlorethen	0,2
4-Nitrotoluol	1
Hexachlorbutadien	0,2
4-Chlor-2-nitrotoluol	0,05
1,4-Dichlorbenzol	0,5
2-Chlor-6-nitrotoluol	0,05
1,2,3-Trichlorbenzol	0,05
5-Chlor-2-nitrotoluol	0,05
1,3,5-Trichlorbenzol	0,05
2-Chlor-4-nitrotoluol	0,05
1,2,4-Trichlorbenzol	0,05
2-Chloranilin	1
Hexachlorbenzol	0,1
3-Chloranilin	0,1
Nitrobenzol	0,5
4-Chloranilin	0,1
1-Chlor-2-nitrobenzol	0,05
3,4-Dichloranilin	0,1

Analytik: Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

Die Wasserprobe wurde nicht filtriert, um auch vorwiegend an Schwebstoffen gebundene organische Stoffe, z.B. Hexachlorbenzol, zu erfassen. Für die Bestimmung der organischen Verbindungen waren drei unterschiedliche Extraktionen und Aufarbeitungen notwendig. In der Wasserprobe war keine der 30 ausgewählten organischen Verbindungen nachweisbar (Tab. 11).

5.6 Gefährdungspotential der Beckensedimente

Das Gefährdungspotential der Beckensedimente wird nicht nur von ihrem Stoffpotential bestimmt, sondern entscheidend vom mobilen Anteil des Stoffpotentials (Freisetzungspotential) sowie von örtlichen Gegebenheiten beeinflusst.

Sedimente von Versickerbecken beeinflussen die Grundwasserbeschaffenheit mit anorganischen Hauptbestandteilen wesentlich weniger als die gelösten Inhaltsstoffe des Beckenwassers, das vorwiegend an den Beckenrändern versickert. Die stärkste Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit erfolgt durch Chlorid (bis 1241 mg/l), Natrium (bis 714 mg/l) und Calcium (bis 172 mg/l) (Tab.12).

Chlorid-Ionen werden während der Untergrundpassage nicht nennenswert zurückgehalten und nicht umgewandelt. Die Minderung der Chloridkonzentrationen erfolgt durch Verdünnung. Daher ist das Chlorid für Straßen mit winterlichen Einsätzen von Tausalzen, die in Deutschland erst seit dem Winter 1959/60 eine größere Rolle spielen (Brod 1995), eine straßentypische Leitsubstanz und reicht von allen straßenspezifischen Stoffen im Grundwasserunterstrom am weitesten. In vielen Gebieten mit geogenen Chloridgrundgehalten unter 10 mg/l können im Grundwasser Chloridkonzentrationen über 10 mg/l bereits ein Hinweis auf den Einfluß von Straßen sein. Außerdem sind im Grundwasser unter dem Versickerbecken im Vergleich zum Grundwasseroberstrom (Br. 10) und Grundwasserseitenstrom (Br. 1) die Konzentrationen von Eisen, Mangan, Magnesium, Kalium, Ammonium, freiem gelösten Kohlenstoffdioxid, Hydrogencarbonat und Kieselsäure zeitweilig oder ständig deutlich erhöht (Tab. 12). Die Konzentration von freiem gelösten Sauerstoff ist dagegen als Folge des Verbrauchs zur Oxidation der organischen Substanzen zeitweilig geringer als im Grundwasseroberstrom. Nitrat, Sulfat und Hydrogencarbonat zeigen im Grundwasser keine nennenswerten Konzentrationsunterschiede zwischen dem Oberstrom und Unterstrom des Versickerbeckens der A 3 (Tab. 12).

Der kurzzeitig lösungsfähige Schwermetallanteil der vorwiegend anaeroben Beckensedimente ist gering oder im verwendeten Lösungsmittel (deionisiertes Wasser) mit den angewandten Analysemethoden nicht nach-

Tab. 12. Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit durch das Versickerbecken der A 3

Bestimmungen	Grundwasser unbeeinflusst (Br. 1 und 10, 1974–1996)			Grundwasser beeinflusst (Br.7, 1974–1995)		
	n	Max.	Min.	n	Max.	Min.
Temperatur des Wassers [°C]	48	10	9	53	15,8	4,1
pH-Wert	54	7,3	5,6	60	7,3	5
Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C [μ S/cm]	45	343	210	53	3827	123
Freier gel. Sauerstoff [mg/l]	46	10,8	3,9	50	9,6	0,2
Fr. Kohlenstoffdioxid [mg/l]	31	42	13	30	132	15
Chem. Sauerstoffbedarf (CSB) [mg/l]	33	13	< 5	47	34	< 5
Abdampfrückstand bei 180°C [mg/l]	42	219	111	49	2236	117
Natrium [mg/l]	43	13	5,6	51	714	17
Kalium [mg/l]	43	3,7	1,7	51	11	0,8
Ammonium [mg/l]	48	1,4	< 0,02	59	4,2	< 0,02
Calcium [mg/l]	43	34	22	51	172	2,1
Magnesium [mg/l]	43	6,1	3,6	51	25	0,12
Gesamthärte [°dH]	54	6,2	4,1	60	30	0,3
Carbonathärte [°dH]	44	2,8	0,9	49	6	0,3
Eisen, gesamt [mg/l]	53	0,64	< 0,02	60	15,1	< 0,02
Mangan [mg/l]	49	0,42	< 0,02	59	3,6	< 0,02
Chlorid [mg/l]	54	31	12	63	1241	3,8
Nitrat [mg/l]	52	18	2,2	61	29	< 0,2
Hydrogencarbonat [mg/l]	44	61	23	51	132	7
Sulfat [mg/l]	53	69	28	61	63	6
Hydrogenphosphat [mg/l]	23	0,74	0,02	15	0,68	0,03
Kieselsäure [mg/l]	33	17	3	43	37	< 2

Analytik: Hessisches Landesamt für Bodenforschung und Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

n = Anzahl der Bestimmungen

< = Stoff unter der Bestimmungsgrenze möglicherweise vorhanden

weisbar (Tab. 13). Aus diesen Gründen sind im Grundwasser unter dem Versickerbecken seit 22 Jahren nur die Konzentrationen von Kupfer (bis 46 μ g/l), Nickel (bis 66 μ g/l) und Zink (bis 410 μ g/l) zeitweilig deutlich erhöht. Bemerkenswert ist, daß trotz höherer Gesamtgehalte im Beckensediment aus 2–20 cm Tiefe der lösliche Anteil,

vom Nickel abgesehen, nicht höher ist als im Eluat der obersten Sedimentschicht (Tab. 13). Dieser Laborversuch deutet unter Berücksichtigung der Konzentrationen an Sulfidschwefel (Tab. 2) darauf hin, daß die straßenspezifischen Schwermetalle im anaeroben Beckensediment in schwerlöslichen sulfidischen Verbindungen vorliegen

Tab. 13. Gesamtgehalte und lösliche Anteile im Beckensediment (Schurf 2) am Brunnen 6

Parameter	Sediment aus 0–2 cm Tiefe		Sediment aus 2–20 cm Tiefe	
	Gesamtgehalt [mg/kg TS]	Löslicher Anteil [mg/l]	Gesamtgehalt [mg/kg TS]	Löslicher Anteil [mg/l]
Arsen	17	0,003	24	0,002
Blei	988	< 0,005	1664	< 0,005
Cadmium	9,8	< 0,0005	25	0,0005
Chrom, gesamt	200	< 0,005	193	< 0,005
Eisen	40 775	0,21	36 928	0,067
Kupfer	548	0,008	689	< 0,005
Mangan	465	1,1	387	0,38
Nickel	88	0,015	107	0,27
Quecksilber	0,68	0,0005	1,24	0,0002
Vanadium	112	< 0,005	139	< 0,005
Zink	2 745	0,37	3 115	0,30
Ammonium		8,5		4,9
Chlorid		57		112
Sulfat		120		225

Analytik: Gesamtgehalte: Dr. Rosenberg, Hessisches Landesamt für Bodenforschung
Lösliche Anteile (Eluat nach DIN 38414 T. 4): Institut Fresenius GmbH, Taunusstein

Tab. 14. Anorganische Spurenstoffe im Grundwasser und im Beckenwasser

Element		Grundw. unbeeinflusst		Grundw. beeinflusst		Beckenwasser	
		Brunnen 10		Brunnen 4		4.9.1995	29.10.1996
		4.9.1995	29.10.1996	4.9.1995	29.10.1996		
Arsen	[µg/l]	0,13	0,3	0,58	0,46	0,22	0,54
Barium	[µg/l]	77	82	21	51	28	27
Blei	[µg/l]	0,037	0,054	0,15	0,29	0,62	0,43
Cadmium	[µg/l]	0,018	0,024	0,007	0,084	0,076	0,3
Chrom	[µg/l]	0,010	0,60	0,24	2,10	0,20	2,42
Gallium	[µg/l]	0,001	0,008	0,025	0,12	0,007	0,027
Kupfer	[µg/l]	4,36	1,89	6,36	2,75	12	18
Nickel	[µg/l]	5,33	2,79	1,69	2,32	1,43	3,88
Niob	[µg/l]	0,002	0,015	0,013	0,14	0,007	0,05
Quecksilber	[µg/l]	0,005	0,009	0,005	0,022	0,005	0,096
Rubidium	[µg/l]	0,70	0,79	0,53	1,35	2,47	2,36
Thorium	[µg/l]	0,003	0,007	0,015	0,074	0,004	0,019
Uran	[µg/l]	0,048	0,018	0,014	0,018	0,004	0,007
Vanadium	[µg/l]	0,056	0,26	0,610	1,30	0,17	1,17
Yttrium	[µg/l]	0,21	0,10	0,073	0,16	0,013	0,042
Zink	[µg/l]	6,07	9,20	6,82	8,32	76	196
Zirkonium	[µg/l]	0,009	0,022	0,11	0,61	0,029	0,28

Analytik: ICP-MS-Analysen, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

und im Grundwasser die erhöhten Konzentrationen von Kupfer, Nickel und Zink nur zum Teil aus der Mobilisierung dieser Elemente im Beckensediment stammen. Für die Praxis ist von Bedeutung, daß im Grundwasser unter diesem stark belasteten Versickerbecken der A 3 die Konzentrationen der gelösten Schwermetalle seit 22 Jahren vorwiegend unter den Prüfwerten und deutlich unter den Maßnahmenswellenwerten der LAWA (1994) variieren. Nur bei Nickel wird der obere Prüfwert von 50 µg/l zeitweilig geringfügig überschritten und bei Kupfer der obere Prüfwert von 50 µg/l zeitweilig fast erreicht. Daher ist diese örtliche Beeinflussung für das Grundwasser unbedenklich bis tolerierbar. Konzentrationswerte unter den oberen Prüfwerten der LAWA können als unbedenklich eingestuft werden. Der Konzentrationsbereich zwischen den oberen Prüfwerten und den unteren Maßnahmenswellenwerten der LAWA ist für das Grundwasser als tolerierbar anzusehen. Die Ergebnisse dieser Langzeituntersuchungen sind unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten auch auf andere Versickerbecken übertragbar.

Die Mobilität der Schwermetalle kann vor allem durch Absinken der pH-Werte in den sauren Bereich, durch Bildung von löslichen Komplexen und durch Kationenaustausch erhöht werden.

Die pH-Werte des Beckenwassers liegen seit Mai 1973 überwiegend im neutralen bis schwach sauren Bereich (5,9–8,2, arithmetisches Mittel 6,7) und spielen daher für die Mobilisierung einiger Schwermetalle im Beckensediment nur zeitweilig eine geringe Rolle. Die Erniedrigung der pH-Werte durch Bildung von H₂S im Beckensediment bleibt in der Regel auf das Sediment-Porenwasser-

System beschränkt. Daher sollte das Aufwirbeln von anaeroben Beckensedimenten durch kurzzeitigen Zufluß großer Wassermengen und damit eine Erhöhung der Mobilität einiger Schwermetalle im aeroben Milieu vermieden werden. Im Versickerbecken der A 3 wird das Aufwirbeln von Beckensedimenten durch den flächenhaften Bewuchs der Beckensohle mit Rohrkolben weitgehend verhindert.

Der Einfluß der Chloridkonzentrationen auf die Löslichkeit der Schwermetalle ist unterschiedlich. In chloridhaltigem Wasser gehen vor allem Cadmium und Zink durch Bildung von Chlorokomplexen verstärkt in Lösung (Bauske & Goetz 1993). Da hohe Chloridkonzentrationen im Beckenwasser nur an wenigen Tagen des Jahres auftreten (1973–1996: Max. 3175 mg Cl/l, Min. 1,1 mg Cl/l) ist dieser Mobilisierungsvorgang nur kurzzeitig wirksam.

Experimentelle Untersuchungen von Zereini (1997) erbrachten, daß die Löslichkeit von Platin und Rhodium aus Abgaskatalysatoren im pH-Bereich 3–9 gering ist (Pt 0,01–0,03 %, Rh 0,05 %) und sie von NaCl-Konzentrationen bis zu 1 000 mg/l relativ wenig beeinflusst wird.

Neben den zeitweilig auftretenden löslichen Chlorokomplexen können im Becken organische Komplexbildner, vor allem Fulvo- und Huminsäuren sowie niedermolekulare organische Verbindungen, die Löslichkeit der Schwermetalle beeinflussen und ihren Eintrag in das Grundwasser erhöhen.

Im Beckensediment angereicherte anorganische Spurenstoffe treten im Beckenwasser und in dem vom Becken beeinflussten Grundwasser (Br. 4) im Vergleich zum unbeeinflussten Grundwasser oberstrom (Br. 10)

zum Teil auch in erhöhten Konzentrationen auf (Tab. 14). Aufgrund der geringen Abstandsgeschwindigkeiten von < 1 m/d reicht der durch anorganische Spurenstoffe und organische Substanzen deutlich beeinflusste Grundwasserbereich max. 100 m in den Grundwasserunterstrom des Versickerbeckens der A 3.

In zahlreichen Versickerbecken an hessischen Straßen wachsen Rohrkolben, Binsen und andere Pflanzen, die keine Beeinflussung durch Straßenabflüsse zeigen. In dem am stärksten belasteten Becken der A 3 ist aber in den Stengeln der Rohrkolben eine deutliche Anreicherung straßenverkehrsspezifischer Schwermetalle nachzuweisen. Im Vergleich zu unbelasteten Standorten

wurden folgende maximale Anreicherungsfaktoren ermittelt: Zink 8,9; Chrom 7,4; Blei 5,4; Kupfer 3,9; Nickel 2,1 und Cadmium 1,5. Trotz dieser Metallanreicherungen sind an den einjährigen Rohrkolben und an den Binsen keine Schäden erkennbar.

Beckensedimente sind Bereiche intensiver biologischer Stoffumwandlungen und geochemischer Festlegung. Die mikrobiologischen Aktivitäten sind an den aus dem Sediment aufsteigenden Gasblasen erkennbar. In der Eisedecke auftretende Gasblasen zeigen, daß auch bei niedrigen Temperaturen unter der Eisedecke gasförmige Stoffwechselprodukte entstehen.

6. Schlußfolgerungen

Der größte Teil der im Straßenabfluß enthaltenen partikulären und sorbierbaren Stoffe wird durch die Filterwirkung des Bodens und den Auskämmeffekt der Pflanzen sowie durch die Sorption an Schwebstoffen und Eisenhydroxiden vor der Versickerung des Wassers zurückgehalten. Dadurch entstehen in Versickeranlagen schluffige Ablagerungen mit unterschiedlichen Ton- und Sandanteilen. Kennzeichnend für diese Sedimente ist eine Anreicherung straßenspezifischer Stoffe, vor allem in der Tonfraktion. Da mit dem Straßenabfluß in Form von Schwebstoffen immer neue Sorptionsflächen geliefert werden, ist eine deutliche Abnahme der Sorptionskapazität der Beckensedimente nicht zu befürchten.

Die mit dem Wind transportierten Stoffe werden großflächig im Straßenumfeld verteilt und belasten dort die Böden, vor allem die Oberböden. Durch den natürlichen Abtrag der Oberböden gelangen die straßenspezifischen anorganischen und organischen Stoffe in die rezenten Sedimente von Gräben, Geländemulden und oberirdischen Gewässern.

Blei, Platin, Palladium und Rhodium sind aufgrund ihrer geringen geochemischen Mobilität in rezenten, nicht umgelagerten Sedimenten Zeitmarken für anthropogene Aktivitäten.

Während anorganische Stoffe beim Transport und in den Sedimenten trotz Änderung ihrer Bindungsformen und Konzentrationen als Stoffe erhalten bleiben, werden viele organische Substanzen durch Photolyse, Hydrolyse und Biolyse in Sekundärprodukte umgewandelt. Dieses unterschiedliche Stoffverhalten ist bei Untersuchungen über den Einfluß anthropogener Emissionsquellen auf rezente Sedimente zu berücksichtigen, z. B. durch Bestimmung organischer Sekundärprodukte.

Die Stoffkonzentrationen im Sediment hängen wesentlich von der Verkehrsmenge der Straße ab. Bei Straßen mit einem DTV > 15000 Kfz sollte auf die Reini-

gungsleistung von Versickeranlagen größerer Wert gelegt werden als auf ihre Versickerleistung. Den Versickeranlagen vorgeschaltete Absetzanlagen sind für den qualitativen Gewässerschutz wirkungsvoll, wenn sie nicht nur Sand, sondern auch Schluff und Ton zurückhalten.

Der Einfluß von Versickerbecken auf die Grundwasserbeschaffenheit ist am geringsten, wenn die Becken ständig Wasser führen (keine Trockenrisse, besonders günstige Bedingungen für den Abbau organischer Substanzen), Beckensohle und Beckenränder bewachsen sind und die Durchlässigkeit des Untergrundes im k_f -Wert-Bereich 10^{-4} – 10^{-5} m/s liegt. Bei einem Untergrund mit größeren oder kleineren Durchlässigkeiten sollte unter der versickerungswirksamen Fläche der obere Teil des Sickerraumes (mindestens 1 m) durch Material mit k_f -Werten von 10^{-4} m/s ersetzt werden. Eine Unterschreitung der Mächtigkeit des ausgetauschten Bodens von 1 m ist in Einzelfällen vertretbar, vor allem dort, wo die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers < 3 m/d ist.

Die Auswirkungen der Stoffanreicherungen in Beckensedimenten auf das Grundwasser liegen im unbedenklichen bis tolerierbaren Bereich. Anthropogene Stoffanreicherungen sind tolerierbar, wenn ihr Freisetzungspotential unter natürlichen Gegebenheiten so gering ist, daß zwar eine Beeinflussung aber keine Beeinträchtigung der Schutzgüter zu erwarten ist. Die anorganischen und organischen Stoffanreicherungen sind in den meisten Fällen auch für die Vegetation der Versickeranlagen tolerierbar.

Nach den vorliegenden Langzeituntersuchungen ist die Entfernung der Beckensedimente aus Gründen des Grundwasserschutzes in vielen Fällen nicht notwendig, weil sie keine weitreichenden Belastungsherde für das Grundwasser darstellen. Aus der Sicht des Gewässerschutzes sind straßenspezifische Stoffanreicherungen im Straßenrandbereich sowie in Absetz- und Versicker-

becken leichter kontrollierbar und daher eher tolerierbar als in Sedimenten von oberirdischen Gewässern.

Die Sedimente vieler Absetz- und Versickerbecken sind aufgrund der verdünnenden Wirkung der Sandfraktion kein Sonderabfall. Bei ihrer Entfernung aus technischen (wesentliche Minderung des Speicherraumes) oder anderen Gründen sollte nicht durch Abtrennen der Tonfraktion ein Teil dieser Sedimente zum Sonderabfall

gemacht werden. Bei Beckensedimenten mit hohen Schwermetallkonzentrationen, wie im Becken der A 3, ist es dagegen in vielen Fällen zweckmäßig, die hoch belastete Tonfraktion und den belasteten Schluff von der wenig belasteten Sandfraktion zu trennen, um das Volumen des Sonderabfalls gering zu halten und den abge siebten Sand im Straßenbau wieder zu verwerten.

7. Schriftenverzeichnis

- Bauske, B. & Goetz, D. (1993): Effects of Deicing-Salts on Heavy Metal Mobility. - *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 21(1993) 1: 38-42; Weinheim.
- Bärtsch, A. & Schlatter, C. (1988): Platinemissionen aus Automobil-Katalysatoren. - *Schriftenreihe Umweltschutz*, 95: 1-57; Bern.
- Brod, H. G. (1979): Die Auswirkungen von Auftausalzen auf Boden, Oberflächen- und Grundwasser entlang von Bundesautobahnen. - *Diss. Univ. Gießen*: 137 S.; Gießen.
- Brod, H. G. (1995): Risiko-Abschätzung für den Einsatz von Tausalzen. - *Ber. d. Bundesanstalt f. Straßenwesen. - Verkehrstechnik*, H. V 21: 62 S.; Bergisch-Gladbach (Hrsg. BAST).
- DIW, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (1996): *Verkehr in Zahlen 1996*. - Bundesverkehrsministerium: 392 S.; Berlin.
- Förstner, U. & Müller, G. (1974): *Schwermetalle in Flüssen und Seen*. - 225 S.; Berlin-Heidelberg-New York (Springer).
- Gallenkemper, B., Fritsche, M. & Becker, G. (1992): Schadstoffgehalte von Bankettschäl- und Kehrgut und deren umweltverträgliche Entsorgung. - *Forschungsbericht FE-Nr. 03.229 R 901*, Fachhochschule Münster, Fachbereich Bauingenieurwesen, Abschlussbericht: 162 S.; Münster.
- Golwer, A. & Schneider, W. (1983): Untersuchungen über die Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen toxischen Spurenstoffen. Untersuchungen über die Belastung des Grundwassers mit organischen Stoffen im Bereich von Straßen. - *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, H. 391: 47 S.; Bonn-Bad Godesberg.
- Golwer, A. & Zereini, F. (1998): Anreicherung anorganischer Stoffe in Sedimenten eines Versickerbeckens der Bundesautobahn A 3 bei Frankfurt am Main. - *Straße + Autobahn* 49 (4): 189-199; Bonn.
- Gösswein, K. (1980): Untersuchung der Feuerverzinkung an Schutzplanken. - *Untersuchungsber. f. Studiengesellschaft f. Stahlleitplanken e.V.*, 43 S.; Siegen.
- Grimmer, G., Böhnke, H. & Glaser, A. (1977): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Abgas von Kraftfahrzeugen. - *Erdöl und Kohle-Erdgas-Petrochemie*, 30 (9): 411-417; Leinfelden-Echterdingen.
- Grimmer, G. & Voigtsberger, P. (1980): Einfluß des Aromatengehaltes des Kraftstoffes auf die Emission von PAH aus Pkw-Ottomotoren. - *Erdöl und Kohle-Erdgas-Petrochemie*, 33 (5): 226; Leinfelden-Echterdingen.
- Grimmer, G., Hilge, G. & Niemitz, W. (1980): Vergleich der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoff-Profile von Klärschlammproben aus 25 Kläranlagen. - *Vom Wasser*, 54: 255-272; Weinheim.
- Heinrichs, H. (1993): Die Wirkung von Aerosolkomponenten auf Böden und Gewässer industrierefer Standorte: eine geochemische Bilanzierung. - *Habilitationschrift, Univ. Göttingen*: 119 S.; Göttingen.
- Hertel, R. F., König, H. P., Inacker, O. & Mallessa, R. (1990): Nachweis der Freisetzung und Identifizierung von Edelmetallen im Abgasstrom von Katalysatorfahrzeugen. - *Edelmetallemissionen: 16-21*; München (Ges. f. Strahlen- u. Umweltforschung mbH [GSF]).
- Hildemann, L. M., Markowski, G. R. & Cass, G. R. (1991): Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. - *Environ. Sci. Technol.*, 25: 744-759.
- Jäger, P. & Cordt, G. (1988): Zum Problem der Straßentunnelwaschwässer aus der Sicht des Gewässerschutzes. - *Österreichische Wasserwirtschaft*, 40, (3/4): 74-80; Wien-New York.
- Knobloch, S. (1993): Bestimmung von Platin in katalysiertem Autoabgas mittels ICP-MS. - *Diss. Univ. Hannover*: 110 S.; Hannover.
- Krauth, Kh. (1976): Pilotstudie über die Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser in Abhängigkeit örtlicher und verkehrlicher Gegebenheiten. - *Pilotstudie im Auftrag des BMV*: 74 S.; Stuttgart.
- Krauth, Kh. & Stotz, G. (1994): Qualitativer und quantitativer Einfluß von Absetzanlagen auf den Betrieb von Versickerbecken. - *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, H. 672: 122 S.; Bonn-Bad Godesberg.
- Lange, G. & Moog, K.-H. (1995): Potentielle Beeinträchtigung des Grundwassers durch den Verkehr. - *DVWK-Materialien*, 3/1995: 234 S.; Bonn.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1994): *Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden*. - 19 S.; Stuttgart.
- Messerschmidt, J., Alt, F., Tölg, G., Angerer, J. & Schaller, K. H. (1992): Adsorptive volumetric procedure for the determination of platinum baseline levels in human body fluids. - *Fresenius J. Anal. Chem.*, 343, 391-394; Berlin-Heidelberg (Springer).
- Muschack, W. (1989): *Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung*. - *Vom Wasser*, 72: 257-282; Weinheim.
- Reinirkens, P. (1991): Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser. - *Forschungsbericht FE-Nr. 02.129 G 88 L*, Ruhr-Univ., Geographisches Institut-Geoökologie, Abschlussbericht: 170 S.; Bochum.
- Renner, I., Schleyer, R. & Mühlhausen, D. (1990): Gefährdung der Grundwasserqualität durch anthropogene organische Luftverunreinigungen. - *VDI-Berichte Nr. 837: 705-727*; Düsseldorf.
- Rosenberg, F. & Sabel, K.-J. (1996): Hintergrundgehalte umweltrelevanter Schwermetalle in Gesteinen und oberflächennahem Untergrund Hessens. *Übersichtskarte 1:300000*. - *Hess. L.-Amt Bodenforsch.*; Wiesbaden.
- Rosner, G. & Hertel, R. (1986): Gefährdungspotential von Platinemissionen aus Automobilabgas-Katalysatoren. - *Staub, Reinhaltung der Luft*, 46: 281-285.
- Rotard, W., Christmann, W., Lattner, A., Mann, W., Reichert, A., Reiss, S. & Schinz, V. (1987): Occurrence of PCDD in Motor Oils and Contaminated Soils. - *Chemosphere*, 8/9 (16): 1847-1849.
- Schlögl, R., Indlekofer, G. & Oelhafen, P. (1987): Mikropartikelemissionen von Verbrennungsmotoren mit Abgasreinigung; Röntgen-Photoelektronenspektroskopie in der Umweltanalytik. - *Angew. Chemie*, 99: 312-322; Weinheim.
- Schulz, D. (1992): Dioxine im Boden. - *In: Rosenkranz et al. (Hrsg.): Handbuch Boden-*

- schutz, KZ 1700: 76 S.; Berlin (Schmidt).
- Turekian, K. K. & Wedepohl, K. H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. - *Bull. Geol. Soc. Am.*, **72**: 175-192.
- Unger, H.-J. & Prinz, D. (1992): Schwermetalle und organische Fremdstoffe in straßen-nahen Böden und Aufwuchs. - Verkehrsbedingte Immissionen in Baden-Württemberg, **19**: 191 S.; Stuttgart (Umweltministerium Baden-Württemberg).
- UVF, Umlandverband Frankfurt (1996): Umweltvorsorge-Atlas, Kt. Luftschadstoff-Emissionen aus dem Straßenverkehr , Stoff Benzol; Frankfurt a. M.
- Wedepohl, K. H. (1995): The composition of the continental crust. - *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **59**, (7): 1217-1232; USA.
- Zereini, F. (1997): Zur Analytik der Platingruppenelemente (PGE) und ihren geochemischen Verteilungsprozessen in ausgewählten Sedimentsteinen und anthropogen beeinflussten Umweltkompartimenten Westdeutschlands. - *Berichte aus der Geowissenschaft, Frankfurt am Main, Univ., Habil.-Schr.*: 175 S.; Frankfurt a. M.
- Zereini, F., Alt, F., Rankenburg, K., Beyer, J. & Artelt, S. (1997): Verteilung von Platingruppenelementen (PGE) in den Umweltkompartimenten Boden, Schlamm, Straßenstaub, Straßenkehrgut und Wasser. - *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.*, **9** (4): 193-200; Landsberg.
- Zereini, F., Urban, H. & Lüschoff, H.-M. (1994): Zur Bestimmung von Platingruppenelementen (PGE) in geologischen Proben mittels Graphitrohr-AAS nach der Nickelsulfid-Dokimasie. - *Erzmetall*, **47**: 45-52; Leipzig.

Manuskript eingegangen am 25.2.1998, angenommen am 2.3.1998.

Thomas M. Kaiser, Thomas Keller & Walter Tanke*

Ein neues pleistozänes Wirbeltiervorkommen im Paläokarst Mittelhessens (Breitscheid-Erdbach, Lahn–Dill-Kreis)

Kurzfassung

Ein im Jahr 1993 in einem Abbau devonischer Massenkalk ange-schnittenen Höhlensystem erstreckt sich über 4 Karstniveaus, die heute im vadosen Bereich liegen. Mindestens drei Speläothemgenerationen werden morphologisch unterschieden. Klastische Sedimentkörper, die große Teile des fossilen Systems einnehmen, enthalten reiche pleistozä-

ne Wirbeltierfaunen. Der überwie-gende Teil der Wirbeltierreste gehört dem Höhlenbären *Ursus spelaeus* (Rosenmüller 1794) an. Eine herausra-gende Bedeutung des Fossilienvor-kommens besteht in der Erhaltung einer Oberflächentaphozönose, die wahrscheinlich seit dem Jungpleisto-zän nicht mehr gestört wurde. Dieser selten erhaltene Befund wird derzeit

in einem als Pilotprojekt angelegten Arbeitsprogramm dokumentiert. Da-bei kommen in der ersten Projekt-phase ausschließlich berührungsfreie Methoden der Datengewinnung wie Photogrammetrie, Laser 3D-Ver-messung und bildgebende geophysika-lische Methoden zum Einsatz.

Abstract

A substantial cave system, situated at the eastern foothills of the Westerwald Mountains (Hessia, Germany), was first opened in 1993 by limestone quarrying. The system is structured into 4 karst niveaus, which are regarded as representing stages of cyclic karst formation. All niveaus are pre-

sently in the vadose state. Clastic sedi-ments filling fossil voids have yielded two rich Pleistocene vertebrate taphocoenosis. Most specimens are identified as belonging to *Ursus spelaeus* (Rosenmüller 1794). The sig-nificance of the accumulations lies in the preservation of an undisturbed

surface taphocoenosis which probab-ly has not been disturbed since the upper Pleistocene. The site is recent-ly being investigated by an interna-tional working group. The research program has the character of a pilot study, introducing non contact meth-ods into cave palaeontology.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	72
2. Struktur des Höhlensystems	73
3. Pilotstudie zur berührungsfreien Dokumentation der Oberflächen-taphozönose des pleistozänen Höhlenbodens	74
4. Die Wirbeltiertaphozönosen	75
4.1 Taphozönosenkomplex Erdbach 1 (BE1)	75
4.2 Taphozönosenkomplex Erdbach 2 (BE2)	75
5. Relative Chronologie der Sintergenerationen und Taphozönosenkomplexe	78
6. Ausblicke auf weiterführende Untersuchungen	78
7. Schriftenverzeichnis	79

* Dr. Thomas M. Kaiser, Zoologisches Institut und Museum, Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald, Johann-Sebastian-Bach Str. 11–12, 17489 Greifswald;

Dipl.-Geol. Thomas Keller, Landesamt für Denkmalpflege Hessen, Abteilung Archäologische und Paläontologische Denkmalpflege, Schloß Biebrich, Ostflügel, 65203 Wiesbaden;

Dr. Walter Tanke, Museum für Naturkunde Dortmund, Münsterstr. 271, 44145 Dortmund.

1. Einleitung

In der Dillmulde (Abb. 1) stehen im Gebiet von Breitscheid bis Langenaubach (Mittelhessen) überwiegend biogene Massenkalken an (Kayser 1907, Lippert et al. 1970). Der sich von Breitscheid aus etwa 2 km nach Osten erstreckende oberdevonische Massenkalk (Iberg-Kalk) stellt sich heute als isoliertes Vorkommen dar. Im Norden und Süden des heutigen Auftretens wird der Block von paläozoischen Metabasalt-Decken überlagert (Nesbor et al. 1993), unter denen er im NW mit den gleichaltrigen Adorfer Kalken um Langenaubach in Zusammenhang steht. Das an der Oberfläche auf etwa 3 km² begrenzte Karbonatvorkommen gehört daher zu einem einst weit ausgedehnteren Riffkomplex. Trotz ihrer beschränkten Größe zeigt die Breitscheider Karbonat-scholle eine tiefgründige Verkarstung (Kayser 1907,

Becker 1925, Stengel-Rutkowski 1968, Böhm et al. 1985, Stein 1995). Die Aufschlüsse im Iberger Kalk sind heute an die von der Firma Kalksteinwerk Medenbach GmbH betriebenen Steinbrüche (Bachwinkel 1979) sowie einige Dolinen und Höhlen gebunden.

Durch den Kalkabbau wurden im Winter 1993 unter der Gemarkung „Hohes Feld“ die Eingänge zu einem ausgedehnten Höhlensystem angeschnitten, der Großhöhle Breitscheid-Erdbach (sog. Herbstlabyrinth-Adventhöhle-System; Hülsmann 1996). Erste Untersuchungen durch die Speläologische Arbeitsgemeinschaft Hessen ergaben ein geräumiges System fossiler und teilaktiver Hohlräume (Grubert 1996a-c, Hülsmann 1996). In den höhergelegenen Abschnitten dieses Systems wurde bereits bei den ersten Befahrungen das Vorkommen

einer pleistozänen Wirbeltierfauna erkannt. Durch den frühzeitigen Verschluss der Höhle sind in der Folgezeit nur vergleichsweise geringe Befahrungsschäden an den fossilen Inventaren entstanden.

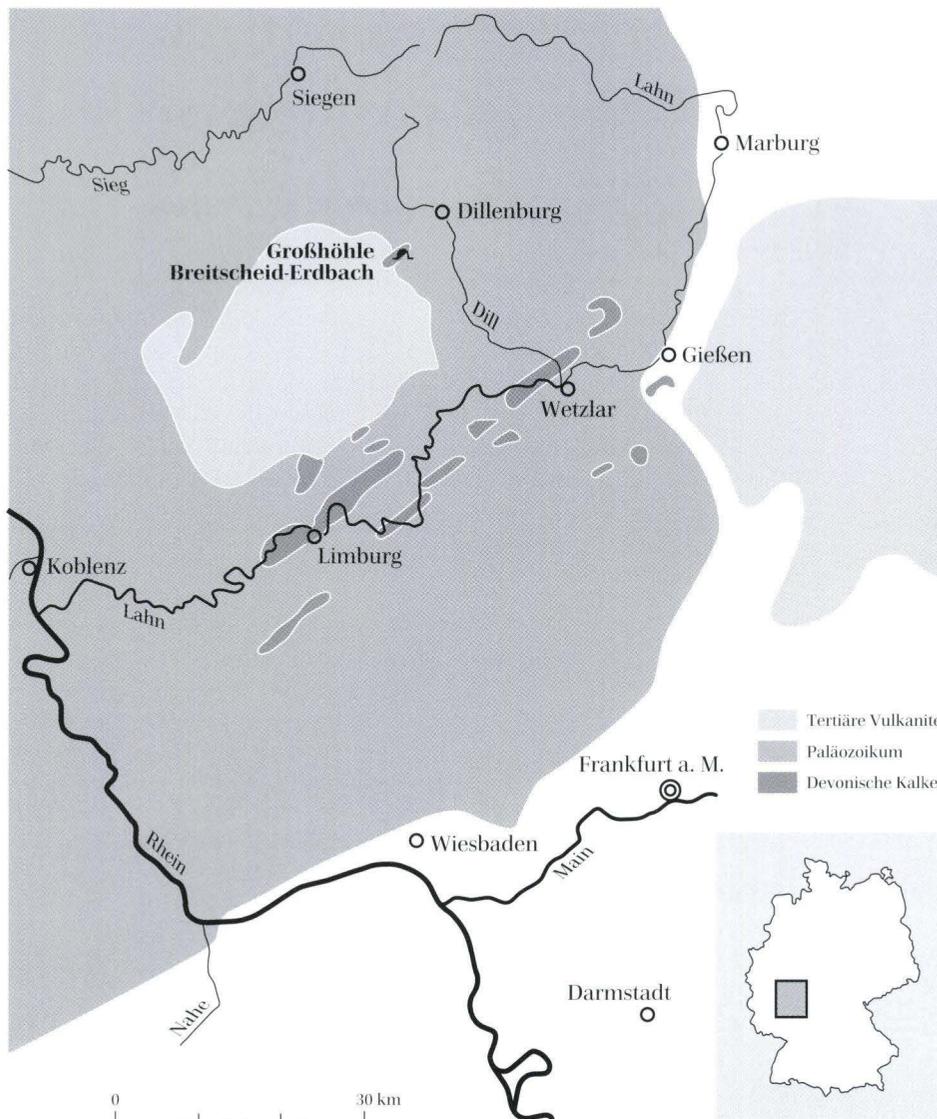


Abb. 1. Lage der Höhle am NE-Rand des Westerwaldes.

2. Struktur des Höhlensystems

Die Großhöhle Breitscheid-Erdbach ist ein deutlich horizontiertes System. Es erstreckt sich über mehrere Niveaus, die sich in Höhenlage und speläogenetischem Stadium deutlich unterscheiden. In den bislang bekannten Höhlenbereichen werden abweichend von Grubert (1996c) vier Niveaus (N1, N2, N2a und N3) unterschieden, die heute alle im vadosen Bereich liegen (Abb. 2).

N1 bildet den höchstgelegenen Komplex von teilweise luftgefüllten Karsthohlräumen. Hier befinden sich die heutigen Eingänge des Systems. N1 wird stellenweise bereits von der heutigen Geländeoberfläche geschnitten. Teile der Hohlräume sind daher mit klastischen Sedimenten verfüllt. Die überwiegend fossilen Hohlräume zeigen Reste eines phreatischen Formenschatzes, sind aber stark vados überprägt und durch Inkasion in einem fortgeschrittenen Stadium des Höhlenverfalls. Die ober-

flächennahen Kavitäten sind gänzlich verstürzt und sedimentgefüllt. N2-Hohlräume zeigen ausgeprägte phreatische Formen, die stellenweise vados überprägt sind. Inkasion spielt eine untergeordnete Rolle. Grobklastische Sedimente verfüllen die Basis dieses Niveaus und verdecken wahrscheinlich den größten Teil der vadosen Inventare. Das Niveau N2a vermittelt topographisch zwischen N2 und N3. Das speläogenetische Stadium entspricht N2. N3-Hohlräume zeigen phreatische Formen ohne wesentliche vados Überprägung. Mächtige feinklastische Sedimentkörper kennzeichnen diesen von einem temporären Gravitationsgerinne durchflossenen Höhlenabschnitt. Speläotheme sind in großer Formenvielfalt in allen postulierten Karstniveaus (N1-N3) entwickelt (Abb. 2). Wirbeltiertaphozönosen sind in Einfüllungen der Karstniveaus N1, N2 und N2a erhalten.

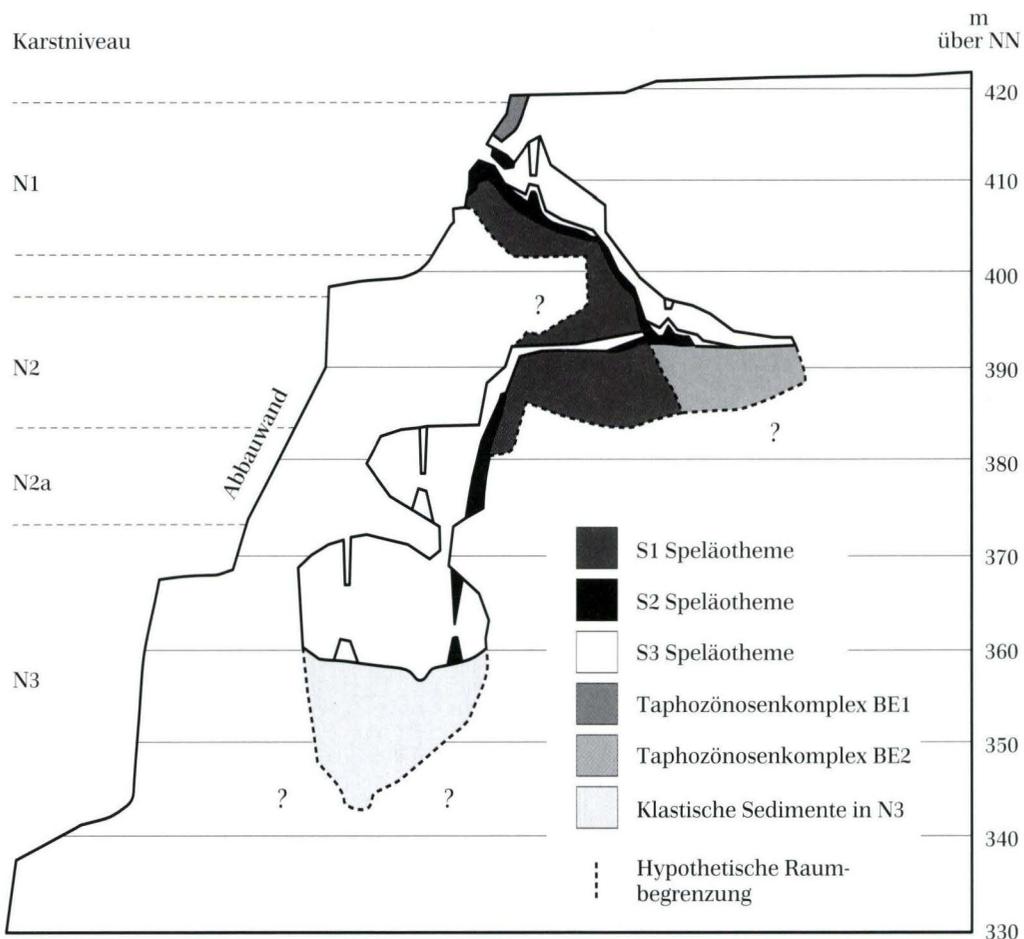


Abb. 2. Generalisierter Aufriß (Nord-Süd) der bislang bekannten Abschnitte des Höhlensystems Breitscheid-Erdbach. Mindestens 4 Karstniveaus (N1-N3) und eine Abfolge von mindestens 3 Speläothemengenerationen (S1-S3) werden morphologisch unterschieden. Die Taphozönosen BE1 und BE2 sind an die Karstniveaus N1, N2 und N2a gebunden.

3. Pilotstudie zur berührungsfreien Dokumentation der Oberflächentaphozönose des pleistozänen Höhlenbodens

Die ungewöhnlich gute Erhaltung der in N2 überlieferten Wirbeltiertaphozönose bietet die seltene Gelegenheit zur umfassenden Dokumentation eines pleistozänen Höhlenbodens mit seiner ungestörten Oberflächentaphozönose. Die Oberflächenbefunde werden daher zunächst unter ausschließlicher Anwendung berührungsfreier Methoden dokumentiert. Die Arbeiten haben den Charakter einer Pilotstudie, deren Ergebnisse die Grundlage bilden werden für alle weiteren Untersuchungen des Objektes, sowie für die zukünftige Vorgehensweise bei der Bearbeitung ähnlich bedeutender höhlengebundener Fossilenvorkommen. Eingriffe in den Sedimentkörper werden in dieser ersten Bearbeitungsphase weitgehend ausgeschlossen.

Die fotogrammetrische Dokumentation liefert die Daten für ein hochauflösendes digitales 3D-Modell der fossilführenden Höhlenabschnitte einschließlich der asso-

ziierten Speläotheme. Dieses Modell soll eine Aufsicht des Höhlenbodens liefern, die eine genaue Lagebestimmung jedes Oberflächenbefundes ermöglicht. Die fotogrammetrische Dokumentation wird mit einem Laser Mess-System kalibriert. Diese erst seit kurzem verfügbare Methode der hochgenauen berührungslosen Vermessung wird erstmals in einem Höhlensystem eingesetzt. Sie ersetzt frühere ungenaue Handvermessungen und liefert ein hochauflösendes topographisches Modell.

Der im Steinbruchprofil aufgeschlossene Sedimentkörper des hypothetischen Karstniveaus N1 wurde beprobt und petrographisch untersucht. Die Präparation von Wirbeltierfossilien aus den karbonatgebundenen Fazies erfolgt durch Freilösung in 5 %iger Essigsäure. In einem gestörten Bereich der Oberflächentaphozönose in N2 wurde eine paläontologische Beprobung durchgeführt.

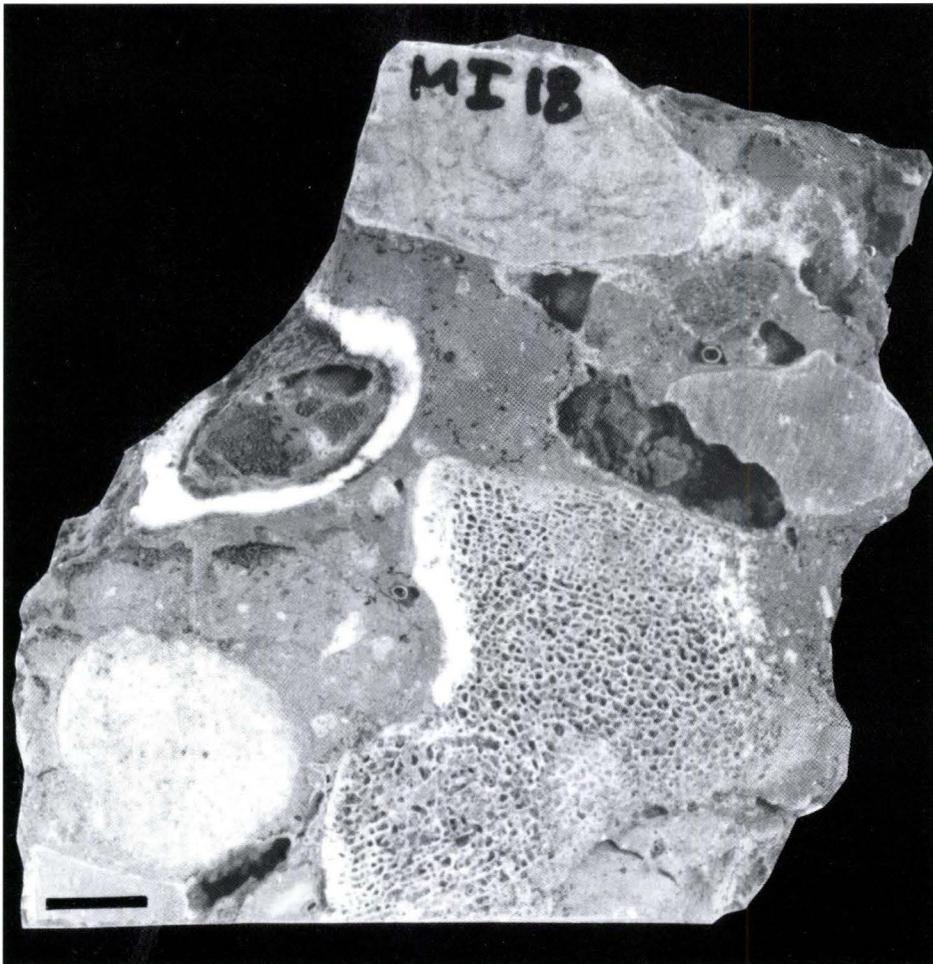


Abb. 3. Handstück (BEI 18/98) aus der Taphozönose BEI im Anschliff. Wirbel und Langknochen des Höhlenbären (*Ursus spelaeus*) sowie kantengerundete Massenkalkfragmente (oben) und verrundete Sinterfragmente (unten links) bilden die größeren Einschlüsse in tonig-siltiger Höhlenlehm-matrix. Diese Matrix ist reich an kleineren Knochenfragmenten und gerundeten Sinter- und Massenkalkbruchstücken. Die pelitische Innenfüllung des Langknochens (linker Rand, Mitte) unterscheidet sich von der abschließenden Fazies. Sie deutet auf ausgeprägte Transporteinstimmung bei der Bildung der Lagerstätte. Mehrere Generationen matrix- bzw. kalkzementgefüllter Risse sowie sekundäre Kavernen im Sediment belegen wiederholte mechanische Beanspruchung und Schrumpfungsvorgänge. Jüngere nicht verfüllte Hohlräume sind ausnahmslos mit phreatischem (meteorischem) Kalzitement ausgekleidet. Eine Sinterlage (im oberen Teil des Handstückes, rechts des beschrifteten Massenkalk-Gerölls) schließt die Abfolge im Hangenden ab. Maßstab: 1 cm.

4. Die Wirbeltiertaphozönosen

In den Niveaus N1, N2 und N2a haben sich ausgedehnte Ansammlungen von Wirbeltierfossilien erhalten, deren Vorkommen wahrscheinlich an diese Karstniveaus gebunden sind. Der höchstgelegene Taphozönosenkomplex (Erdbach; BE1) ist in der Abbauwand des Steinbruches aufgeschlossen. Er ist an Sedimentkörper gebunden, die dem fossilen Höhlenniveau N1 zugeordnet werden (Abb. 2). Fossilienvorkommen in den Niveaus N2 und N2a werden als Taphozönosenkomplex Erdbach 2 (BE2) zusammengefaßt. Dieser Komplex ist nicht im Steinbruchprofil aufgeschlossen. Die Faunenreste sind Bestandteil eines klastischen Sedimentkörpers, der in einem Höhlenabschnitt von 105 m Länge das Bodensediment bildet (Abb. 2, 7, 8). In östlicher Richtung ist dieser Höhlenabschnitt durch Versturzmassen plombiert. Die Taphozönosenkomplexe BE1 und BE2 weisen eine Höhendifferenz von im Mittel 25 m auf. Aus N3 sind noch keine Fossilien belegt.

4.1. Taphozönosenkomplex Erdbach 1 (BE1)

Der Komplex BE1 ist auf absoluten Höhen zwischen 400 und 420 m ü. NN aufgeschlossen. Es treten Wechselagerungen von Sinterbänken und fein- bis gröberklastischer Fazies auf. Versturzmassen, Gerölle und Wirbeltierknochen liegen in fein- bis grobkörniger Matrix vor, die zum Teil pelitisch dominiert ist (Abb. 3, 4). Versturzmassen und eingeschwemmter Oberflächendetritus bilden das Hangende des Vorkommens. Mehrere Generationen matrix- bzw. kalkzementierter Risse sowie sekundäre Kavernen im Sediment belegen wiederholte mechanische Beanspruchung und Schrumpfungsvorgänge (Abb. 3). Wirbeltierfossilien sind in den Sinterbänken und den fein- bis gröberklastischen Lithofazies durch Fischwirbel, Chiroptera (Abb. 4, 6), Lagomorpha, Rodentia, *Martes sp.* (Abb. 5) und den Höhlenbären *Ursus spelaeus* (Rosenmüller 1794; Abb. 3) nachgewiesen. Chiropterenreste überwiegen. Die pelitische Innenfüllung von Langknochen unterscheidet sich von der umschließenden Fazies (Abb. 3). Sie belegt eine ausgeprägte Transporteinwirkung bei der Bildung der Lagerstätte.

4.2. Taphozönosenkomplex Erdbach 2 (BE2)

An keiner Stelle des annähernd horizontalen Höhlenabschnittes ist der Höhlenboden ohne Sedimentüberdeckung zugänglich. Mächtigkeit und Volumen des Sedimentkörpers sind daher noch weitgehend unbekannt.

Die von Bohnerzen, Sinterfragmenten, Massenkalkgeröllen, Versturzmassen und Knochen durchsetzte klastische Lithofazies liegt in tonig-lehmig gebundenem Gefüge vor. Die Säugetierfossilien sind in großer Zahl fast ohne Sedimentbedeckung auf der Oberfläche des Höhlenbodens aufgeschlossen (Abb. 7, 8). Fossilien einschüsse sind Knochenfragmente und vollständige Skelettelemente, die überwiegend dem *Ursus spelaeus* (Rosenmüller 1794) zuzuordnen sind. Es sind ferner *Equus sp.*, ein Rhinocerotide und ein großer Bovide durch isolierte Fußknochen belegt.

Eine Beprobung des Oberflächenbefundes in einem durch Amateurbegehungen gestörten Bereich erbrachte Hinweise auf eine mittel-würmzeitliche Datierung der Bärenpopulation (Gernot Rabeder, pers. Mitt.). Die oberflächlich lagernden Fossilien liegen in einer Erhaltung vor, die sich durch eine weitgehende Reduzierung der organischen Knochenmatrix auszeichnet. Speläotheme sind in großer Formenvielfalt auf die Knochenreste aufgewachsen (Abb. 7, 8).

Im Oberflächenbefund sind auch stark verrundete

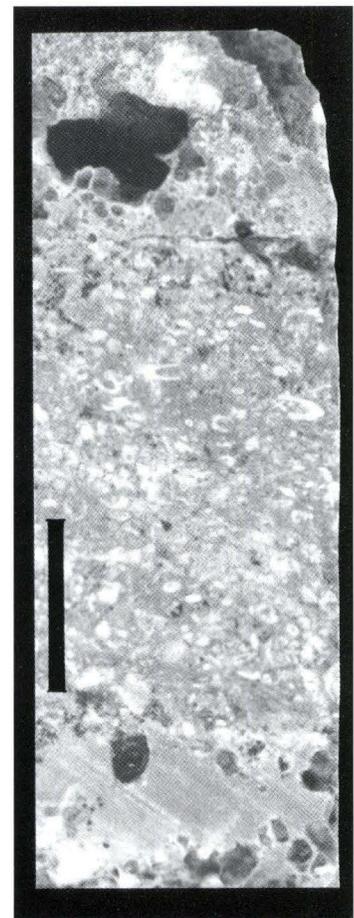


Abb. 4. Ansammlungen von Kleinsäugerresten überwiegen in Taphozönose BE1. Oberhalb einer geringmächtigen pelitischen Lage (Basalseite des Handstückes BE1 Ta3) folgen 3 cm mächtige tonig-siltige Fazies mit Einschlüssen von Kieferfragmenten, Langknochen und isolierten Zähnen von Chiropteren. Gerundete Sinterfragmente bis 5 mm Durchmesser und Massenkalkkörner bis 0,7 mm Durchmesser treten vereinzelt darin auf. Die Medullarkavitäten der Langknochenfragmente sind sedimentgefüllt. Maßstab: 1 cm.

Gerölle nachgewiesen. Kantenverrundung ist auch an zahlreichen Skelettelementen entwickelt. Mit Ausnahme von vereinzelt Chiropterenresten sind makroskopi-

sche holozäne Komponenten bislang auf dem Höhlenboden nicht dokumentiert. Dies trifft auch für anthropogene Einträge und menschliche Lebensspuren zu.



Abb. 5. Ein Vorkommen von Knochenresten eines Musteliden, aufgeschlossen in der Abbauwand des Steinbruchs innerhalb des Taphozönosenkomplexes BE1. Die Knochenreste (BE1 2/98) sind in einer lehmigen "Zwickelfüllung" zwischen verstützten Sintermassen erhalten (etwas unterhalb der Bildmitte).



Abb. 6. Chiropterenreste (Schädel und Langknochen) in einer Sinterbank des Komplexes BE1. Die isolierten Skelettelemente gehören wahrscheinlich verschiedenen Individuen an. Maßstab: 5 mm

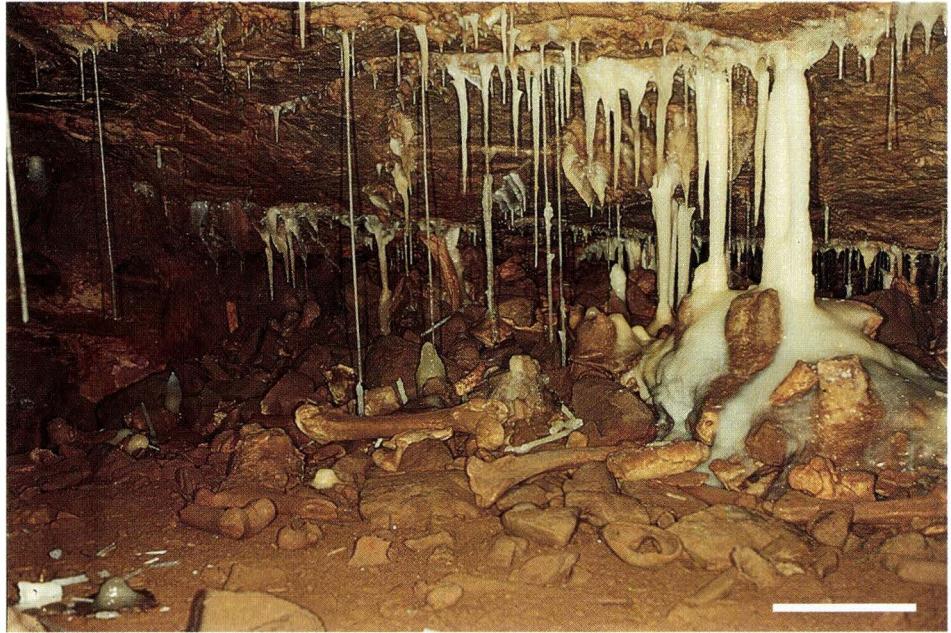


Abb. 7. Der Taphozöosenkomplex BE2. Isolierte Skelettelemente von *Ursus spelaeus* bilden die Oberflächentaphozönose. Nur ausnahmsweise überlagern hier weiße Speläotheme der Sintergeneration S3 die Fossilien. Gebrochene Sinterröhrchen sind wahrscheinlich auf Sprengungen im Steinbruch zurückzuführen. Maßstab: 30 cm.

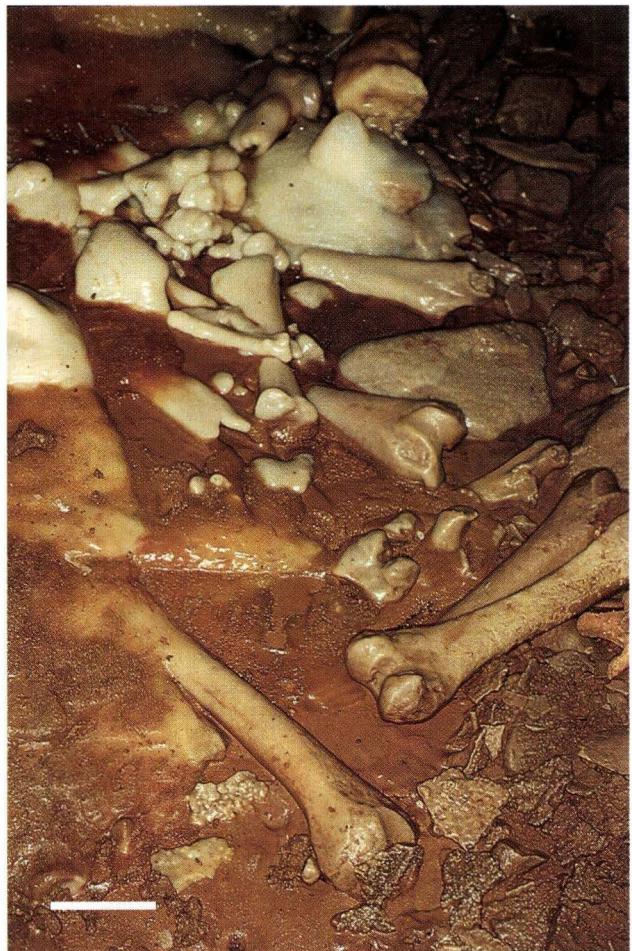


Abb. 8. Isolierte Skelettelemente von *Ursus spelaeus*, (überwiegend Femora; Komplex BE2) eingebettet in eine Bodensinterplatte der Speläothemengeneration S3. Maßstab: 10 cm.

5. Relative Chronologie der Sintergenerationen und Taphozöosenkomplexe

Mindestens drei unterschiedlich alte Speläothemgenerationen (S1-S3) treten in den bislang bekannten Höhlenteilen morphologisch in Erscheinung. Massive, durch Toneinlagerungen braun gefärbte Sintermassen erreichen innerhalb der Gangquerschnitte raumfüllende Dimensionen. Diese Speläotheme sind inaktiv und teilweise stark korrodiert. Sie werden als die älteste vertretene Sintergeneration (S1) angesehen. S1-Speläotheme sind bislang in den Niveaus N2a und N3 nicht nachgewiesen (Abb. 2). Auf S1 aufgewachsen sind weiß oder gelblich-braun gefärbte Speläotheme, die überwiegend Stalagmitengruppen und ausgedehnte Wand- und Bodenversinterungen bilden. Diese postulierte Sintergeneration (S2) ist in allen Niveaus (N1-N3) entwickelt. Die jüngsten Speläotheme des Systems sind auf die Populationen S1 und S2 aufgewachsen. Die geringmächtigen reinweißen Bildungen werden als Speläothemgeneration S3 morphologisch abgegrenzt. S3 bildet die gegenwärtig aktive Sintergeneration; sie ist in allen bekannten Höhlenbereichen überwiegend mit Sinterröhrchen, Excentriques, Deckenzapfen und kleinen Kerzenstalagmiten entwickelt. Die auf BE2-Fossilien aufgewachsenen Speläotheme gehören wahrscheinlich den jüngeren dieser Generationen (S2 und S3) an, wobei S2 zum Zeitpunkt der Einlagerung möglicherweise bereits aktiv war.

Der Komplex BE1 mit den assoziierten Sedimentkörpern wird als Einfüllung des verstürzten und teilweise bereits der Erosion zum Opfer gefallenen Karststockwerks N1 interpretiert. Da BE1 und BE2 eine Höhendifferenz von im Mittel 25 m aufweisen, wird angenommen, daß die aufnehmenden Karsthohlräume unterschiedlich

chen Niveaus (N1 und N2) angehören. Es ist wahrscheinlich, daß diese Niveaus im Sinne von Sawicki (1909) Stadien zyklischer Verkarstung darstellen. Die mit BE1 assoziierten Hohlräume (N1) wären dann älter, als jene Höhlenabschnitte (N2 und N2a), die BE2 beherbergen.

Die Verrundung von Karbonateinschlüssen und Fossilien im Komplex BE1 gibt erste Hinweise auf die Beteiligung fluviatiler Vorgänge (Abb. 3). Auch Komplex BE2 zeigt klastische Einschlüsse mit deutlicher Verrundung, die eine erhebliche Umlagerung von Fossilanden vor der endgültigen Einbettung in BE2 nahelegen. BE1 und BE2 werden daher als zumindest partiell allochthone Komplexe interpretiert. Die primäre Lagerstätte der BE2-Fossilien wird im höhergelegenen Niveau (N1) oder in einem bereits der Denudation zum Opfer gefallenen hypothetischen Niveau (N0) angenommen. Ein horizontaler Eintrag auf Niveau N2 erscheint gleichfalls möglich. Die postulierte horizontale Fortsetzung des phreatischen Gangsystems, welches BE2 enthält, ist heute jedoch in östlicher Richtung plombiert.

Die ungestörte Erhaltung des pleistozänen Höhlenbodens und das Fehlen von holozänen Komponenten in der Oberflächentaphozönose machen es wahrscheinlich, daß das System nach der Einlagerung der Fossilien in BE2 für größere Säugetiere nicht mehr zugänglich war. Der heutige Zugang zur Höhle ist nur unter Überwindung von Steilstufen möglich. Sollte die Höhle als Winterquartier von Großsäugetieren aufgesucht worden sein, ist der heutige Zugang nicht identisch mit den pleistozänen Zugängen. Diese sind wahrscheinlich plombiert und konnten bislang noch nicht lokalisiert werden.

6. Ausblicke auf weiterführende Untersuchungen

Seit 1995 beschäftigt sich eine multidisziplinäre Arbeitsgruppe mit Fragen der Genese des Höhlensystems und seiner Fossilienlagerstätten (Kaiser 1997). Die Arbeiten erwachsen aus Notbergungen und Geländeaufnahmen, um Befunde vor Sprengungen, Verschüttung und Verwitterung zu dokumentieren. Einer der Schwerpunkte der gegenwärtigen Untersuchungen ist die relative Chronologie der Abfolge tektonischer, geomorphologischer, speläogenetischer und taphonomischer Prozesse im Breitscheider Karst. Hinweise auf die Existenz gekappter Paläokarstniveaus werden von einer systematischen Auswertung der Luftaufnahmen erwartet. Mächtigkeit und Zusammensetzung des Sedimentkörpers in N2 und der assoziierten Taphozönose BE2 sollen

durch Bodenradar zerstörungsfrei kartiert werden. Die taxonomische Bearbeitung der Chiropteren- und Rodentierfauna aus BE1 läßt wichtige paläoklimatische Informationen erwarten.

Das angestrebte Modell von Höhle und Fossilagerstätte wird eine deutliche Einschränkung von Befahrungen ermöglichen und so einen wichtigen Beitrag zur angestrebten Erhaltung der Oberflächentaphozönose leisten.

Nach Abschluß der Pilotstudie werden Bohrkern aus gewählter Speläothemmassen entnommen. Die Proben stehen dann für die Datierung der postulierten Sintergenerationen sowie zur Auswertung paläoklimatischer Daten zur Verfügung. Die klastischen Sedimentkörper sollen in dieser Bearbeitungsphase von der Geländeober-

fläche durch Kernbohrungen erschlossen werden. Eine punktuelle paläontologische Sondierungsgrabung soll sich anschließen. Den Sedimenten in der Großhöhle Breitscheid-Erdbach wird eine große Bedeutung als Klimaarchiv des östlichen Westerwaldes eingeräumt. Von den sich anschließenden palynologischen und geochemischen Untersuchungen werden wichtige Impulse zur Rekonstruktion der Klimageschichte dieses Raumes erwartet.

Danksagung: Herr Manfred Lang, Betriebsleiter der Kalksteinwerke Medenbach GmbH, erteilte die Erlaub-

nis zur Arbeit im Betriebsgelände, stellte topographische Unterlagen des Steinbruchs zur Verfügung und leistete vielfältige logistische Unterstützung. Dipl.- Biol. Christina Seiffert, Forschungsinstitut Senckenberg (Frankfurt), und Herr Roland Heuser, Speläologische Arbeitsgemeinschaft Hessen, unterstützten uns bei der Geländearbeit. Dr. Michael Wuttke, Landesamt für Denkmalpflege Rheinland Pfalz (Mainz), stellte Geräte für die technische Aufbereitung von Gesteinsproben zur Verfügung. Dr. Fritz-Rudolf Herrmann, Landesamt für Denkmalpflege Hessen (Wiesbaden) vermittelte einen Druckkostenbeitrag der Archäologischen Gesellschaft Hessen e. V. Ihnen allen gilt unser herzlichster Dank.

7. Schriftenverzeichnis

- Bachwinkel, C. (1979): Der geologische Rahmen des Kalkstein-Vorkommens Medenbach der Barbara Rohstoffbetriebe GmbH. Eine Feinstratigraphie und Kalkpetrographie des Kalksteinvorkommens Medenbach. - Unveröff. Dipl.-Arb., Geologisches Institut der Universität Clausthal.
- Becker, H. K. (1925): Höhlen zwischen Herborn und Langenaubach. - Mitt. über Höhlen- und Karstforschung, 1925: 1-3; Berlin.
- Böhm, R., Kraus, D., Stein, G. & Steiner, H. (1985): Karst und Höhlen in der Dillmulde. - Karst und Höhle, 1984/85: 101-114; München.
- Grubert, C. (1996a): Neuland in Hessen. - Mitt. Verb. dt. Höhlen- u. Karstforsch., 2, 1996; München.
- Grubert, C. (1996b): Zum Stand der Forschung im Erdbach-Breitscheider Karst. - Jahresbericht 1995 d. Speläologischen Arbeitsgemeinschaft Hessen e.V.: 22-31; Hannover.
- Grubert, C. (1996c): Zum Alter und zur Genese des Herbstlabyrinth-Adventhöhle-Systems (5315/51) (Dill-Mulde, Rheinisches Schiefergebirge). - SG'89 und SAH Jahresbericht 1996: 25-28.
- Hülsmann, T. (1996): Die Erforschung des Herbstlabyrinth-Adventhöhle-Systems. - Jahresbericht 1995 d. Speläologischen Arbeitsgemeinschaft Hessen e.V.: 6-22; Hannover.
- Kaiser, T. M. (1997): Das pleistozäne Fossilvorkommen Medenbach I und II bei Breitscheid-Medenbach (Lahn-Dill-Kreis, Mittelhessen). Projektvorschlag zur wissenschaftlichen Bearbeitung der Fossilagerstätte und der Höhle. Nachforschungsantrag, Hessisches Ministerium für Wissenschaft und Kunst.
- Kayser, E. (1907): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen, Blatt Herborn. - 73 S.; Berlin (Kgl. Geol. L.-Anst. Bergakad.).
- Lippert, H.-J., Hentschel, H. & Rabien, A. (1970): Erl. Geol. Kt. Hessen 1 : 25000, Blatt 5215 Dillenburg. - 2. Aufl.: 550 S.; Wiesbaden.
- Nesbor, H. D., Buggisch, W., Flick, H., Horn, M. & Lippert, H.-J. (1993): Vulkanismus im Devon des Rhenoharzynikums. - Geol. Abh. Hessen, 98: 149 S., Wiesbaden.
- Sawicki, L. S. (1909): Ein Beitrag zum geographischen Zyklus im Karst. - Geogr. Z., 15: 185-204 und 259-281.
- Stein, G. (1995): Die vorgeschichtlichen Funde aus den „Steinkammern“ bei Erdbach. - Karst und Höhle, 1984/85: 265-271; München.
- Stengel-Rutkowski, W. (1968): Karsterscheinungen im oberdevonischen Riffkalkstein (Iberger Kalk) von Erdbach und Breitscheid (Dillmulde, Rheinisches Schiefergebirge). - Mitt. Verb. dt. Höhlen- u. Karstforsch. 14, 3: 75-80.

Manuskript eingegangen am 7.9.1998, angenommen am 14.10.1998.

Bernd Leßmann & Klaus Wiegand*

Der vulkanische Vogelsberg als Beispiel für ein mehrschichtiges Grundwasserstockwerkssystem

Kurzfassung

Im Rahmen eines Pilotprojektes wurde vom Hessischen Landesamt für Bodenforschung die Hydrogeologie des vulkanischen Vogelsberges untersucht. Die Region des Vogelsberges ist eines der ergiebigen Förder- und Reservegebiete für Grundwasser in Hessen. Vor allem die überregionalen Grundwasserentnahmen für das Rhein-Main-Gebiet führten lokal zu Schäden. Vereinzelt

fielen Feuchtbiopte, Gewässer und Grundwasseraustritte zeitweise oder auch ganz trocken. Es kam zu Setzungsrisen an Gebäuden.

Das komplexe Kluftgrundwasserleitersystem erforderte neben einer umfassenden hydrogeologischen Überarbeitung bereits bestehender Datenbestände und deren Bewertung umfangreiche neue Geländearbeiten wie sie im Rahmen einer hy-

drogeologischen Kartierung durchgeführt werden.

Ziel der Arbeit war es, die hydrogeologische Basis für eine ökologische und damit nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung der Vogelsberg-Region zu liefern. Zugleich wird zur Diskussion über die Hydrogeologie vulkanischer Gebirgssysteme beigetragen.

Abstract

One project of the geological survey of Hessen (Germany) investigates the hydrogeology of the Tertiary volcanic area of the Vogelsberg in central Hessen. The Vogelsberg is one of the most important groundwater reservoirs in Hessen supplying the metropolitan area of Frankfurt with water.

In the Vogelsberg area the ground-

water withdrawal causes local environmental damages to springs and brooks, which temporarily fall dry. Furthermore, buildings in these areas have cracks due to ground settlement.

In order to understand the complicated joint multiaquifer system of the Vogelsberg area it has been necessary to develop hydrogeological

maps. Additionally, older geological maps and lithostratigraphic information from several old well logs have been revised.

This study provides the basis for a sustainable groundwater extraction in the Vogelsberg area and presents new details for the international discussion about hydrogeology in volcanic regions.

Inhaltsverzeichnis

1. Untersuchungsgebiet	82
2. Problembeschreibung	83
3. Untersuchungsprogramm	83
4. Geologie	83
5. Hydrogeologie	84
5.1 Hydrogeologische Zonen	84
5.2 Grundwasserstockwerksbau	85
5.3 Durchlässigkeiten	87
5.4 Grundwasserentnahmen in einem mehrschichtigen Grundwasserleitersystem	89
6. Schlußfolgerungen für eine umweltschonende Grundwasserentnahme	91
7. Schriftenverzeichnis	91

* B. Leßmann, Dr. K. Wiegand, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Leberberg 9, 65193 Wiesbaden

1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im tertiären Vogelsberg-Vulkangebiet (Abb. 1), das sich zentral in Hessen befindet. Die von vulkanischen Gesteinen bedeckte Fläche hat eine Größe von rd. 2 300 km² und macht damit etwa 11 % der hessischen Landesfläche aus. Der Vogelsberg ist eines der größten Vulkangebiete der zentraleuropäischen Vulkanprovinz (vgl. Hoernle et al. 1995, Wedepohl et al. 1994, Wedepohl 1985). Die höchste Erhebung des Vogelsberges ist der Taufstein (773 m ü. NN) im Oberwald. Die Ränder des Gebirges reichen im Westen bis auf etwa 130 m ü. NN herab, während der Ostrand um 400 m ü. NN liegt. Der Vogelsberg verfügt, begründet durch sei-

nen schildförmigen Habitus, über ein radialstrahliges Entwässerungssystem. Die oberirdische Hauptwasserscheide zwischen Rhein- und Wesergebiet verläuft über das Vulkangebiet.

Der Vogelsberg ist ein land- und forstwirtschaftlich geprägter Naturraum, in dem die Industrie von untergeordneter Bedeutung für das Landschaftsbild ist. Ein großer Teil des Vogelsberges, besonders der im Hohen Vogelsberg gelegene Oberwald und die Bergrücken zwischen den teilweise tief eingeschnittenen Flußläufen, werden forstwirtschaftlich genutzt.

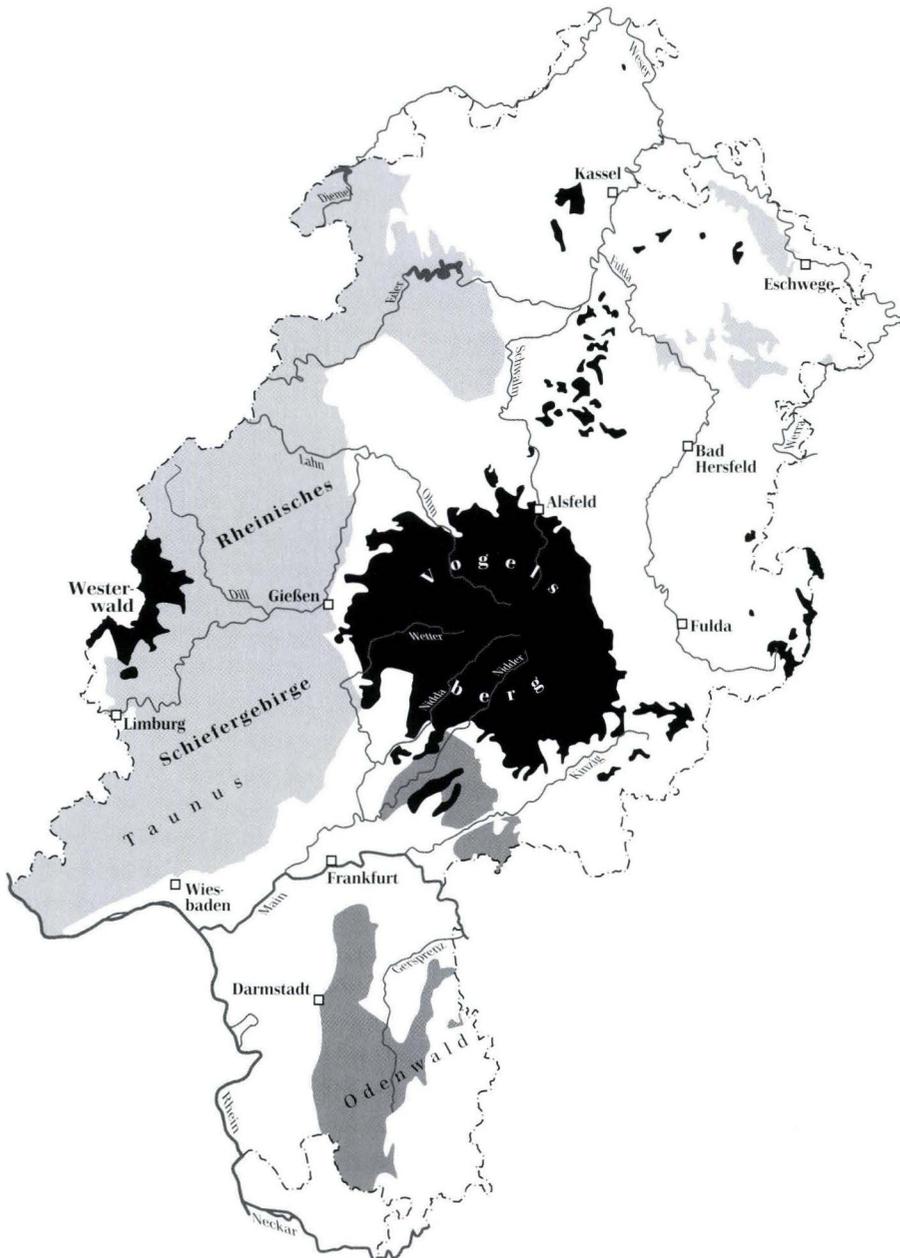


Abb. 1. Der Vogelsberg in Hessen.

2. Problembeschreibung

Die Auswahl des Untersuchungsgebietes erfolgte aufgrund seiner hohen landschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Bedeutung. Die Region des Vogelsberges ist eines der ergiebigsten Förder- und Reservegebiete für Grundwasser in Hessen. Zahlreiche regionale und überregionale Wasserwerke fördern Grundwasser zur Trinkwassernutzung. Die überregionalen Wasserwerke beliefern mit dem größten Teil ihrer Fördermenge (rd. 65 Mio. m³/a) das Rhein–Main–Gebiet. Rund ein Drittel des Trinkwassers, das die Stadtwerke Frankfurt an die Verbraucher abgeben, stammt aus dem Vogelsberg.

Nach den Prognosen des Regionalen Raumordnungsplanes Südhessen ist für das Rhein–Main–Gebiet mit einem deutlichen wirtschaftlichen Wachstum und einem damit einhergehenden Anwachsen der Bevölkerung zu rechnen. Für den Trinkwasserbedarf bedeutet dies mit-

telfristig, trotz Ausschöpfung des Wassersparpotentials, eine Zunahme des Bedarfs.

Die derzeitigen Grundwasserentnahmen führen lokal zu teilweise sichtbaren Schäden. Vereinzelt fielen Feuchtbiotope, Gewässer und Grundwasseraustritte zeitweise oder auch ganz trocken. Das Interesse der betroffenen Bevölkerung spiegelt sich in der engagierten und konstruktiven Mitarbeit von Bürgerinitiativen und Interessengemeinschaften beim Erarbeiten von Wasserbewirtschaftungskonzepten für die einzelnen Bereiche der überregionalen Grundwasserentnahmen wider.

Diese Thematik nahm das Hessische Landesamt für Bodenforschung zum Anlaß, in einem 1643 km² großen Teilgebiet des Vogelsberges eine umfassende hydrogeologische Bearbeitung durchzuführen.

3. Untersuchungsprogramm

Um das hydrogeologische System zu erfassen, wurden alle verfügbaren hydrogeologischen Daten zur Grundwassersituation im Vogelsberg zusammengestellt und interpretiert. Neben der Auswertung der bereits vorhandenen Daten lieferten eigene ergänzende Erkundungen im Gelände eine Basis für eine umfassende hydrogeologische Beschreibung des Vogelsberges.

Folgende Arbeitsschwerpunkte wurden durchgeführt:

Die Überarbeitung von Schichtenverzeichnissen lieferte Erkenntnisse über den geologischen Aufbau und somit die Grundlage für die hydrogeologische Systembeschreibung. Vordergründig war hierbei das Problem der

hydrogeologischen und hydraulischen Ansprache der vulkanischen Lagen und damit einer Zuordnung in grundwasserleitende, grundwassergeringleitende und grundwassernichtleitende Gesteine. Neben der weitgehend flach gelagerten vulkanischen Abfolge wurden Hinweise auf vertikale Gänge gesucht, die einen Einfluß auf den hydrogeologischen Aufbau des Vulkankomplexes haben können. Die Kartierung von Grundwasseraustritten erbrachte oberflächennahe Hinweise auf Grundwasserstockwerke. Die Durchführung von Abflußmessungen lieferte Erkenntnisse zu Grundquellen und zur hydrogeologischen Großstruktur des Vogelsberges.

4. Geologie

Das Maximum der vulkanischen Aktivität im Vogelsberg liegt zwischen ca. 17 und 15 Mio. Jahren (Ehrenberg & Hickethier 1985, Fuhrmann & Lippolt 1987).

Lokale Basaltvorkommen im größeren Umfeld des Vogelsberges, wie der Maintrapp bei Hanau und Frankfurt, das Alsberger Basaltplateau und der Landrücken, belegen, daß die Basaltverbreitung ehemals eine größere Ausdehnung aufwies als dies bei der heutigen geschlossenen Vulkanitverbreitung des Vogelsberges der Fall ist.

Bei den extrudierten und intrudierten Laven des Vogelsberges handelt es sich überwiegend um alkaliolivinbasaltische und basanitische Magmentypen, die typisch für einen an Bruchzonen auftretenden Intraplatten-Vulkanismus sind. Weiterhin kommen subalkalische, tholei-

itische Laven vor. Unterschiedliche Differentiate alkali-basaltischer Primärschmelzen wie Hawaiite, Trachybasalte, Mugearite, Latite, Shoshonite, Benmoreite und Trachyte treten gegenüber wenig veränderten Schmelzen zurück.

Die 1996 abgeteufte 656,5 m tiefe Forschungsbohrung Vogelsberg (Hoppe & Schulz 1997), deren Bohransatzpunkt ca. 2 km südöstlich von Ulrichstein im Hohen Vogelsberg liegt, zeigt eine Abfolge von zumeist basanitischen und alkaliolivinbasaltischen Lavaströmen. Im geringeren Umfang treten tholeiitische, hawaiitische und shoshonitische Lavaströme sowie eine fast 88 m mächtige Trachytlage auf (Ehrenberg et al. 1996). Die Basanite sind bei den magmatischen Gesteinen mit einem Anteil

von über 30 % an der Gesamtabfolge am häufigsten vorhanden. Alkaliolivinbasalte nehmen dagegen mit ca. 10 % eine deutlich untergeordnete Stellung ein. Vulkanologisch besonders interessant ist ein 13,40 m mächtiger Composite-Lava-Flow bei 450 m u. GOK aus Latit (unten) und Hawaiiit (oben).

Den Vulkaniten sind teilweise mächtige Vulkaniklastite („Tuffe“) zwischengeschaltet, die insgesamt rd. 44 %

der durchteuften Abfolge ausmachen. Dabei wurden in Korngröße und Genese unterschiedliche vulkaniklastische Ablagerungen festgestellt: primäre Fallablagerungen (Aschen- und Lapillituffe, Schlackenagglomerate) und Massenstromablagerungen (Schlamm- und Schuttströme). Die Gesamtmächtigkeit der verschiedenen vulkaniklastischen Folgen ergibt etwa 255 m; die mächtigste Abfolge liegt an der Basis und erreicht annähernd 70 m.

5. Hydrogeologie

Die hydrogeologische Erforschung des vulkanischen Vogelsberges ist eng verknüpft mit seiner wasserwirtschaftlichen Erschließung. Der Vogelsberg hat aufgrund natürlicher Gegebenheiten große Grundwasservorkommen, die bereits 1872 zum Bau einer Fernwasserleitung aus dem Quellgebiet Fischborn (Blatt 5621 Wenings) in das südlich gelegene Frankfurt am Main führte. Am Ende des 19. und mit beginnendem 20. Jahrhundert wurden weitere überregionale Wasserwerke für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung außerhalb des Vulkankomplexes mit qualitativ hochwertigem Grundwasser gebaut. Die Wassergewinnung beschränkte sich in diesem Zeitraum weitgehend auf Quelfassungen und Schachtbrunnen, die in den Quellgebieten des Vogelsberges angesiedelt wurden.

Insbesondere im Zuge des Ausbaus der kommunalen und überregionalen Trinkwasserversorgung nach dem 2. Weltkrieg wurden anhand der für diesen Zweck niedergebrachten Bohrungen unterschiedliche Systemvorstellungen zur Hydrogeologie des Vogelsberges entwickelt (Schenk 1968, Mattheß 1970, Hölting 1971, Wiegand 1977, Scharpf 1988, Schmidt 1992). Es zeigte sich, daß im Vogelsberg ein komplexer Grundwasserstockwerksbau vorhanden ist.

Erst durch die in der Problembeschreibung bereits erwähnte besondere wasserwirtschaftliche Problematik und eine damit verbundene Bereitstellung finanzieller

Mittel sowie durch den Einsatz leistungsstarker EDV-Methoden konnte eine differenzierte Auswertung des vorhandenen umfangreichen Bohrmaterials vorgenommen und eine hydrogeologische Kartierung durchgeführt werden. Als Teilergebnis dieser Untersuchungen gilt die nachfolgende beispielhafte Beschreibung des Grundwasserstockwerksbaues im Vogelsberg.

5.1 Hydrogeologische Zonen

Die Auswertungen von Grundwasseraustrittskartierung, Abflußmessungen und Bohrungen zeigen, daß der Vogelsberg in drei hydrogeologische Zonen untergliedert ist (Abb. 2):

- Die **Oberwaldzone** (1),
- die **Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke** (2),
- mit einer Untergliederung in 2 Typen:
 - 2A-Grundwasserstockwerke** (2A),
 - die über eine Zusickerung von Grundwasser verfügen, das im Bereich des Oberwaldes gebildet wird,
 - 2B-Grundwasserstockwerke** (2B),
 - die über keine Zusickerung von Grundwasser verfügen, das im Bereich des Oberwaldes gebildet wird,
- die **Zone der Durchgehenden Grundwassersättigung** (3).

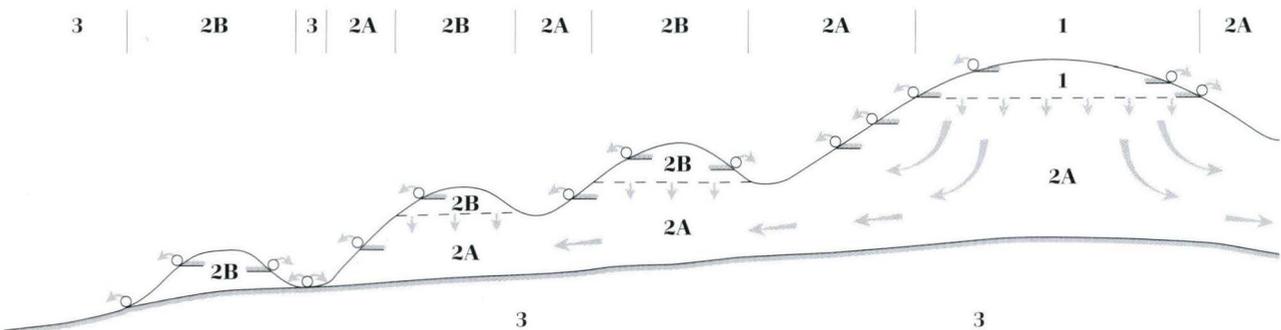


Abb. 2. Schematische Darstellung der hydrogeologischen Zonen des Vogelsberges.

Die Oberwaldzone (1) besteht aus den obersten schwebenden Grundwasserstockwerken des Vogelsberges. Sie nimmt daher eine Sonderstellung im Bereich der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke (2) ein.

In der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke (2) ist die Dichte der Grundwasseraustritte deutlich geringer als in der Oberwaldzone (1). Je größer die Entfernung von der Oberwaldzone ist, desto wahrscheinlicher hat ein relativ zum Umfeld hochgelegenes Grundwasserstockwerk ein vom Oberwald unabhängiges Einzugsgebiet (2B). Die 2B-Grundwasserstockwerke befinden sich überwiegend in den langgestreckten basaltischen Höhenzügen, die sich zumeist radialstrahlig vom Oberwald bis in die Randbereiche des Vulkangebietes erstrecken. Die kleinflächigen Einzugsgebiete und das geringe Retentionsvermögen der klüftigen Basalte führen zu intermittierenden Grundwasseraustritten, die stark niederschlagsabhängig sind.

Im ausgehenden Winterhalbjahr, nach einer Phase hoher Grundwasserneubildung, können 2B-Grundwasseraustritte über erhebliche Schüttungen verfügen. Mit aufkommender Vegetation und steigender Evapotranspiration im Sommerhalbjahr nimmt die Grundwasserneubildung ab oder fehlt ganz. Die Grundwasserneubildung wird dann geringer als der potentielle Abfluß aus den betreffenden Grundwasserstockwerken (2B). Dies führt besonders in Spätsommern zum Trockenfallen der Grundwasseraustritte. Nach andauernden oder starken Niederschlägen können 2B-Grundwasseraustritte episodisch, in sehr feuchten Sommern auch ganzjährig schütten.

Bei den Grundwasseraustritten der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke (2), die in tiefen Taleinschnitten liegen, wird überwiegend von einer teilweisen Grundwasserzusickeung aus dem Oberwald (2A-Grundwasseraustritte) ausgegangen. Die 2A-Typen sind je nach Anteil des aus dem Oberwald zusickehenden Grundwassers perennierend oder intermittierend. Wenn der Anteil des Grundwassers, das in der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke gebildet wurde, gegenüber dem aus der Oberwaldzone überwiegt, ist wie bei den 2B-Grundwasseraustritten mit starken Schüttungsschwankungen zu rechnen. Bei langanhaltenden Trockenphasen kann der Grundwasserzustrom aus dem Oberwald durch andere Faktoren, wie z.B. der Vegetation, vollständig aufgebraucht werden, so daß es ebenfalls zu einem Trockenfallen kommt.

Bei 2A-Grundwasseraustritten ist das potentielle Einzugsgebiet um so größer, je größer die Entfernung von der Oberwaldzone ist. Die Höhe des Basisabflusses, der aus der Oberwaldzone zusickert, und des kurzfristigen, niederschlagsabhängigen Abflusses kann anhand von Grundwasserstandsganglinien abgeschätzt werden. Die Ergiebigkeit der Grundwasserstockwerke und damit die Höhe der Schüttung bzw. die Anzahl der Grundwasser-

austritte, die zu einem Grundwasserstockwerk gehören, nimmt mit der Größe des Einzugsgebietes zu. In der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke ist daher mit abnehmender Höhe bei den 2A-Grundwasseraustritten eine Zunahme der Grundwasseraustrittsdichte und der Einzelschüttungen zu verzeichnen.

Während der Kartierung aufgenommene Grundwasseraustritte mit Schüttungen > 10 l/s sind zumeist tiefgelegene 2A-Grundwasseraustritte oder gehören zur Zone der Durchgehenden Grundwassersättigung. Die Grundwasseraustritte, die zur untersten hydrogeologischen Zone des vulkanischen Vogelsberges gehören, befinden sich überwiegend in Taleinschnitten und haben z.T. starke Schüttungen (bis zu 20 l/s). Da die Grundwasseraustritte der Zone der Durchgehenden Grundwassersättigung zum Teil in Form von Grundquellen den Vorflutern zutreten, ist eine exakte Lageangabe oft nicht möglich. Abflußmessungen liefern jedoch Hinweise auf die Existenz von Grundquellen.

5.2 Grundwasserstockwerksbau

Die Gesteinsabfolge des Vogelsberges besteht aus einer Wechselfolge unterschiedlich durchlässiger Lagen. Grundwassergeringleitend können vor allem feinkörnige Vulkaniklastite, vertonte Vulkanite und auch Paläoböden, aber auch sehr dichte und kompakte Basalte sein. Starke Klüftigkeiten und damit potentiell gute Wasserwegsamkeiten sind in Topbrekzien von Lavaströmen und in sekundären Umlagerungszonen vorhanden. Eine starke Klüftigkeit des Gesteins muß nicht ein großes Grundwasservorkommen bedeuten.

Die vor allem durch den häufigen Wechsel effusiver (Laven, Vulkanite) und explosiver Tätigkeitsphasen (Vulkaniklastite, „Tuffe“) bedingte Wechselfolge von grundwasserleitenden mit grundwassergeringleitenden bzw. grundwassernichtleitenden Schichten führt zur Ausbildung von mehreren übereinanderliegenden Grundwasserstockwerken.

Der mehrschichtige Grundwasserstockwerksbau hat zur Folge, daß in einer Bohrung mehrere Grundwasserpotentiale angetroffen werden können. Mit fortschreitender Bohrtiefe können hierbei extrem stark schwankende Grundwasserspiegel auftreten. Das Grundwasser kann je nach Bohrtiefe und damit Gesteinsabfolge und Lage im Gebirge schwebend, frei oder gespannt sein. Durch die Verbindung sich überlagernder Grundwasserpotentiale kommt es zur Ausbildung von Ausgleichs- bzw. Mischwasserspiegeln.

Für eine Positionsanalyse, also der Zuordnung eines Grundwasserspiegels zu einem oder mehreren Grundwasserstockwerken, wurde im Vogelsberg sowohl das Zeitprinzip als auch das Stockwerksprinzip angewendet.

Zeitprinzip, Definition:

Der Grundwasserspiegel einer Grundwassermessstelle wird bei einem Ausbau der Grundwassermessstelle, der zu einer Verbindung von mindestens zwei Grundwasserstockwerken führt, in Abhängigkeit von den hydraulischen Bedingungen zu verschiedenen Zeitpunkten entweder einem Mischwasserspiegel zwischen den Grundwasserstockwerken oder dem Grundwasserpotential eines der Grundwasserstockwerke zugeordnet.

Stockwerksprinzip, Definition:

Der Grundwasserspiegel einer Grundwassermessstelle wird nach dem Ausbau und hierbei insbesondere nach der Filterstrecke in einem Grundwasserstockwerk zugeordnet.

Beim Stockwerksprinzip werden die Schwankungen eines Grundwasserspiegels durch die sich zumeist witterungsbedingt ändernden hydraulischen Druckbedingungen in einem Grundwasserstockwerk erklärt. Das Zeitprinzip wird bei der Verbindung von mindestens zwei Grundwasserstockwerken verwendet. Die Grundwasser-

spiegelschwankungen sind hierbei u.a. abhängig von den hydraulischen Kenngrößen (z.B. Durchlässigkeiten) und von den hydraulischen Druckhöhen der durch die Grundwassermessstelle in Verbindung stehenden Grundwasserstockwerke.

In Abb. 3 sind die Grundwassermessstellen A, B, D, F und G in jeweils nur einem Grundwasserleiter verfiltert. Für diese Grundwassermessstellen gilt das Stockwerksprinzip. Wenn die Grundwasserstockwerksgliederung jedoch nicht erkannt wird und eine Grundwassermessstelle mehrere Grundwasserleiter miteinander verbindet, bilden sich Mischwasserspiegel aus (Abb. 3, Grundwassermessstellen C und E). Für solche Grundwassermessstellen gilt das Zeitprinzip.

Um auf die Existenz eines Grundwasserstockwerkes und auf dessen räumliche Ausdehnung schließen zu können, müssen in einem mehrschichtigen Grundwassersystem mehrere Informationsebenen vorhanden sein:

- Grundwasseraustrittskartierung,
- Schüttungsganglinien,
- Abflußmessungen,
- Abfolge der geologischen Schichten,

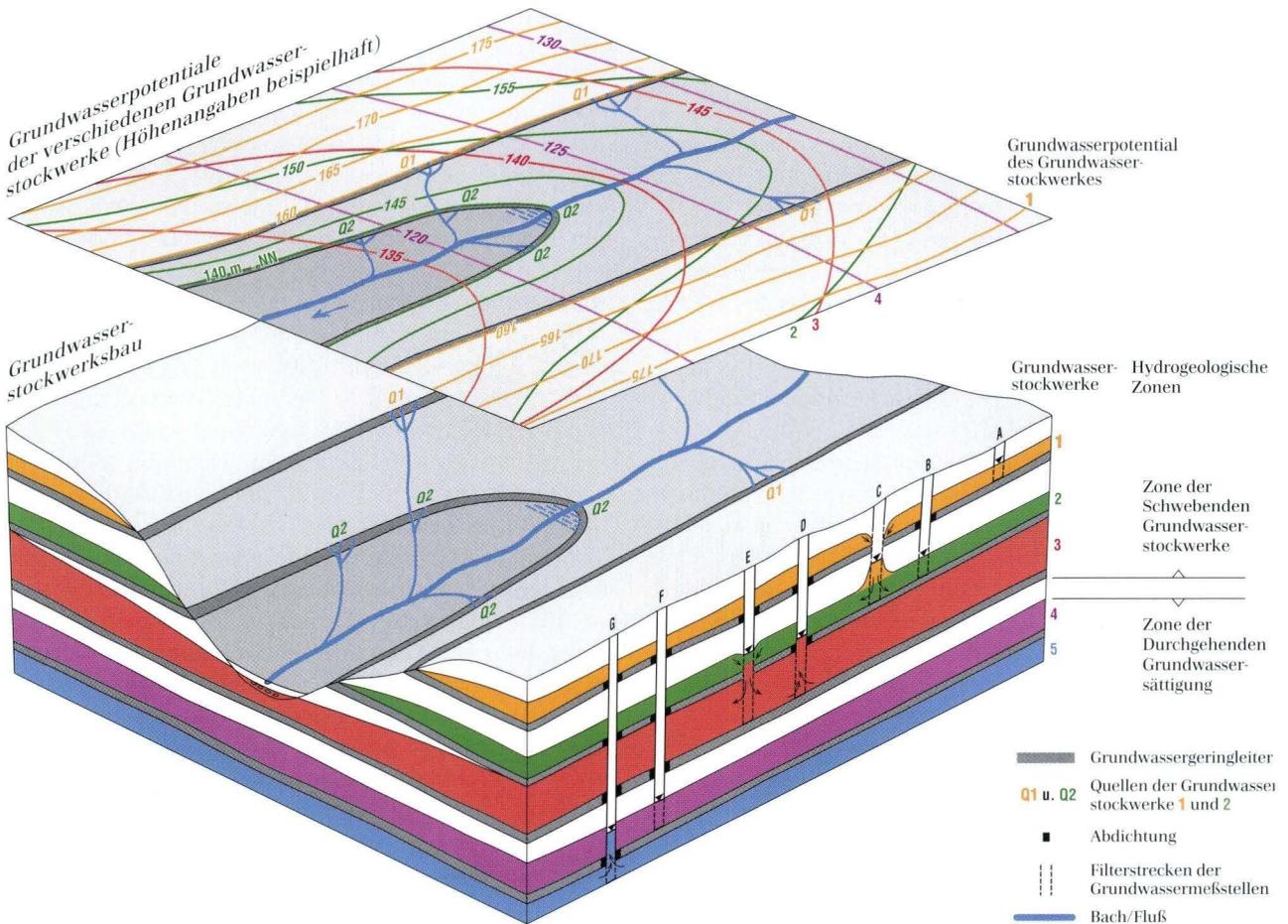


Abb. 3. Schematisches Blockbild des mehrschichtigen Grundwasserleitersystems im Vogelsberg.

- Ausbau von Grundwassermeßstellen,
- Grundwasserstände während des Bohrvorganges,
- geophysikalische Bohrlochlogs,
- geohydraulische Pumpversuche,
- langjährige Grundwasserstandsganglinien.

Grundwasseraustritte folgen im Vogelsberg häufig den Ausbissbereichen von Grundwassernichtleitern. Sie bilden in Hanglagen vielfach Quelllinien, die sich einzelnen Grundwasserstockwerken zuordnen lassen. Im Auenbereich bieten Naß- und Feuchtgebiete sowie Abflußmessungen, die zusätzlich Aufschluß über Grundquellen und Schwinden geben, weitere wichtige Hinweise auf die Existenz von Grundwasserstockwerken.

Kenntnisse über die geologische Schichtenfolge und über den Ausbau einer Grundwassermeßstelle sind Voraussetzungen für eine Positionsanalyse. Wasserstandsmessungen während des Bohrvorganges, geophysikalische Bohrlochmeßmethoden und geohydraulische Pumpversuche liefern weiterhin Informationen über wasserführende Gesteinsschichten und deren Ergiebigkeiten. Dies trifft ebenfalls auf langjährige Grundwasserstandsganglinien zu, die es ermöglichen, Aussagen über etwaige Grundwasserstockwerke und damit über den durch eine Bohrung aufgeschlossenen Grundwasserstockwerksbau zu treffen. Zusätzlich sind hydraulische Interpretationen möglich.

Das hydrogeologische Blockbild (Abb. 3) bietet eine vereinfachte schematische Darstellung der verschiedenen Informationsebenen und deren Zusammenhänge. Die Grundwassermeßstellen A-E zeigen für die Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke mögliche Grundwasserspiegel bei unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen. Die Grundwassermeßstelle A steht mit einem vollkommenen Ausbau im Grundwasserstockwerk 1, das im Talanschnitt über mehrere Quellen (Q1) verfügt. Das Grundwasserpotential dieses Grundwasserstockwerkes hat sich auf das Tal eingestellt; seine Grundwassergleichen verlaufen daher parallel zur Talachse.

Die Grundwassermeßstelle B ist im Grundwasserstockwerk 2 verfiltert. Sie ist zum höheren Grundwasserstockwerk 1 abgedichtet. Der Grundwasserspiegel in der Grundwassermeßstelle B entspricht der Grundwasseroberfläche des Grundwasserstockwerkes 2. Der vernässte Bereich in der Talaue und die Quellen (Q2) im unteren Hang werden vom Grundwasserstockwerk 2 gespeist.

Die Grundwassermeßstelle C verfügt über einen Mischwasserspiegel zwischen den Grundwasserstockwerken 1 und 2, da sie in beiden Grundwasserstockwerken verfiltert ist. Die Höhe des Mischwasserspiegels ist u.a. abhängig von den hydraulischen Kenngrößen der beiden Grundwasserleiter. Während die Grundwasseroberfläche des Grundwasserstockwerkes 1 lokal absinkt, kommt es im Grundwasserstockwerk 2 zu einer Grundwassererhöhung.

Die Grundwasserdruckfläche des Grundwasserstockwerkes 3 liegt zum Teil oberhalb der Grundwasseroberfläche des Grundwasserstockwerkes 2 (Grundwassermeßstelle D), so daß ein gespannter Zustand vorhanden ist. Die Grundwassermeßstelle E ist in beiden Grundwasserstockwerken (2+3) verfiltert; sie zeigt einen Grundwasserspiegel, der im oberen Grundwasserstockwerk (2) liegt. Durch das höhere Potential des Grundwasserstockwerkes 2 gegenüber dem des Grundwasserstockwerkes 3 ist die Wasserbewegung in der Grundwassermeßstelle E nach unten gerichtet. Der Grundwasserspiegel liegt unterhalb der Grundwasseroberfläche des Grundwasserstockwerkes 2.

Die Grundwassermeßstellen F und G gehören zur Zone der Durchgehenden Grundwassersättigung, ab der keine wasserungesättigten Gesteinspartien mehr vorkommen, jedoch eine Grundwasserstockwerksgliederung (4+5) weiterhin vorhanden ist. Das Grundwasserstockwerk 4 ist im Beispiel das höchste Grundwasserstockwerk dieser hydrogeologischen Zone. Die Grundwasseroberfläche des Grundwasserstockwerkes 4 liegt unterhalb des Tales. Die dazugehörigen Grundwassergleichen (4) werden daher in ihrem Verlauf durch das Tal nicht beeinflusst. Die Grundwasserfließrichtung (4) verläuft parallel zur Talachse und damit senkrecht zur Fließrichtung des Grundwasserstockwerkes 1. Die Gleichen der Grundwasserstockwerke 2 und 3 werden unterschiedlich stark durch den Taleinschnitt beeinflusst. Sie stellen in ihrem Verlauf einen Übergang zwischen den Gleichen der Grundwasserstockwerke 1 und 4 dar.

Erst das Zusammentragen und Abwägen aller obengenannten und in Abb. 3 schematisch dargestellten Informationsebenen ermöglicht es im Vogelsberg, eine räumliche Systemvorstellung der hydrogeologischen und hydraulischen Situation zu entwickeln. Die Darstellung erfolgte mittels Grundwasserpotentialkarten (Abb. 4). Da sich im Vogelsberg die hydraulischen Konstellationen kurzfristig ändern können, wurde eine auf eine enge Zeitspanne (September 1994 + Ergänzungen) bezogene Darstellung vorgenommen. Für diese Zeitspanne wurden alle verfügbaren Informationsebenen zusammengetragen und ausgewertet.

5.3 Durchlässigkeiten

In der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke bilden sich beispielhaft bei zwei sählig gelagerten Grundwasserstockwerken (Abb. 5) mit wechselnden Durchlässigkeitsverhältnissen unterschiedliche Mischwasserspiegel in einer durchgehend verfilterten Grundwassermeßstelle aus. Die Durchlässigkeiten der einzelnen Grundwasserleiter sind dabei bei einem für die einzelnen Grundwasserstockwerke quantitativ gleichblei-

benden Grundwasserzustrom entscheidend für die Höhe des Mischwasserspiegels in der Grundwassermeßstelle.

In Beispiel 1 (Abb. 5) stehen im oberen und unteren Grundwasserstockwerk je eine Grundwassermeßstelle. Durch eine Tonabdichtung im Niveau des oberen Grundwassergeringleiters wird bei der zweiten Grundwasser-

meßstelle eine Aussickerung von Grundwasser aus dem oberen in das untere Grundwasserstockwerk verhindert. Die Grundwassermeßstellen zeigen den Wasserstand des Grundwasserstockwerkes an, in dem sie verfiltert sind. Im Beispiel 2 haben das obere und das untere Grundwasserstockwerk dieselben Durchlässigkeiten. Die einge-

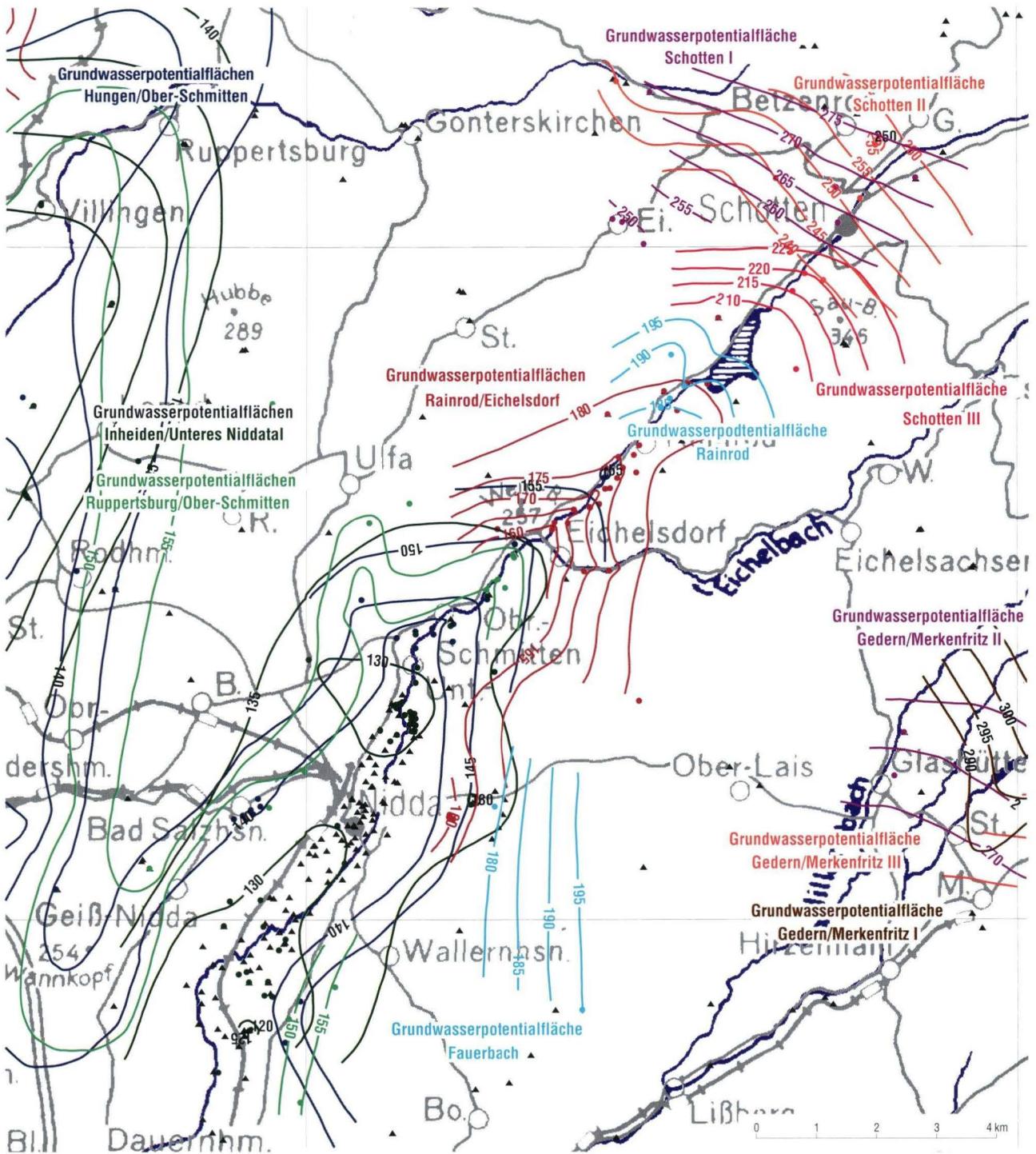


Abb. 4. Beispiel für Grundwasserpotentiale im Vogelsberg.

zeichnete Grundwassermeßstelle verbindet die beiden Grundwasserstockwerke. Es kommt zu einer Aussickerung von Grundwasser aus dem oberen in das untere Grundwasserstockwerk. Der Grundwasserspiegel in der Grundwassermeßstelle, die durchgehend in beiden Grundwasserleitern verfiltert ist, stellt sich bei gleichen Durchlässigkeiten genau zwischen den Grundwasser-oberflächen der beiden Grundwasserstockwerke ein. Im Beispiel 3 hat das obere Grundwasserstockwerk die höhere Durchlässigkeit gegenüber dem unteren Grundwasserstockwerk; der Wasserspiegel in der Grundwassermeßstelle liegt im Niveau des oberen Grundwasserstockwerkes. Im Beispiel 4 verhält sich dies genau umgekehrt. Die höhere Durchlässigkeit ist im unteren Grundwasserstockwerk vorhanden; der Wasserspiegel in der Grundwassermeßstelle stellt sich im Bereich des unteren Grundwasserstockwerkes ein.

In Ausnahmefällen kommt es in der Zone der Schwebenden Grundwasserstockwerke zu hydraulischen Verbindungen zwischen Grundwasserstockwerken. Bei einer hydraulischen Verbindung wird in Abhängigkeit von der Leckagerate des Grundwassergeringleiters, der zwischen den Grundwasserleitern liegt, und in Abhängigkeit von der Zeit bei gleichbleibenden Bedingungen davon ausgegangen, daß es natürlicherweise zu einem Druckausgleich zwischen den Grundwasserstockwerken kommt und sich eine gemeinsame Grundwasser-oberfläche ausbildet. Je geringer die Durchlässigkeit des

Grundwassergeringleiters ist, desto langsamer findet ein Druckausgleich statt.

Ähnlich verhält es sich in Grundwassermeßstellen: Bei durchlässigen bis stark durchlässigen Bedingungen sind dort konstante Mischwasserspiegel in der Regel bereits nach Minuten bis Tagen zu erwarten; Ausnahmen sind bei besonderen hydrologischen Bedingungen, z.B. großen Grundwasserdargeboten, möglich. Bei Beteiligung von schwach durchlässigen Schichten kann es andererseits erst mittelfristig (Wochen bis Monate) bis langfristig (Jahre bis Jahrzehnte) zur Ausbildung von konstanten Mischwasserspiegeln kommen.

5.4 Grundwasserentnahmen in einem mehrschichtigen Grundwasserleiter-system

Eine Beeinflussung von Grundwasserkörpern, die über oder unter dem Entnahmestockwerk liegen, ist bei fehlendem hydraulischen Kontakt der Grundwasserstockwerke (z.B. durch einen bestehenden ungesättigten Sickerraum oder eine grundwassernichtleitende Schicht zwischen den Grundwasserstockwerken) ausgeschlossen.

Ist jedoch ein hydraulischer Kontakt vorhanden, ist eine Beeinflussung möglich (1b, c). Die natürliche Wasserbewegung vom unteren Grundwasserstockwerk in das Entnahmestockwerk wird durch die Druckentlastung im

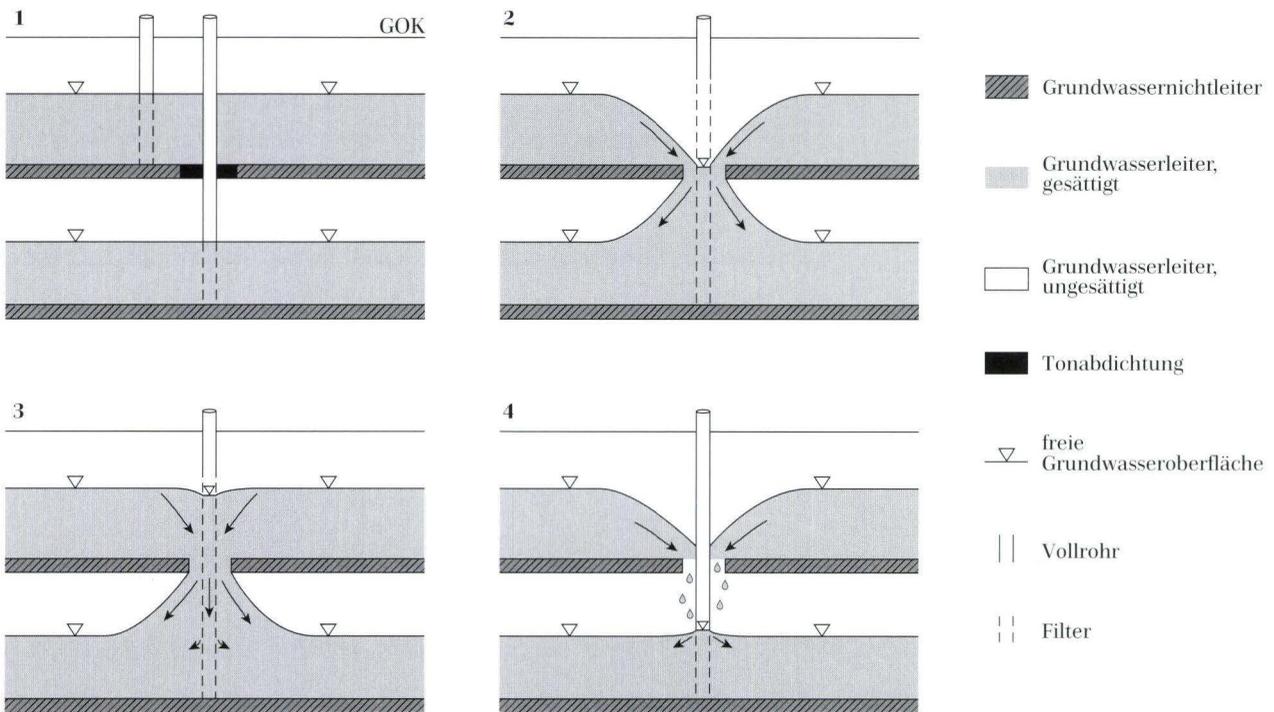


Abb. 5. Wasserspiegel in Abhängigkeit von den Durchlässigkeiten einzelner Grundwasserleiter.

Bereich des Absenktrichters verstärkt (1c). Liegt das Potential des unteren Grundwasserstockwerkes unter der Wasseroberfläche des überlagernden Entnahmestockwerkes (1b), ist entscheidend, ob die Absenkung bis in das Niveau der Potentialfläche des unteren Grundwasserstockwerkes reicht. Wenn eine Absenkung stattfindet, die die Grundwasserpotentialfläche des unteren Grundwasserstockwerkes nicht berührt, wird dieses durch die Entnahme auch nicht beeinflusst. Es findet weiterhin eine abwärtsgerichtete Fließrichtung des Wassers durch die geringleitende Schicht zwischen den Grundwasserstockwerken statt. Direkt unter dem Trichter führt der veränderte Druck jedoch zu einer Verringerung der Aus-sickerung vom oberen in das untere Grundwasserstockwerk.

Wenn die Absenkung im Entnahmestockwerk bis unter die Druckfläche des unteren Grundwasserstockwerkes reicht, kommt es zu einer Umkehrung der Fließrichtung zwischen den Grundwasserstockwerken im Bereich des Trichters (1b). Der Druck des Wassers im unteren Grundwasserleiter ist dann größer als das hydrostatische Potential des Wassers aus dem Entnahmestockwerk. Wasser fließt unter dem Absenktrichter vom unteren in das obere Grundwasserstockwerk. Wenn das Potential des unteren Grundwasserstockwerkes über der Grundwasseroberfläche des Entnahmestockwerkes liegt (1c), kommt es im Bereich des Absenktrichters zu einer stärkeren Zusicke-rung in das Entnahmestockwerk aus dem unteren Grundwasserstockwerk durch die Verringerung des Druckes im oberen Grundwasserstockwerk. Es wird so zum Teil Was-

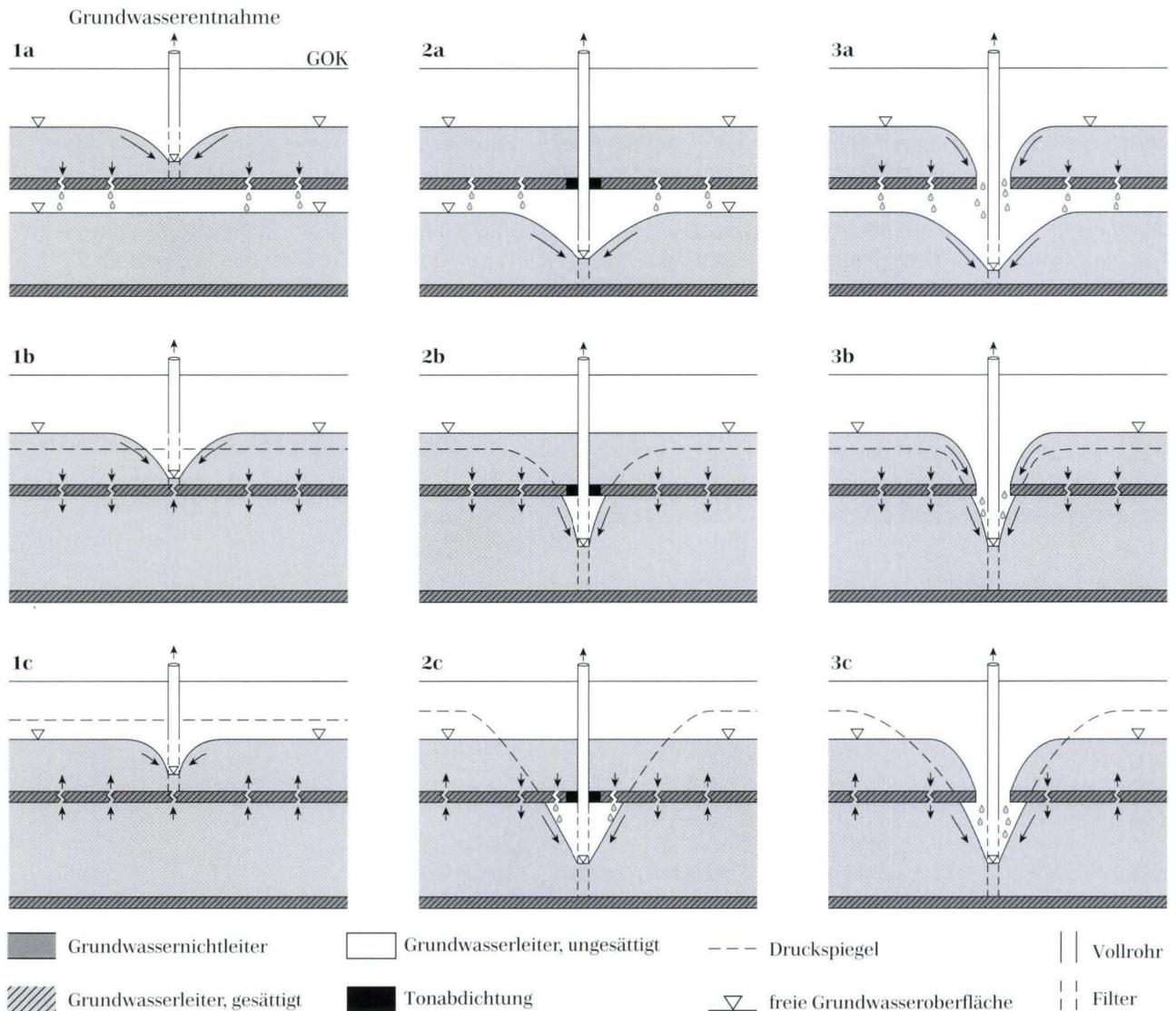


Abb. 6. Schematische Darstellung von Grundwasserentnahmen in einem mehrschichtigen Grundwasserleitersystem.

ser aus dem unteren Grundwasserstockwerk mitgefördert.

Bei den Beispielen 2a, 2b und 2c (Abb. 6) wird Grundwasser aus dem unteren Grundwasserstockwerk gefördert. Der Brunnen ist gegenüber dem oberen Grundwasserstockwerk abgedichtet. Bei 2a kommt es zu keiner Beeinflussung des überlagernden Grundwasserstockwerkes durch die Grundwasserförderung. Beim Beispiel 2b kommt es zu einer Beeinflussung im Bereich des Absenkttrichters, da das Potential im unteren Grundwasserstockwerk abgesenkt wird. Wenn das untere Potential über

der Grundwasseroberfläche des oberen Grundwasserstockwerkes liegt (2c), kann es zu einer Umkehr der Fließrichtung zwischen den Grundwasserstockwerken im Bereich der Grundwasserförderung kommen. Wenn die Brunnenbohrung zum oberen Grundwasserstockwerk nicht abgedichtet wird (3a, 3b, 3c), fördert der Brunnen zum Teil Grundwasser aus dem oberen Grundwasserstockwerk. Es bestehen dann zwei übereinanderliegende Absenkttrichter. Auch hier kommt es zu einer Fließumkehr (3c).

6. Schlußfolgerungen für eine umweltschonende Grundwasserentnahme

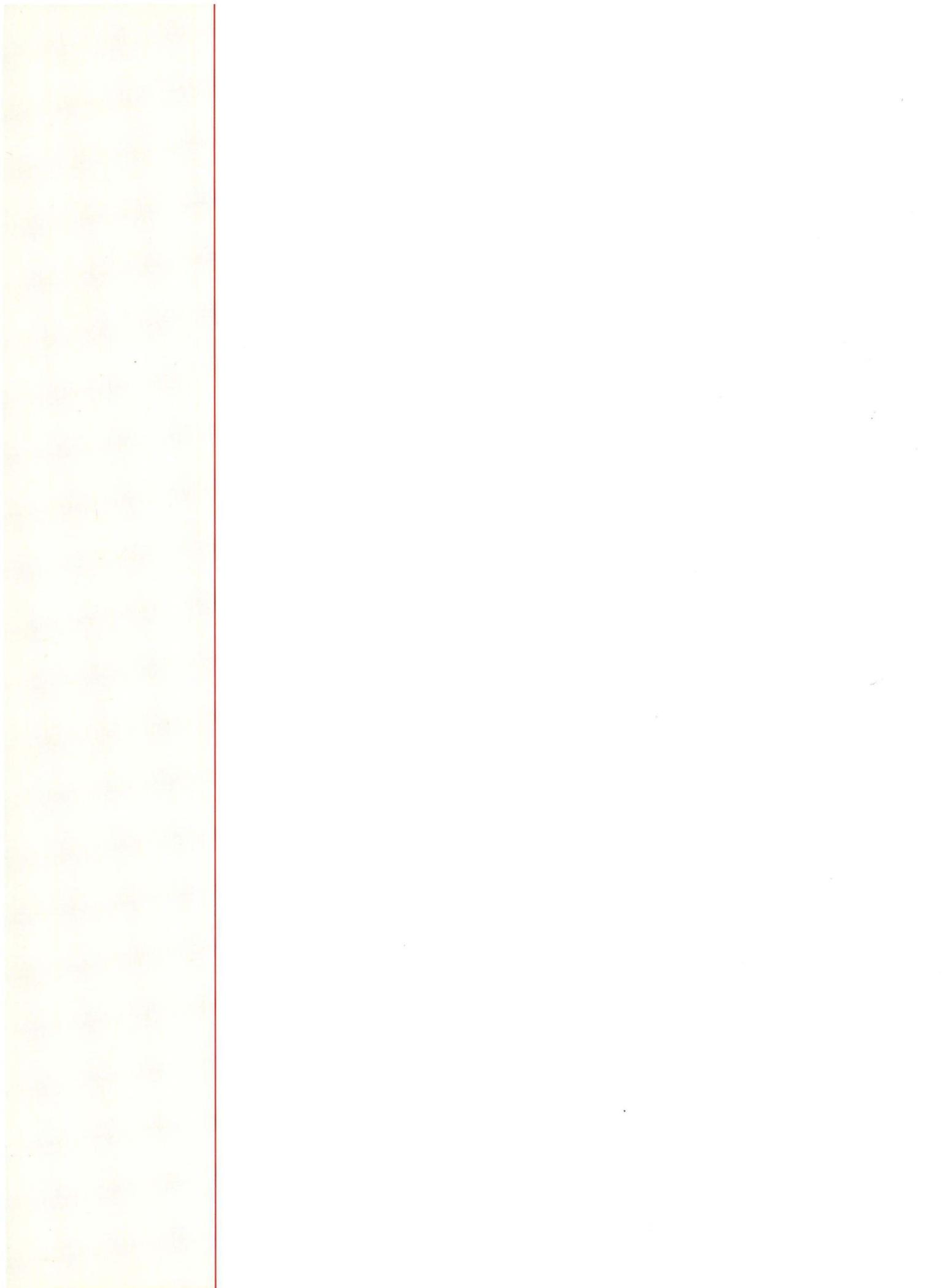
Aufgrund der oben beschriebenen Zusammenhänge bedeutet die Grundwasserentnahme aus der vulkanischen Abfolge des Vogelsberges, daß sich Auswirkungen, wie der Rückgang der Schüttung von Grundwasseraustritten oder sogar das Trockenfallen derselben, größtenteils auf das Entnahmestockwerk eingrenzen lassen. Dies gilt insbesondere für die Oberwaldzone und die Zo-

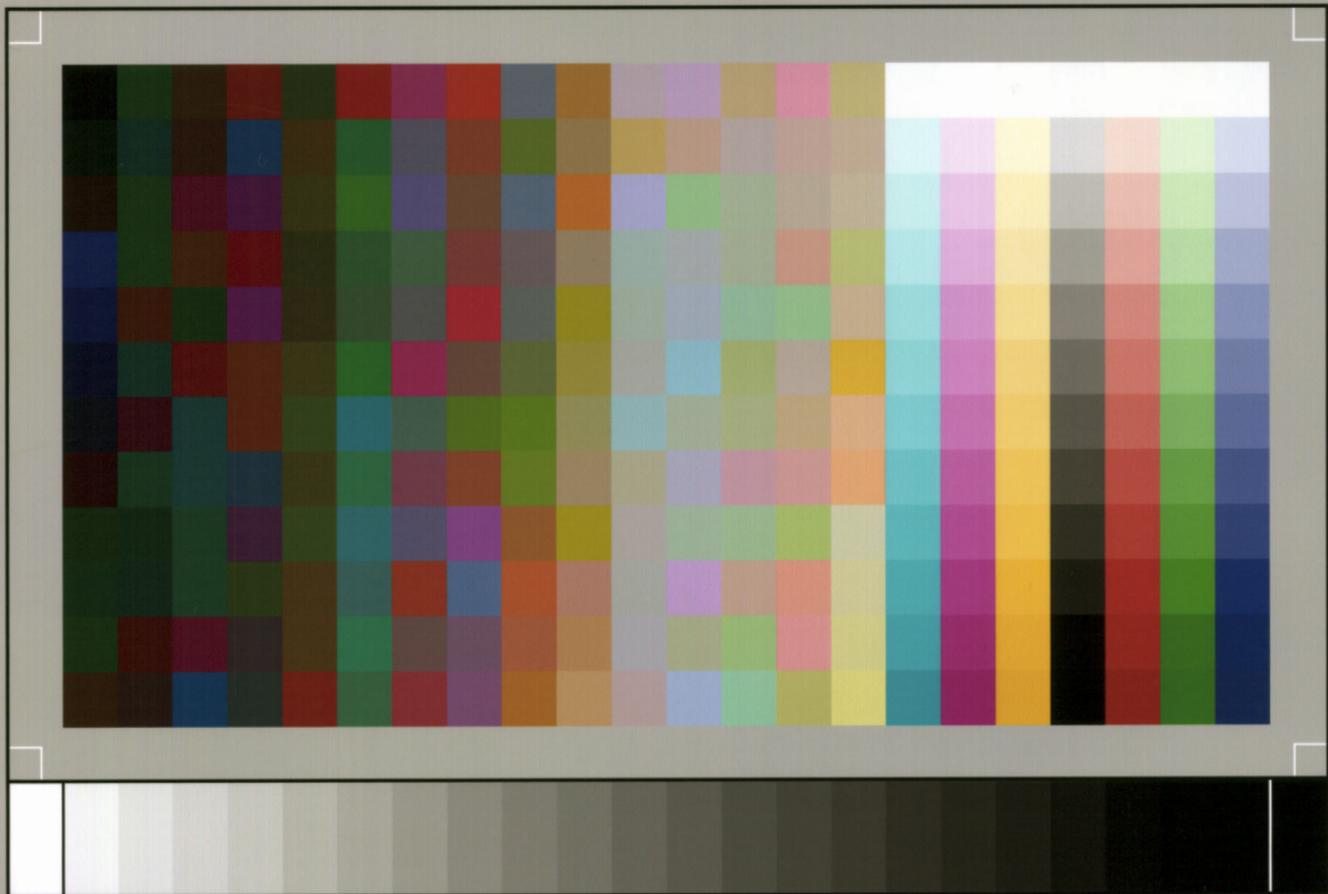
ne der Schwebenden Grundwasserstockwerke, da hier die meisten Grundwasserstockwerke nicht im hydraulischen Kontakt stehen. Findet hier aufgrund besonderer hydraulischer Bedingungen dennoch eine Beeinflussung statt, sind fast ausschließlich nur die direkt an das Entnahmestockwerk angrenzenden Grundwasserstockwerke betroffen.

7. Schriftenverzeichnis

- Ehrenberg, K.-H. & Hickethier, H. (1985): Die Basaltbasis im Vogelsberg. Schollenbau und Hinweise zur Entwicklung der vulkanischen Abfolge. – Geol. Jb. Hessen, **113**: 97–135; Wiesbaden.
- Ehrenberg, K.-H., Kött, A. & Nesbor, D. (1996): Forschungsbohrung 1996 Vogelsberg. – Bohrprofil der Forschungsbohrung, 10 S.; Wiesbaden (Manuskript).
- Fuhrmann, U. & Lippolt, H.-J. (1987): K-Ar-Datierungen an Maintrapp-Basalten aus Bohrungen in Frankfurt a.M. nach ⁴⁰Ar/³⁹Ar-Stufenentgasungstechnik. – Geol. Jb. Hessen, **115**: 245–257; Wiesbaden.
- Hoernle, K., Zhang, Y.-S. & Graham, D. (1995): Seismic and geochemical evidence for large-scale mantle upwelling beneath eastern Atlantic and western and central Europe. – Nature, **374**: 34–39; London.
- Höltling, B. (1971): Wassererschließung im schwebenden Grundwasserstockwerk (Brunnenbohrung der Gemeinde Stumpertenrod/Kr. Alsfeld). – Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., **99**: 341–346; Wiesbaden.
- Hoppe, A. & Schulz, R. (1997): Die Forschungsbohrung Vogelsberg 1996. – Geowissenschaften, **15**: 172–173; Essen.
- Mattheß, G. (1970): Beziehung zwischen geologischem Bau und Grundwasserbewegung in Festgesteinen. – Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch., **58**: 105 S.; Wiesbaden.
- Scharpff, H.-J. (1988): Hydrogeologie. – Erl. geol. Kt. Hessen 1:25000, Bl. 5621 Weonings: 116–176; Wiesbaden.
- Schenk, E. (1968): Über den Wasserhaushalt des basaltischen Paläovulkans Vogelsberg in Hessen. – Steir. Beitr. Hydrogeol., **20**: 23–50; Graz.
- Schmidt A. (1992): Die basaltischen Grundwasserleiter im westlichen Vogelsberg (Hessen) und deren Stockwerksgliederung. – Diss. TH Darmstadt, D 17: 178 S.; Darmstadt.
- Wedepohl, K.-H. (1985): Origin of the Tertiary basaltic volcanism in the northern Hessian Depression. – Contrib. Mineral. Petrol., **89**: 122–143; Berlin.
- Wedepohl, K.-H., Gohn, E. & Hartmann, G. (1994): Cenozoic alkali basaltic magmas of western Germany and their products of differentiation. – Contrib. Mineral. Petrol., **115**: 253–278; Berlin.
- Wiegand, K. (1977): Die geologischen, hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnisse des Vogelsberges (Hessen). – Geol. Jb. Hessen, **105**: 177–184; Wiesbaden.

Manuskript eingegangen am 18.11.1998, angenommen am 29.11.1998





SP050509001

ScanPrint® *autopilot* Scan Target v2.0