

# Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser

Ergebnisse isotopenhydrologischer und hydrochemischer  
Untersuchungen im Teilprojekt 6 des Forschungsvorhabens  
„Konfliktarme Baggerseen (KaBa)“

Bearbeiter: BRUNO BERTLEFF  
HANS PLUM  
JOACHIM SCHUFF  
WILLIBALD STICHLER  
DIETHARD H. STORCH  
CHRISTIAN TRAPP

Freiburg i. Br. 2001

ISSN 0940-0834

Herausgeber: Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg  
Albertstraße 5, D-79104 Freiburg  
Telefon (0761) 204-4375, Fax (0761) 204-4438  
E-Mail [schriftleitung@lgrb.uni-freiburg.de](mailto:schriftleitung@lgrb.uni-freiburg.de)  
Internet <http://www.lgrb.uni-freiburg.de>

Bearbeiter: Dr. B. BERTLEFF, Dr. H. PLUM, Dipl.-Ing. J. SCHUFF, Dr. W. STICHLER, Priv.-Doz. Dr. D. H. STORCH &  
Dr. CH. TRAPP

Redaktion: Priv.-Doz. Dr. DIETHARD H. STORCH

Satz, Gestaltung: HEIKE MERKT & ANGELIKA HERR

Druck: Poppen & Ortmann KG, Unterwerkstraße 5, D-79115 Freiburg

Februar 2001

## Vorwort

Die Rohstoffgewinnung und langfristige Sicherung der Rohstoffvorkommen und der Schutz des genutzten und nutzbaren Grundwasserdargebots führen oft zu Konflikten, deren Lösung eine sachbezogene, fachlich fundierte Beurteilung erfordert. Das Gewinnen von Kies und Sand berührt daher grundsätzlich wasserwirtschaftlich–hydrogeologische Belange, u. a. auch Fragen des quantitativen und qualitativen Grundwasserschutzes.

Um differenziertere Strategien entwickeln zu können, die sowohl den Bedürfnissen nach einer gesicherten Rohstoffversorgung als auch nach einem effektiven Grundwasserschutz Rechnung tragen, sind umfangreiche Kenntnisse der jeweiligen hydrogeologischen Situation erforderlich. Das im Rahmen des Projekts „Konfliktarme Baggerseen“ (KaBa) gemeinsam von LfU, LGRB, GSF und ISTE durchgeführte Forschungsvorhaben hat zum Ziel, dafür die fachlichen Grundlagen zu liefern.

Die hier vorgestellten Ergebnisse vor allem isopenhydrologischer und hydrochemischer Untersuchungen belegen die komplexen Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser.

Die Ergebnisse des Projekts dienen einer Versachlichung der Diskussion und sind Anregung zu weiteren wissenschaftlichen Untersuchungen zu diesem Thema, die bereits begonnen haben.

Prof. Dr. H. Schneider

Präsident des Landesamts für Geologie,  
Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg



Blick auf den Waldsee im Landkreis Emmendingen, Fläche 2,5 ha, mittlere Tiefe 5 m

Foto: Trapp

## Kurzfassung

Die komplexen Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und dem Grundwasser wurden nach einer Auswahl aus rund 100 Baggerseen an acht repräsentativen Baggerseen untersucht. Ziel der Untersuchungen war, die Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit bei der Baggerseepassage qualitativ und quantitativ zu erfassen und die wichtigsten Einflussfaktoren zu ermitteln. Zur Beurteilung der Auswirkungen des Kiesabbaus auf das Grundwasser sind neben Kenntnissen der limnologischen Verhältnisse auch fundierte Kenntnisse der jeweiligen hydrogeologischen Situation erforderlich.

Die ausgewählten Baggerseen und das Grundwasser oberstromig und unterstromig der Seen wurden mit hydrogeologischen, isotopehydrologischen und hydrochemischen Methoden untersucht. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich über rund zwei Jahre. Der Messumfang beinhaltete Vorortparameter (T, LF, O<sub>2</sub>, pH-Wert), hydrochemische Analytik (Gesamthärte, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, NH<sub>4</sub>, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub> sowie die Spurenstoffe P, Pb, Al, Cr, As und bei einem See F) und Isotopengehaltsbestimmungen (<sup>2</sup>H, <sup>18</sup>O). Von diesen Parametern wurden Vertikalprofile, Zeitreihen und flächige Verteilungen an Stichtagen gemessen. Organische Substanzen und die mikrobiologische Beschaffenheit des See- und Grundwassers gehörten nicht zum Untersuchungsumfang.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind, getrennt für die einzelnen Baggerseen, in acht separaten Berichten ausgewertet und umfassend dokumentiert.

Anhand der Isotopengehaltsbestimmungen konnten für das Grundwasser unterstromig der jeweiligen Baggerseen die Seewasseranteile bestimmt werden. Die mit Hilfe der Isotopendaten ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,5 und 2 m/d und zeigen eine gute Übereinstimmung mit den aus den hydraulischen Kennwerten abgeschätzten Geschwindigkeiten. Die mittleren Aufenthaltszeiten des Grundwassers in den Seen liegen zwischen < 0,7 und 8,7 Jahren.

In Bezug auf die untersuchten hydrochemischen Parameter zeigen die Ergebnisse, trotz der unterschiedlichen Trophiezustände der untersuchten Baggerseen, keine nachhaltigen negativen Auswirkungen der Seen auf das unterstromige Grundwasser. Auswirkungen auf die Temperatur und die Sauerstoff-Konzentrationen des Grundwassers sind auf den direkten Nahbereich beschränkt. Weiterreichende Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit infolge der Baggerseepassage sind eine Teilenthärtung, bei oxidierenden Grundwasserverhältnissen die Verringerung der Nitrat-Konzentrationen, in geringerem Umfang der Sulfat-Konzentrationen, sowie bei reduzierenden Grundwasserverhältnissen ein Rückgang der Eisen- und Mangan-Konzentrationen. Unter bestimmten Randbedingungen kann ein Baggersee somit als effektive Stoffsenke wirken und zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität führen. Diese Befunde stimmen überein mit den Ergebnissen anderer, bisher durchgeführter Studien zu diesem Thema.

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die untersuchten Seen nicht alle der möglichen Randbedingungen abdecken. Somit gelten diese Aussagen nur unter den folgenden Einschränkungen:

- Bei stark erhöhten Schadstofffrachten in der Staub- oder Niederschlagsdeposition sind negative Auswirkungen auf die See- und eventuell auch auf die Grundwasserqualität denkbar. Ein entsprechend starker Anstieg ist derzeit jedoch nur im Rahmen von Katastrophenszenarien vorstellbar und würde sich in gleicher Weise auf jedes uferfiltrierte Grundwasser auswirken (z. B. Schadstofffreisetzung nach einem Chemieunfall).
- Ein massiver Schadstoffeintrag durch belastete oberirdische oder oberflächennahe Randzuflüsse und oberirdische Fließgewässer kann zu einer nachhaltigen Verminderung der Seewasserqualität und damit auch der Qualität des unterstromigen Grundwassers führen.
- Alle untersuchten Seen werden nur für Freizeit und Angelsport genutzt bzw. noch zur Kiesgewinnung betrieben. Die Beurteilung der Auswirkungen anderer Nutzungen war nicht Gegenstand der Untersuchungen.
- Keiner der untersuchten Baggerseen ist stockwerksübergreifend angelegt. Durch eine hydraulische Verbindung getrennter Grundwasserstockwerke (so vorhanden) besteht grundsätzlich die Möglichkeit negativer Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit durch eine Verlagerung von geogen belasteten Grundwässern in höhere und von anthropogen belasteten Grundwässern in tiefere Stockwerke.

- Die Grundwasserfließgeschwindigkeiten im Umfeld der untersuchten Seen sind mit Werten bis 2 m/d relativ gering. Bei höheren Fließgeschwindigkeiten, wie sie im Alpenvorland z. T. nachgewiesen wurden, können sich auch die unterstromigen Auswirkungen über größere Entfernungen erstrecken.

Als wichtige Voraussetzungen für die Anlage von Baggerseen sind im Hinblick auf den Grundwasserschutz zu nennen:

- Anlage des Baggersees unter Berücksichtigung der Grundwasserfließverhältnisse.
- Gestaltung der Baggerseemorphometrie nach limnologischen Erfordernissen.
- Bei hydrochemischen Kontrasten kein stockwerksübergreifender Abbau.
- Bei ordnungsgemäßer Kiesgewinnung, Kiesaufbereitung und Kiesverarbeitung ist ein Eintrag von grundwassergefährdenden Substanzen im Gefolge der Kiesgewinnung nicht zu erwarten. Besonderes Augenmerk ist jedoch auf den Einsatz von Hilfsstoffen, wie z. B. Flockungsmitteln, zu richten.
- Schutz vor belasteten oberirdischen Zuflüssen.
- Umweltverträgliche Folgenutzungen, die nicht mit größeren Einträgen von eutrophierungsrelevanten Stoffen oder Schadstoffen in den Baggersee verbunden sind.
- Keine Einlagerung von Fremdmaterial in Baggerseen.

Insgesamt zeigen die durchgeführten Untersuchungen im Grundwasser unterstromig der Baggerseen für einzelne Parameter Veränderungen, die aufgrund der geringen Reichweite der Beeinflussung nicht als nachteilig zu beurteilen sind. Einzelne Parameterveränderungen können hinsichtlich der Grundwasserbeschaffenheit sogar positiv beurteilt werden.

## Summary

Complex lake–groundwater interactions in dredging lakes (artificial groundwater lakes in gravel pits) were the subject of a research program in the last few years. Among 100 lakes, a totality of eight lakes was selected for detailed investigations. These eight lakes represent various geometric properties (ratio of water surface to depth of lake) as well as lakes with various hydraulic connection to the groundwater flow system. The detection of qualitative and quantitative changes in groundwater hydrochemical composition during lake passages and their controlling factors was the aim of the study. The evaluation of gravel mining impacts on downgradient groundwater requires a sound understanding of the individual hydrogeological and limnological situation.

The eight lakes as well as upgradient and downgradient groundwater were studied by means of geohydraulic, isotope and hydrochemical techniques. The study covered a period of two years. In general, all measuring points were sampled on a monthly basis. Sampling locations of special interest provided weekly data. The measured characteristics of the groundwater included physico-chemical parameters (temperature, conductivity, oxygen, pH-value), chemical parameters (Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ , Cl,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{NO}_3$ , and  $\text{H}_2\text{SiO}_3$ ), trace elements (P, Pb, Al, Cr, As, and only for one lake F), and stable isotopes ( $^2\text{H}$  and  $^{18}\text{O}$ ). Organic substances and the microbiological quality of lake water and groundwater were not subject of the study.

The results of the investigations have been comprehensively documented in eight separate reports.

The rate of lake water in downgradient groundwater could be determined on the basis of stable isotope contents. Additionally, mean groundwater flow velocities between 0,5 and 2 m/d could be derived from stable isotope contents. These values match the data estimated from hydraulic calculations. The mean residence times of water in the lakes range between <0,7 and 8,7 years.

Despite various trophic conditions in the lakes, the results of hydrochemical investigations carried out show no lasting negative impact on downgradient groundwater quality. Impact on groundwater temperature and oxygen content is restricted to the downgradient aquifer areas in close proximity to the lakes. Impact on downgradient groundwater quality beyond the close proximity can be identified: Oxidizing aquifer conditions

force the decrease of nitrate and partially of sulfate, reducing aquifer conditions lead to a decrease of iron and manganese contents. In general, total dissolved solids in groundwater are reduced after the lake passage. Under certain boundary conditions the lakes represent a mass sink for the investigated dissolved solids in upgradient groundwater and improve downgradient groundwater quality. Our findings match the results of other, comparable studies.

Looking at the evaluation of the results, it has to be taken into account that the lakes studied do not represent all possible natural boundary conditions. Our statements are only valuable under the following restrictions:

- High contaminant loads in atmospheric depositions and precipitation can lead to a negative impact on lake water quality and possibly groundwater quality. The release of serious contaminant loads is restricted to disaster scenarios. In any way they would affect any groundwater derived from bank filtration (e. g. contaminant release after an accident).
- Massive contaminant loads in upgradient groundwater and inflowing surface waters can strongly reduce lake water quality and thus also the downgradient groundwater quality.
- All lakes studied are subject to recreational use, fishery, and gravel exploitation respectively. The evaluation of impact by different uses was not subject of this study.
- Although being partially situated in multi-layer aquifer systems, no lake studied penetrates confining layers between individual aquifers. Principally, the penetration of confining layers between individual aquifers can induce the upward migration of naturally contaminated or the downward migration of anthropogenically contaminated groundwater and thus, having a negative impact on groundwater quality in circulation systems.
- Mean groundwater flow velocities in the vicinity of the lakes studied are about 2 m/d and can be declared as relatively low. Higher flow velocities induce longer downgradient distances of impact.

The results of the investigation reported here indicate that it is possible to provide effective groundwater protection when the gravel pits are being carefully positioned and developed. Important prerequisites are:

- The lake must be set up with respect to the local groundwater flow situation.
- The lake's shape must be designed due to limnological requirements.
- The lake must not penetrate confining layers in case of hydrochemical contrasts between individual aquifers.
- Gravel exploitation, preparation, and processing have to be performed according to the rules. In this case an input of contaminants is not to be expected. Special attention has to be paid to substances harmful to groundwater, e. g. flocculation agents.
- The lake must be protected against contaminant loaded superficial influx.
- After gravel exploitation the lake shall be used in a way that ensures no or few input of nutrients into the lake water.
- No dumping of offsite material into a lake.

In general, the investigations in downgradient groundwater show changes in the concentrations of particular parameters. Due to the limitation of this impact to areas in close proximity to the lakes these changes are not evaluated harmful to groundwater quality in the downgradient aquifer. Changes in particular parameters can be evaluated as a benefit for downgradient groundwater quality.

## Inhalt

		Seite
1	Einleitung und Zielsetzung .....	10
2	Bisheriger Kenntnisstand .....	11
3	Grundlagen für die Untersuchung von Baggerseen .....	12
3.1	Hydraulische Grundlagen .....	12
3.2	Hydrochemische Grundlagen .....	12
3.2.1	Einflussfaktoren .....	12
3.2.2	Kalk-Kohlensäure-System .....	12
3.2.3	Redox-Reaktionen .....	13
3.2.4	Biochemische Prozesse .....	13
3.3	Isotopenhydrologische Grundlagen .....	14
3.3.1	Isotopenfraktionierung .....	14
3.3.2	Mischung zwischen Seewasser und Grundwasser .....	16
3.3.3	Verweilzeit und Fließgeschwindigkeit des Grundwassers .....	16
3.3.4	Grundwasserzustrom und Mittlere Aufenthaltszeit .....	17
4	Untersuchungsumfang .....	19
4.1	Auswahl der Testseen .....	19
4.2	Probenahmestellen .....	19
4.3	Parameterumfang .....	20
4.4	Untersuchungszeitraum und Beprobungsrhythmus .....	20
4.5	Probenahmemodus .....	22
5	Beschreibung der untersuchten Baggerseen .....	23
5.1	Leissee .....	23
5.2	Epplesee .....	24
5.3	Waldsee/Hesselhurst .....	25
5.4	Binninger Baggersee .....	26
5.5	Apostelsee .....	27
5.6	Waldsee/Emmendingen .....	31
5.7	Bechinger See .....	32
5.8	Alter Vogelbaggersee .....	33
6	Untersuchungsergebnisse .....	36
6.1	Allgemeines .....	36
6.2	Oberstromiges Grundwasser .....	36
6.2.1	Grundwassertemperatur .....	36
6.2.2	Allgemeine hydrochemische Charakteristik .....	39
6.2.3	Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Gesamthärte, pH-Wert .....	39
6.2.4	Sauerstoff .....	41
6.2.5	Stickstoff, Schwefel .....	41
6.2.6	Eisen, Mangan .....	42
6.2.7	Natrium, Kalium, Chlorid .....	42
6.2.8	Silizium .....	42
6.2.9	Spurenelemente .....	42
6.3	Baggerseen .....	43
6.3.1	Grundwasserzustromraten, Mittlere Aufenthaltszeiten .....	43
6.3.2	Seewassertemperatur .....	45
6.3.3	Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Gesamthärte, pH-Wert .....	45

	Seite
6.3.4 Sauerstoff .....	48
6.3.5 Stickstoff, Schwefel .....	48
6.3.6 Eisen, Mangan .....	48
6.3.7 Natrium, Kalium, Chlorid .....	49
6.3.8 Silizium .....	49
6.3.9 Spurenelemente .....	49
6.4 Unterstromiges Grundwasser .....	50
6.4.1 Seewasseranteile, Grundwasserfließgeschwindigkeiten .....	50
6.4.2 Grundwassertemperatur .....	52
6.4.3 Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Gesamthärte, pH-Wert .....	52
6.4.4 Sauerstoff .....	53
6.4.5 Stickstoff, Schwefel .....	54
6.4.6 Eisen, Mangan .....	54
6.4.7 Natrium, Kalium, Chlorid .....	54
6.4.8 Silizium .....	55
6.4.9 Spurenelemente .....	55
7 Auswirkungen der Baggerseen auf die Grundwasserbeschaffenheit .....	56
7.1 Übersicht .....	56
7.2 Eintrag in den Baggersee .....	56
7.3 Austausch mit der Atmosphäre .....	57
7.4 Verlagerung durch Umwälzung .....	57
7.5 Fixierung von Substanzen .....	57
7.6 Stoffabbau .....	59
7.7 Bildung von Stoffen .....	60
7.8 Remobilisierung .....	60
7.9 Veränderung der Milieubedingungen .....	61
8 Bewertung der Ergebnisse .....	62
Literatur .....	63

# 1 Einleitung und Zielsetzung

Ziel der isotopehydrologischen und hydrogeologischen Untersuchungen im Teilprojekt 6 des Forschungsvorhabens „**Konfliktarme Baggerseen (KaBa)**“ ist es, wissenschaftlich fundierte Kenntnisse über die komplexen Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser zu gewinnen. Schwerpunkt der Untersuchungen war, an repräsentativen Baggerseen die Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit bei der Baggerseepassage qualitativ und quantitativ zu erfassen und die wichtigsten Einflussfaktoren zu ermitteln. Die Ergebnisse sollen es u. a. gestatten, die Auswirkungen des Kiesabbaus auf das Grundwasser genauer beurteilen zu können.

Hauptverbreitungsgebiete der Sand- und Kiesvorkommen sind in Baden-Württemberg der Oberrheingraben und das Alpenvorland. Im Oberrheingraben wurde im Pleistozän eine z. T. mehrere 100 m mächtige Folge von Sanden und Kiesen abgelagert, die eines der größten zusammenhängenden Grundwasservorkommen Mitteleuropas birgt. Das Grundwasser wird einerseits für den lokalen Bedarf, andererseits auch für die regionale Wasserversorgung in zahlreichen Wasserwerken gefördert. Im Alpenvorland sind als Relikte der pleistozänen Vergletscherungen eine große Anzahl räumlich getrennter Sand- und Kieskörper glazifluvialer Entstehung vorhanden, die in den meisten Fällen ebenfalls sehr gute Grundwasserleiter darstellen.

Die Fragen, die mit Hilfe der Ergebnisse des Teilprojekts 6 beantwortet werden sollen, lassen sich im einzelnen wie folgt formulieren:

- Wie verändert sich das in den Baggersee einströmende Grundwasser?
- Welche Prozesse sind für die Veränderungen verantwortlich?
- Welchen Einfluss haben das chemische Milieu des oberstromigen Grundwassers und eine anthropogene Vorbelastung auf die Prozesse im See?

- Welche Auswirkung hat der Baggersee auf die Qualität des unterstromigen Grundwassers?
- Wie wirken sich die Geometrie und die Anbindung des Baggersees an das Grundwasser sowie die Größe des Grundwasserdurchsatzes auf die Prozesse im See und die Beschaffenheit des unterstromigen Grundwassers aus?
- Wie wirken sich die hydrogeologischen Faktoren aus?
- Inwieweit lassen sich die gewonnenen Ergebnisse auf andere Standorte übertragen?
- Welche Schlussfolgerungen lassen sich aus den gewonnenen Erkenntnissen ziehen?

Um diese Fragen zu beantworten, wurden acht repräsentative Baggerseen hydrogeologisch, isotopehydrologisch und hydrochemisch untersucht. Die Testseen wurden so ausgewählt, dass eine möglichst breite Palette an Randbedingungen abgedeckt ist. Die Auswahl der Seen und die dazu durchgeführten Vorerkundungen sind in Kap. 4 beschrieben.

Untersucht wurden das Grundwasser oberstromig und unterstromig der Seen sowie die Baggerseen selbst. Der Beprobungszeitraum erstreckte sich über rund zwei Jahre. Der Messumfang beinhaltete Vorortparameter, chemische Analytik und Isotopenanalytik, gemessen wurden Vertikalprofile, Zeitreihen und flächige Verteilungen an Stichtagen. Organische Substanzen und die mikrobiologische Beschaffenheit des See- und Grundwassers gehörten nicht zum Untersuchungsumfang.

Limnologische und ökologische Aspekte der Baggerseen waren nicht Gegenstand des KaBa-Teilprojekts 6. Sie werden in anderen Teilprojekten behandelt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind, getrennt für die einzelnen Baggerseen, in separaten Berichten umfassend dokumentiert (Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg 2000).

## 2 Bisheriger Kenntnisstand

Bereits in den sechziger Jahren begann die Wasserwirtschaftsverwaltung Baden-Württemberg, die Auswirkungen der durch den Kiesabbau entstandenen Seen auf den Wasserhaushalt zu untersuchen. Die Ergebnisse finden sich in drei Berichten der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU 1975, 1977, 1981). Daneben gibt es eine Vielzahl von Untersuchungen einzelner spezieller Fragestellungen zur Wechselwirkung Baggersee/Grundwasser wie auch umfangreiche systematische Studien (WROBEL 1980a, ZIMMERMANN 1988, BARUFKE 1990, ICKS 1990, Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1995).

Im Rahmen des KaBa-Projekts wurden im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) Literaturstudien zu den Themen „Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen“ (Boos 1996) und „Baggerseen und deren Auswirkungen auf das Grundwasser“ (Boos & STROHM 1999) erstellt.

In den in der Literatur beschriebenen Fallstudien zum

Stoffhaushalt in Baggerseen wurde bei sauerstoffhaltigen Grundwässern im See ein Rückgang der Nitrat-Konzentration und bei reduzierendem Grundwassermilieu ein Rückgang der Konzentrationen von Ammonium, Nitrit, Eisen und Mangan beobachtet.

Algenbürtige Stoffe, die in größeren Mengen nur in Seen mit großem Algenaufkommen anzutreffen sind, unterliegen unter aeroben Bedingungen während der Untergrundpassage einem intensiven Abbau, so dass sie im Grundwasser bereits nach einer Fließstrecke von nur wenigen Metern nicht mehr nachweisbar sind. Selbst in einem postoxischen oder sulfidischen Hypolimnion besteht bei der Uferpassage auch für diese Stoffe ein hohes Retentionsvermögen durch Filtrations- und Abbaueffekte (Boos & STROHM 1999).

Negative Einflüsse von Baggerseen auf die Qualität des unterstromigen Grundwassers, die über eine größere Entfernung wirksam sind und die Nutzbarkeit des Grundwassers einschränken, sind in der hier aufgeführten Literatur nicht beschrieben.

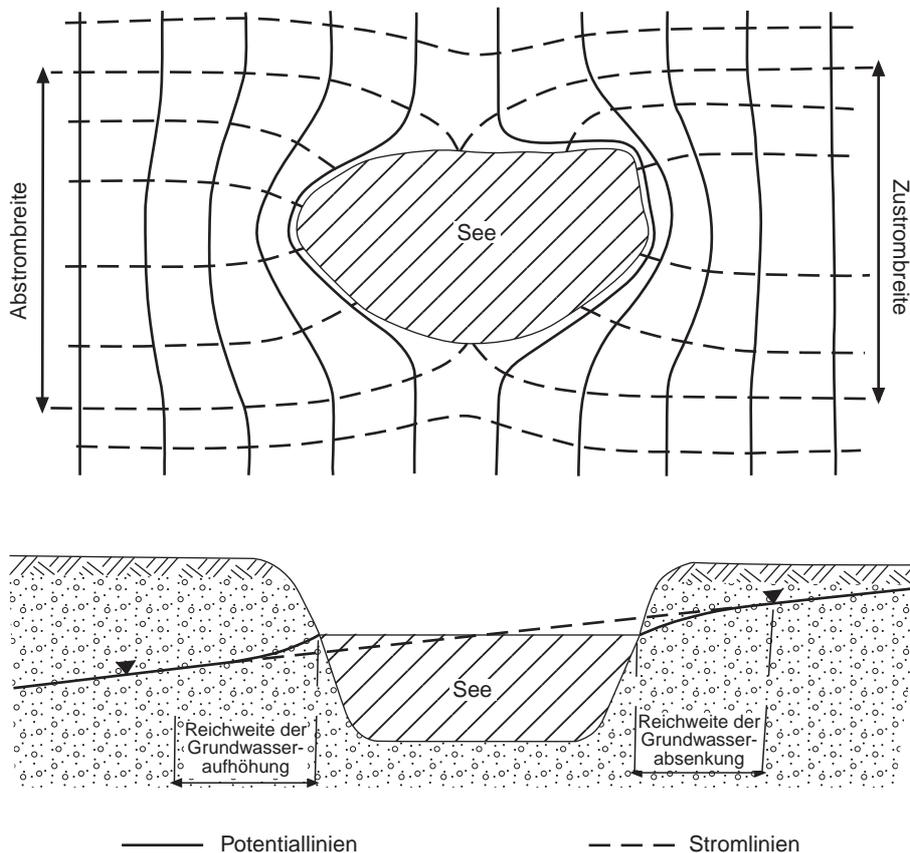


Abb. 1: Hydraulische Verhältnisse im Umfeld eines Baggersees; schematisch

## 3 Grundlagen für die Untersuchung von Baggerseen

### 3.1 Hydraulische Grundlagen

Baggerseen und Grundwasser stehen in einer komplexen Wechselbeziehung, da Baggerseen als Grundwasseraufschlüsse in der Regel über keinen oberirdischen Zu- und Ablauf verfügen. Die Menge des zu- und abfließenden Grundwassers wird durch die hydraulischen Kennwerte des angeschnittenen Grundwasserleiters, das Grundwassergefälle und den Grad der Kolmation des Sees, d. h. das Ausmaß der Abdichtung des Sees gegenüber dem Grundwasserleiter, bestimmt. Die Kolmation wird u. a. stark von der Morphometrie des Sees beeinflusst. Steile Böschungen begünstigen den horizontalen Grundwasserdurchfluss, während der Seeboden sich stärker abdichtet. Dies ist für solche Baggerseen wichtig, deren Tiefe nicht bis auf den Grundwasserstauer reicht. Langfristig ist mit fortschreitender Kolmation eine allmähliche Abnahme der Durchlässigkeit zu erwarten, die zu einer Verringerung der Durchflussraten führt.

In grober Näherung läßt sich die Austauschrate hydraulisch mit Hilfe des Gesetzes von DARCY abschätzen:

$$Q = k_f \cdot i \cdot F$$

$Q$  – Grundwasserstrom [ $m^3/s$ ]

$k_f$  – Durchlässigkeitsbeiwert [ $m/s$ ]

$i$  – hydraulisches Gefälle [-]

$F$  – durchströmte Fläche [ $m^2$ ]

Nimmt man für diese Abschätzung als durchströmte Fläche  $F$  nur den Querschnitt des Sees senkrecht zur Grundwasserfließrichtung, bleibt die Veränderung des Fließbildes durch den Baggersee unberücksichtigt. Der im Vergleich zum Grundwasserleiter geringere Fließwiderstand im See führt zu einer Fokussierung der Fließwege durch den See (Abb. 1). Die Breite des tatsächlich durch den See erfassten Einzugsgebiets ist größer als die Breite des Sees, die mit der Querschnittsfläche des Sees berechnete Zustromrate somit nur ein unterer Grenzwert. Andererseits liefert eine Abschätzung mit dem Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters immer dann zu große Zustromraten, wenn eine Kolmation vorliegt.

Im Vergleich zum speicherwirksamen Hohlraumanteil des Grundwasserleiters von rund 20–25 % wirkt der See mit 100 % als großer Zwischenspeicher für das Grundwasser. Innerhalb des Sees können große Differenzen in den Aufenthaltszeiten bestehen, wenn einzelne Zonen infolge der Seedynamik in unterschiedlicher Intensität an der aktiven Umsetzung teilnehmen.

### 3.2 Hydrochemische Grundlagen

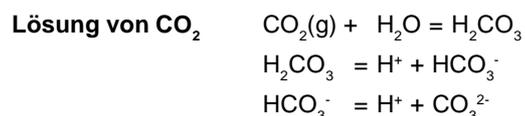
#### 3.2.1 Einflussfaktoren

Zur chemischen Beschaffenheit des Grundwassers tragen viele Einflussfaktoren bei. Der Niederschlag und das Wasser aus einem oberirdischen Gewässer, die in den Boden eindringen, enthalten Inhaltsstoffe geogener und anthropogener Herkunft (LfU Baden-Württemberg 1994). Im Untergrund reagiert das Sickerwasser mit der Bodenluft und den Kontaktgesteinen, wodurch im allgemeinen die Gesamtmineralisation zunimmt und der typische chemische Charakter eines Grundwassers entsteht. Beim Übertritt des Grundwassers in einen Baggersee ändern sich die Randbedingungen von einem weitgehend geschlossenen zu einem offenen System, das an der Seeoberfläche mit der Atmosphäre in Kontakt steht und der Sonneneinstrahlung ausgesetzt ist. Die biologischen Vorgänge im See tragen maßgeblich zu den veränderten Randbedingungen bei.

Einige wichtige chemische Prozesse, die die Beschaffenheit des Grund- und Seewassers beeinflussen, sind im Folgenden beschrieben. Für weitergehende Informationen wird auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen (z. B. BOOS & STROHM 1999, SCHWOERBEL 1999).

#### 3.2.2 Kalk-Kohlensäure-System

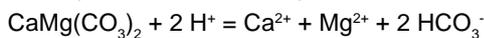
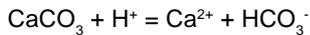
Bei der Passage durch die ungesättigte Zone löst das Sickerwasser  $CO_2$  aus der Bodenluft, das hier im Vergleich zur Atmosphäre etwa um den Faktor 10 bis 100 angereichert ist. Dadurch sinkt der pH-Wert und das Wasser erhält ein verstärktes Kalk-Lösungs-Potential.



Die Löslichkeit von  $CO_2$  ist temperaturabhängig. Sie ist bei niedrigen Temperaturen größer als bei hohen Temperaturen.

Die in der ungesättigten Zone einsetzende Karbonatlösung ist die wichtigste Reaktion des Sickerwassers in karbonatischen Gesteinen. Als Folge dieser Reaktion steigen die Ca-, Mg- und  $HCO_3^-$ -Konzentrationen an, ebenfalls die Gesamthärte.

### Lösung von Karbonaten



Die Zusammensetzung und die Größe der geogenen Komponente sind u. a. abhängig von der Zeitdauer des Kontakts (Abstandsgeschwindigkeit bzw. Mittlere Verweilzeit) sowie der chemischen Zusammensetzung der Bodengase und des Kontaktgesteins.

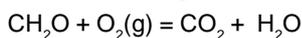
Eine umgekehrte Entwicklung kann einsetzen, wenn das Grundwasser in den Baggersee übertritt und  $\text{CO}_2$  über die Seeoberfläche in die Atmosphäre entweicht. Der  $\text{CO}_2$ -Verlust führt zu einem Anstieg des pH-Werts und zu einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts. Es tritt eine Übersättigung des Wassers in Bezug auf Karbonate ein, die eine Fällung von Calcit im See nach sich zieht. Diese Prozesse äußern sich in einer Abnahme der Konzentrationen von Calcium und Hydrogenkarbonat, z. T. auch von Magnesium, und damit einer Verringerung der Gesamthärte.

## 3.2.3 Redox-Reaktionen

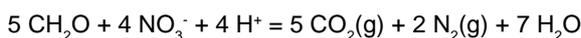
Von den Redox-Reaktionen sind die Redox-sensitiven Elemente betroffen, wozu u. a. Sauerstoff, Kohlenstoff, Schwefel, Stickstoff, Eisen und Mangan gehören. An den Umsetzungen sind Bakterien in größerem Umfang beteiligt. Als starkes Reduktionsmittel wirkt organischer Kohlenstoff, als starkes Oxidationsmittel gelöster Sauerstoff.

Steht organisches Material zur Verfügung, so können sich u. a. die folgenden Redox-Reaktionen nachhaltig auf die Grundwasserbeschaffenheit auswirken (MATTHESS 1994):

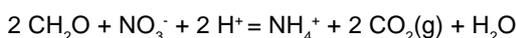
#### Aerobe Atmung



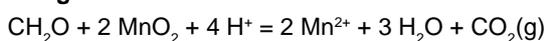
#### Denitrifikation



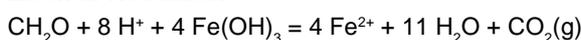
#### Ammonifikation



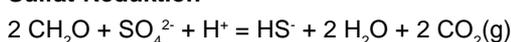
#### Mangan-IV-Reduktion



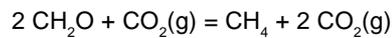
#### Eisen-III-Reduktion



#### Sulfat-Reduktion



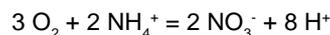
### Methan-Gärung



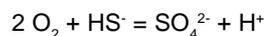
In den quartären Kiesen im Oberrheingraben findet man bereichsweise in größerem Umfang organisches Material, ebenso in den Baggerseen im Hypolimnion und verstärkt im Seesediment. Charakteristische Merkmale einer solchen Entwicklung, bei der das organische Material abgebaut wird, sind verringerte bis fehlende Konzentrationen von  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  sowie erhöhte Konzentrationen von Fe, Mn,  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{H}_2\text{S}$ .

Aufgrund der räumlich und zeitlich stark wechselnden Redox-Bedingungen in den Baggerseen können reduzierte Spezies, die bei den oben genannten Reaktionen entstanden sind, wieder oxidiert werden. Diese Reoxidation kann dabei sowohl im oxischen Milieu (bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff) als auch im postoxischen bzw. anoxischen Milieu (bei Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff) erfolgen. Beispiele dafür sind:

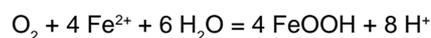
#### Nitrifikation



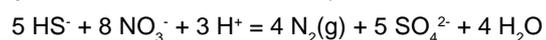
#### Sulfidoxidation



#### Eisenoxidation



#### Oxidation von Sulfidschwefel durch Nitrat (Denitrifikation durch Sulfid)



## 3.2.4 Biochemische Prozesse

Beim Aufbau von Biomasse werden hauptsächlich die biologisch relevanten Elemente Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff, untergeordnet Kalium, Schwefel und Eisen gebunden, Sauerstoff wird freigesetzt. Durch die biologische Sauerstoffproduktion entstehen in Kombination mit der physikalischen Belüftung in weiten Teilen des Sees aerobe Bedingungen (PFEIFFER 2000).

Im Zusammenhang mit dem Wachstum von Kieselalgen wird die gelöste Kieselsäure dem Wasser entzogen und zum Aufbau von Kieselskeletten verwendet.

Beim Abbau von Biomasse wird Sauerstoff gebunden und u. a.  $\text{CO}_2$  freigesetzt. Das Redox-Milieu verschiebt sich dabei in ein postoxisches bzw. anoxisches Milieu (DVWK 1988).

Bei eutrophierten Seen können in größerem Umfang algenbürtige Substanzen entstehen (z. B. Algentoxine), die sich negativ auf die Seewasserqualität auswirken (BOOS & STROHM 1999).

### 3.3 Isotopenhydrologische Grundlagen

#### 3.3.1 Isotopenfraktionierung

Im Wasserkreislauf kommen die Wassermoleküle  $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$ ,  $^1\text{H}^2\text{H}^{16}\text{O}$  und  $^1\text{H}_2^{18}\text{O}$  in unterschiedlichen Konzentrationen vor. Die physikalische Ursache dafür ist das unterschiedliche Molekulargewicht und damit der unterschiedliche Dampfdruck der einzelnen Molekülarten. Bei allen Phasenumwandlungen, z. B. bei Kondensations- und Verdunstungsvorgängen, findet eine temperaturabhängige Isotopenfraktionierung statt, wodurch sich für Untersuchungen des Wasserkreislaufs die Möglichkeit ergibt, Deuterium ( $^2\text{H}$ ) und Sauerstoff-18 ( $^{18}\text{O}$ ) als natürliche Tracer zu verwenden (DINCER 1968, ZIMMERMANN 1969, 1978, STICHLER & MOSER 1979, MOSER & RAUERT 1980, STICHLER 1980, GAT & GONFIANTINI 1981, KENDALL & McDONNELL 1998).

Die Konzentrationen von  $^2\text{H}$  und  $^{18}\text{O}$  werden international üblicherweise als relative Abweichung gegen einen definierten Standard (VSMOW: Vienna-Standard Mean Ocean Water) angegeben:

$$\delta^2\text{H} \text{ bzw. } \delta^{18}\text{O} = \left( \frac{R_{\text{Probe}}}{R_{\text{Standard}}} - 1 \right) \cdot 1000 \text{ [‰]}$$

$R_{\text{Probe}}$  –  $^2\text{H}$ - bzw.  $^{18}\text{O}$ -Konzentration in der Probe  
 $R_{\text{Standard}}$  –  $^2\text{H}$ - bzw.  $^{18}\text{O}$ -Konzentration im Standard

Die Messgenauigkeiten der Isotopenbestimmungen betragen für  $\delta^2\text{H} \pm 1,0 \text{ ‰}$  und für  $\delta^{18}\text{O} \pm 0,15 \text{ ‰}$ .

Durch Unterschiede im Isotopengehalt einzelner Niederschlagsereignisse wird das Grundwasser signifikant markiert. Dadurch können Fließwege verfolgt und Fließrichtungen bestimmt werden (STICHLER & HERRMANN 1983). Die isotopische Zusammensetzung des Niederschlags wird für die Messstationen Karlsruhe und Weil am Rhein regelmäßig gemessen. Die  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der monatlichen Niederschlagsproben (Abb. 2) zeigen den üblichen Jahresgang mit höheren Isotopengehalten in den Sommermonaten und niedrigeren Werten in den Wintermonaten, bei einer Schwankungsbreite von etwa  $\Delta \delta^{18}\text{O} = 7 \text{ ‰}$ . Die Messreihen dienen in der vorliegenden Untersuchung für den Oberrheingraben als Inputfunktion für das aus dem lokalen Niederschlag gebildete Grundwasser. Für die beiden Stationen ergeben sich folgende Mittelwerte für den Niederschlag:

Station Karlsruhe:

$\delta^{18}\text{O} = -7,95 \text{ ‰}$

$\delta^2\text{H} = -55,6 \text{ ‰}$

Station Weil am Rhein:

$\delta^{18}\text{O} = -8,39 \text{ ‰}$

$\delta^2\text{H} = -61,6 \text{ ‰}$

Zwischen den Deuterium- und Sauerstoff-18-Gehalten im Niederschlag besteht eine lineare Beziehung, die sich durch die so genannte Niederschlagsgerade (MWL: Meteoritic Water Line) darstellen lässt:

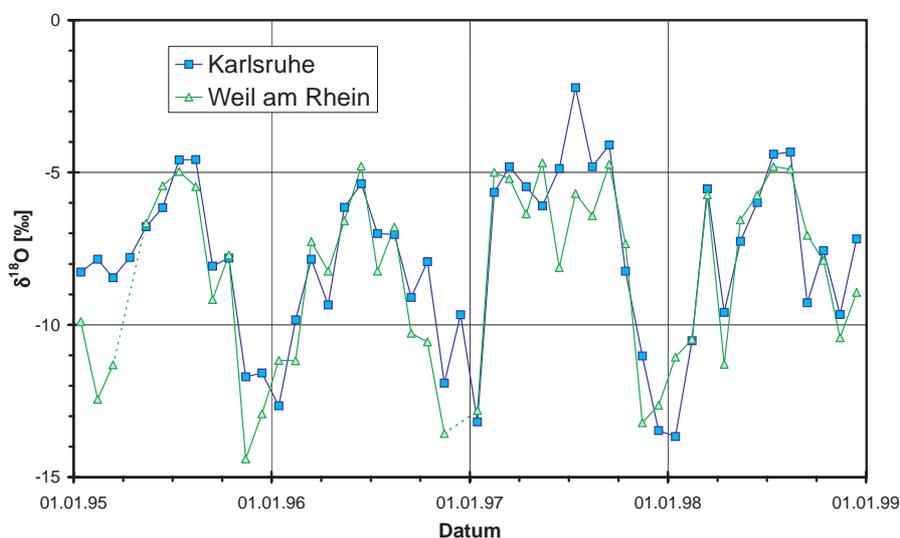


Abb. 2: Jahresgang des  $^{18}\text{O}$ -Gehalts in den Niederschlägen der Messstationen von Karlsruhe und Weil am Rhein (Monatsmittel)

$$\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + d$$

d – Deuterium-Exzess [-]

Für den lokalen Niederschlag der Stationen Karlsruhe und Weil am Rhein (Monatswerte von Niederschlagssammelproben für den Zeitraum 1981 bis einschließlich 1999) lautet die Gleichung der Niederschlagsgeraden (Abb. 3):

$$\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 8$$

Da diese  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Relation in guter Näherung auch für die Gebiete der Testseen gültig ist, wird sie in der vorliegenden Untersuchung allgemein als Bezugsgerade verwendet.

Wird das Grundwasser freigelegt, z. B. durch Baggerseen, entstehen durch die Verdunstung an der See-

oberfläche zusätzliche Fraktionierungseffekte. Da die isotopisch leichten Moleküle bevorzugt in die Atmosphäre übertreten, werden die schweren Isotope sukzessive im Seewasser angereichert, d. h., die  $\delta^2\text{H}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte steigen an. Bei diesem Prozess verändert sich auch das  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Isotopenverhältnis und damit der Deuterium-Exzess. Die Wässer, die bei fortschreitender Verdunstung eines Ausgangswassers entstehen, liegen im  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm ebenfalls auf einer Geraden, der so genannten Verdunstungsgeraden (VG; STICHLER & MOSER 1979, GAT & GONFIANTINI 1981, KENDALL & McDONNELL 1998). Eine schematische Darstellung dieser Zusammenhänge ist in Abb. 4 gegeben.

Das Ausmaß der Fraktionierung steigt dabei mit zunehmender Seefläche, die für eine Fraktionierung zur Verfügung steht, an. Dem entgegen wirkt die Vermi-

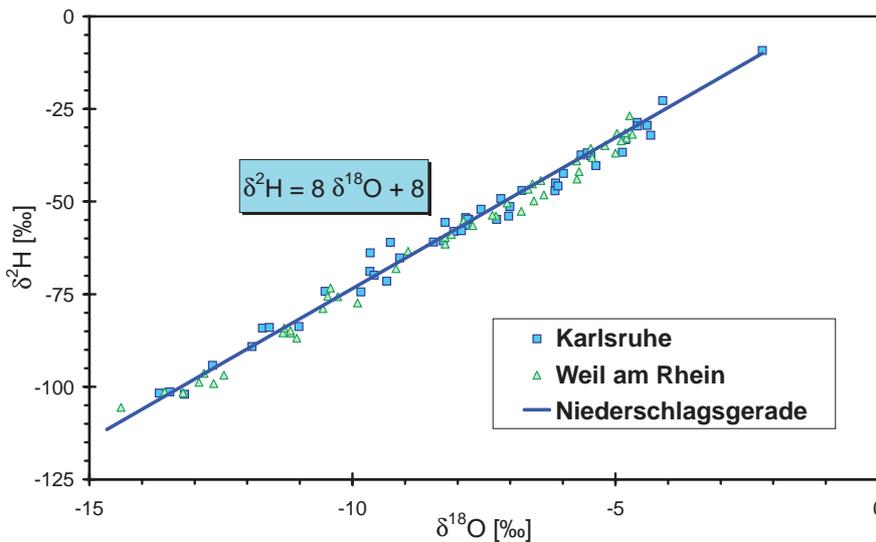


Abb. 3:  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm der monatlichen Niederschläge in den Messstationen Karlsruhe und Weil am Rhein von 1981–1999

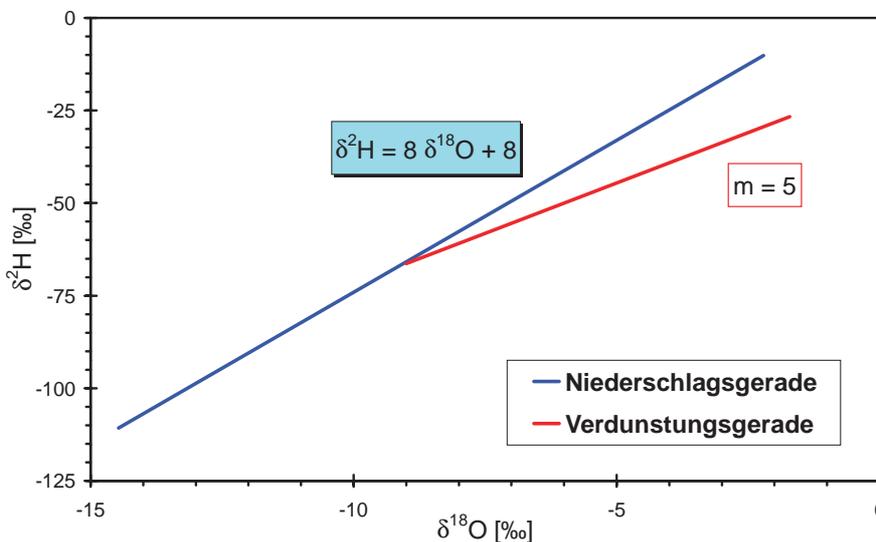


Abb. 4: Schematisches  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm mit Niederschlags- und Verdunstungsgerade

schung mit zuströmendem, isotopisch leichterem Grundwasser. Eine starke Isotopenfraktionierung ist entsprechend in Seen mit großer Seefläche, aber geringer Grundwasseraustauschrates zu erwarten.

Weil das abströmende Seewasser infolge Verdunstung von schweren Isotopen angereichert und damit isotopisch markiert ist, läßt es sich unterstromig des Sees im Grundwasser verfolgen. Quantitativ ermittelt werden können die Vermischung des Seewassers mit vom Seewasser unbeeinflusstem Grundwasser, die Grundwasserfließrichtung und, da in den  $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien des Seewassers durch den Jahresgang auch eine Zeitmarke enthalten ist, Fließzeiten und Abstandsgeschwindigkeiten. Die aus den Isotopendaten berechneten Fließzeiten und Fließgeschwindigkeiten gelten für den nicht sorptiven Transport, da das Wassermolekül selbst markiert ist und deshalb einen idealen Tracer darstellt.

### 3.3.2 Mischung zwischen Seewasser und Grundwasser

Die Berechnung von Mischungsanteilen setzt voraus, dass die Größen der mischungsrelevanten Parameter, hier die  $\delta^2\text{H}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte, für die beiden Endglieder der Mischungsreihe (unbeeinflusstes Grundwasser, Seewasser) bekannt sind. Der prozentuale Anteil von Seewasser in einer Grundwasserprobe kann dann mit Hilfe einer einfachen Mischungsformel berechnet werden:

$$x_{\text{sw}} = (\delta_{\text{Pr}} - \delta_{\text{GW}}) / (\delta_{\text{SW}} - \delta_{\text{GW}}) \cdot 100 \quad [\%]$$

$x_{\text{sw}}$  – Anteil von Seewasser in der Grundwasserprobe (%)

$\delta_{\text{Pr}}$  – Wert des Parameters (hier Wert  $\delta^2\text{H}$  bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ ) in der Probe

$\delta_{\text{GW}}$  – Wert des Parameters (hier Wert  $\delta^2\text{H}$  bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ ) im unbeeinflussten Grundwasser

$\delta_{\text{SW}}$  – Wert des Parameters (hier Wert  $\delta^2\text{H}$  bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ ) im Seewasser

Für das Seewasser wurden die  $\delta^2\text{H}$ - bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte als Mittelwerte der Proben von der Seeoberfläche und aus 2 m Tiefe berechnet, in einigen Fällen zusammen mit den Mittelwerten der Grundwassermessstellen, die zu 100 % Seewasser aufweisen. Die Isotopenkonzentrationen für das unbeeinflusste Grundwasser wurden aus den  $\delta^2\text{H}$ - bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwerten der oberstromig des Sees gelegenen Grundwassermessstellen ermittelt. Bei den Wässern aus diesen Messstellen liegen die Exzesswerte meist über  $d = 8 \text{ ‰}$  (vgl. Kap. 3.3.1). Im Vergleich zum Seewasser weist damit auch

der Deuterium-Exzess einen für eine Mischungsrechnung ausreichenden Kontrast auf.

Angesichts der Messgenauigkeit der Isotopengehaltsbestimmungen und der vorliegenden Unterschiede der Isotopengehalte zwischen See- und Grundwasser können prozentuale Anteile von Seewasser im Grundwasser mit einer Genauigkeit von etwa  $\pm 5 \text{ ‰}$  erfasst werden.

### 3.3.3 Verweilzeit und Fließgeschwindigkeit des Grundwassers

Die Mittlere Verweilzeit eines Grundwassers ( $T_o$ ) kann aus dem Vergleich der Isotopenganglinie des Niederschlags (input) mit der des Grundwassers (output) mittels Näherungsverfahren abgeschätzt werden. Es wird dabei vereinfachend angenommen, dass der Jahresgang der Ganglinien jeweils durch eine Sinusfunktion beschrieben werden kann (STICHLER & HERRMANN 1982, 1983). Setzt man eine exponentielle Altersverteilung im Grundwasserleiter voraus, so ergibt sich aus der Dämpfung der Amplitude die Mittlere Verweilzeit nach folgender Gleichung:

$$T_o = 1 / (2 \pi) (f^2 - 1)^{1/2}$$

$T_o$  – Mittlere Verweilzeit [a]

$1 / (2 \pi)$  – Periode der Inputfunktion in einem Jahr [a]

$f$  – Verhältnis der Amplituden zwischen gedämpfter und ungedämpfter Ganglinie ( $f = A_{\text{out}} / A_{\text{inp}}$ )

$A_{\text{inp}}$  – Amplitude der Sinuskurve der Niederschlagsganglinie

$A_{\text{out}}$  – Amplitude der Sinuskurve der Grundwasser-ganglinie

Als Inputamplitude wird die jährliche Schwankung des Isotopengehalts im Niederschlag, hier der Messstation Karlsruhe, verwendet ( $\Delta\delta^{18}\text{O} = 7 \text{ ‰}$ ). Für das Grundwasser wird der  $\Delta\delta^{18}\text{O}$ -Wert der jeweiligen  $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinie entnommen. Analog können für diese Abschätzung auch die Variationen der  $\delta^2\text{H}$ -Werte verwendet werden.

Für eine genauere Bestimmung der Fließzeit des Grundwassers im Abstrom eines Baggersees werden sogenannte Speicher-Durchfluss-Modelle verwendet (DVWK 1995). Ausgehend von einer Inputfunktion  $C_{\text{inp}}(t)$ , hier die Isotopenganglinie des Seewassers, wird der Transport der isotopisch markierten Grundwasserpartikel im Aquifer mit Hilfe einer Wichtungsfunktion ( $\tau$ ) beschrieben, die Annahmen über die Altersverteilung des Grundwassers im Grundwasserleiter enthält. Ziel der Modellierung ist es, durch Variation der Modellparameter die Outputfunktion  $C_{\text{out}}(t)$ ,

d. h. die Isotopenganglinie in der Entnahmestelle, möglichst gut durch die berechnete Modellganglinie zu reproduzieren. Hauptparameter in allen Modellen ist die Mittlere Verweilzeit ( $T_0$ ), die als das gewichtete Mittel der Einzelverweilzeiten ( $\tau$ ) der Wasserpartikel definiert ist. Zur Berechnung der Outputfunktion  $C_{out}(t)$  wird die folgende Gleichung verwendet:

$$C_{out}(t) = \int_0^{\infty} C_{inp}(t-\tau)g(\tau) d\tau$$

$C_{inp}(t)$  – Inputfunktion (Isotopenganglinie des Seewassers)

$C_{out}(t)$  – Outputfunktion (Isotopenganglinie der Grundwasserentnahmestelle)

$g(\tau)$  – Wichtungsfunktion (modellspezifisch)

Die Form der Wichtungsfunktion wird durch die Wahl des Speicher-Durchfluss-Modells definiert. Im vorliegenden Fall wird ein Dispersionsmodell mit folgender Wichtungsfunktion verwendet:

$$g(\tau) = \frac{1}{T_0 4\pi P_D (\tau/T_0)^3} \exp - \frac{(1-\tau/T_0)^2}{4P_D (\tau/T_0)}$$

$g(\tau)$  – Wichtungsfunktion für das Dispersionsmodell

$T_0$  – Mittlere Verweilzeit

$\tau$  – Verweilzeit der einzelnen Partikel im System

$P_D$  – Dispersionsparameter

Das Dispersionsmodell besitzt zwei Anpassungsparameter: Die Mittlere Verweilzeit des Wassers  $T_0$  und den Dispersionsparameter  $P_D$ , deren Größen durch Anwendung von Fitting-Verfahren bestimmt werden (DVWK 1995).

Für die Bestimmung der Fließzeit des Seewassers zu unterstromig gelegenen Grundwasserentnahmestellen wurden die  $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien des Seewassers (Seeoberfläche und 2 m Tiefe) und die jeweilige  $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinie des Grundwassers ausgewertet. Während die mittleren  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von See- und Grundwasser aus seebeeinflussten Grundwassermessstellen in unmittelbarer Seenähe etwa gleich sind, sind die jahreszeitlichen Variationen in den Grundwasserganglinien im Vergleich zu den Variationen in der Ganglinie des Seewassers gedämpft und zeitlich verschoben. Derartige Effekte lassen sich nur nachweisen, wenn eine ausreichend dichte, d. h. wöchentliche Beprobung vorliegt.

Die Auswertung der Isotopendaten mit Hilfe des Dispersionsmodells wurde exemplarisch für den Leissee durchgeführt und ist im entsprechenden Teilbericht ausführlich dokumentiert (LGRB 2000, STICHLER et al. 1999).

In den meisten Fällen konnte nur für die nächstgelegenen unterstromigen Grundwasserentnahmestellen aus der zeitlichen Verschiebung der  $\delta^{18}\text{O}$ -Seewasserganglinie zur jeweiligen Grundwasserganglinie eine grobe Abschätzung der Fließzeit des Seewassers vorgenommen werden. Hieraus wurden dann die entsprechenden Abstandsgeschwindigkeiten abgeleitet.

### 3.3.4 Grundwasserzustrom und Mittlere Aufenthaltszeit

Mit Hilfe der  $^2\text{H}$ - und  $^{18}\text{O}$ -Konzentrationen im Seewasser lassen sich weiterhin, unabhängig von den hydraulischen Methoden (Kap. 3.1), die Austauschraten zwischen Baggersee und Grundwasser bestimmen. Dazu wird die Vermischung des isotopisch schwereren Baggerseewassers mit dem zuströmenden, isotopisch leichteren Grundwasser ausgewertet (KENDALL & McDONNELL 1998). Betrachtet wird der Zeitraum der Zirkulation mit einheitlicher Beschaffenheit des gesamten Seewassers. Endglieder der Mischungsreihe sind:

- Seewasser (SW): Isotopisch schweres Seewasser, vermischt über die gesamte Tiefe nach erfolgter Zirkulation im Spätherbst
- Grundwasser (GW): Isotopisch leichtes Grundwasser im Zustrom
- Mischwasser (MW): Seewasser, vermischt über die gesamte Tiefe nach erfolgter Verdünnung durch den direkten Niederschlagseintrag und zuströmendes, isotopisch leichtes Grundwasser – in der Regel am Ende der Zirkulation.

Die Abschätzung der Zustromrate erfolgt mit Hilfe der linearen Mischungsgleichung:

$$x_{\text{GW}} = (\delta_{\text{MW}} - \delta_{\text{SW}}) / (\delta_{\text{GW}} - \delta_{\text{SW}}) \cdot 100 \quad [\%]$$

$x_{\text{GW}}$  – Anteil von Grundwasser im Seewasser (in %)

$\delta_{\text{MW}}$  – Wert des Parameters (hier Wert  $\delta^2\text{H}$  bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ ) im Mischwasser, korrigiert um den Niederschlagseintrag

$\delta_{\text{GW}}$  – Wert des Parameters (hier Wert  $\delta^2\text{H}$  bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ ) im Grundwasser

$\delta_{\text{SW}}$  – Wert des Parameters (hier Wert  $\delta^2\text{H}$  bzw.  $\delta^{18}\text{O}$ ) im Seewasser

Der Einfluss des direkt auf die Seefläche fallenden Niederschlags wurde unter Verwendung von Menge und isotopischer Zusammensetzung des Niederschlags im betrachteten Zeitraum berücksichtigt.

Die Grundwasserzustromrate für den betrachteten Zeitraum ergibt sich aus:

$$Q_{GW} = (V_{See} \cdot x_{GW})/t$$

- $Q_{GW}$  – Grundwasserzuströmrate [ $m^3/s$ ]
- $V_{See}$  – Volumen des Sees [ $m^3$ ]
- $x_{GW}$  – Anteil von Grundwasser im Seewasser [%]
- $t$  – Zeit [s] zwischen der Messung der Seewasserbeschaffenheit ( $\delta_{sw}$ ) und der Messung der Mischwasserbeschaffenheit ( $\delta_{MW}$ ); Verdünnungszeitraum

Schließlich liefern diese Ergebnisse noch einen Anhaltswert für die Mittlere Aufenthaltszeit des Grundwassers im See:

$$T_m = V_{See} / Q_{GW}$$

- $T_m$  – Mittlere Aufenthaltszeit des Grundwassers im See [s]
- $Q_{GW}$  – Grundwasserzuströmrate [ $m^3/s$ ]
- $V_{See}$  – Volumen des Sees [ $m^3$ ]

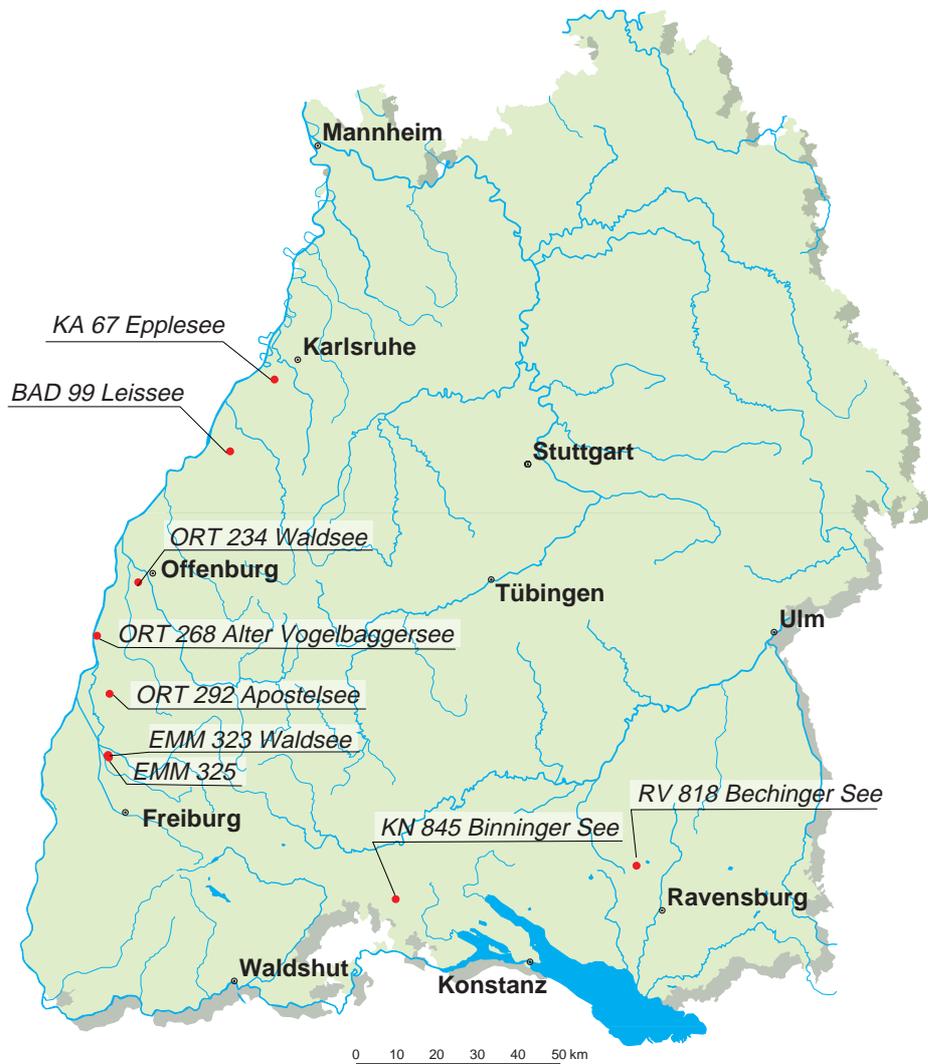


Abb. 5: Geographische Lage der im Rahmen des KaBa-Teilprojekts 6 detailliert untersuchten Baggerseen

## 4 Untersuchungsumfang

### 4.1 Auswahl der Testseen

Die im Rahmen der Vorstudie untersuchten rund 100 Baggerseen wurden anhand der im Seewasser gemessenen  $^2\text{H}$ - und  $^{18}\text{O}$ -Konzentrationen in drei Gruppen eingeteilt:

- Gruppe A Seen, deren Isotopengehalte sich um die Niederschlagsgerade gruppieren ( $\delta^{18}\text{O} < -8 \text{‰}$ ).
- Gruppe B Seen, deren Isotopengehalte im unteren Teil der Verdunstungsgeraden liegen und  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte zwischen  $-8 \text{‰}$  und  $-5 \text{‰}$  aufweisen.
- Gruppe C Seen, deren Isotopengehalte im oberen Teil der Verdunstungsgeraden liegen ( $\delta^{18}\text{O} > -5 \text{‰}$ ).

Diese Gruppierung ergibt sich aufgrund der Intensität der Isotopenfraktionierung (Kap. 3.3.1) in Abhängigkeit vom Verhältnis Wasserfläche/Wassertiefe, von der Seedynamik und vom hydraulischen Anschluss des Sees an das Grundwasser. Erfasst sind sowohl Baggerseen, die im Sommer eine thermische Schichtung aufweisen, als auch Seen, bei denen eine sommerliche Wärmeschichtung aufgrund mangelnder Seetiefe oder auskiesungsbedingter Durchmischung unterbleibt.

Auf der Grundlage dieser Gruppierung wurden 20 Baggerseen ausgewählt. Um die Eignung der Seen für weitere Untersuchungen zu klären, wurde für jeden See und sein Umfeld eine geologisch-hydrogeologische Dokumentation erstellt. Diese Dokumentationen wurden verwendet, um von den 20 Baggerseen 8 auszuwählen, die im Rahmen des KaBa-Teilprojekts 6 detailliert untersucht wurden (Tab. 1).

Sechs der ausgewählten Seen (Abb. 5) liegen im Oberrheingraben (BAD 99 Leissee, KA 67 Epplesee,

ORT 234 Waldsee/Hesselhurst, ORT 292 Apostelsee, EMM 323 Waldsee/Emmendingen und ORT 268 Alter Vogelbaggersee), zwei im Alpenvorland (KN 845 Binninger Baggersee, RV 818 Bechinger See).

Der Trophiezustand der ausgewählten Baggerseen reicht von oligotroph (Binninger Baggersee) bis eutroph-hypertroph (Alter Vogelbaggersee) und überdeckt damit nahezu den gesamten Trophiebereich.

### 4.2 Probenahmestellen

Die Ergebnisse der Voruntersuchungen für den Leissee, Baden-Baden, und aus der Fallstudie Schwarze See, Österreich (Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1995) zeigen, dass generell in den Baggerseen eine gleichmäßige Isotopenschichtung existiert. Aufgrund dieser Beobachtung wurden die Testseen jeweils nur an einer Stelle beprobt.

Für jeden der ausgewählten Baggerseen wurde ein Grundwassermessnetz festgelegt, zu dem sowohl oberstromige wie unterstromige Messstellen gehörten. Obwohl im näheren Umfeld dieser Baggerseen bereits Grundwassermessstellen vorhanden waren, wurden für das Untersuchungsprogramm noch weitere errichtet, um zusätzliche Anforderungen nach Lage und Tiefe der Messstellen abzudecken. Insgesamt wurden sechs zusätzliche Grundwassermessstellen gebaut. Zwei weitere Grundwassermessstellen wurden am Epplesee vom Kiesunternehmen eingerichtet (Tab. 2).

Die erste der neu errichteten Grundwassermessstellen konnte im Juni 1997, die letzte Ende Oktober 1997 in das Untersuchungsprogramm einbezogen werden.

Tab. 1: Im Rahmen des KaBa-Teilprojekts 6 detailliert untersuchte Baggerseen

Bezeichnung	LfU-Code, Landkreis	Gemarkung	Trophie
Leissee	BAD 99, Baden-Baden	Baden-Baden	meso-bis eutroph*
Epplesee	KA 67, Karlsruhe	Rheinstetten	meso- bis eutroph*
Waldsee/Hesselhurst	ORT 234, Ortenau	Hesselhurst	meso- bis eutroph*
Binninger Baggersee	KN 845, Konstanz	Welschingen	oligotroph
Apostelsee	ORT 292, Ortenau	Ettenheim	meso- bis eutroph*
Waldsee/Emmendingen	EMM 323, Emmendingen	Teningen	meso- bis eutroph*
Bechinger See	RV 818, Ravensburg	Fronreute	oligo- bis mesotroph
Alter Vogelbaggersee	ORT 268, Ortenau	Schwanau-Ottenheim	eutroph-hypertroph*

\*nach BALLOT & HOPPE (2000)

Tab. 2: Im Rahmen des KaBa-Teilprojekts 6 neu erstellte Grundwassermessstellen

Leissee	Unmittelbar unterstromig waren bereits 4 Grundwassermessstellen vorhanden, für die jedoch keine Bohrprofile und Ausbaudaten vorlagen. Zur Beschreibung der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse sowie zur tiefenorientierten Wasserprobenahme im unmittelbaren Exfiltrationsbereich des Sees wurde eine 25 m tiefe Messstelle errichtet.
Eppelsee	Unmittelbar unterstromig des Sees waren keine Messstellen vorhanden, so dass zwei Grundwassermessstellen mit 57 m bzw. 54,7 m Tiefe eingerichtet werden mußten. Sie liegen ca. 20 m bzw. ca. 120 m vom Seeufer entfernt.
Waldsee/ Hesselhurst	Unterstromig des Baggersees waren mehrere Grundwassermessstellen geringer Tiefe (< 10 m) vorhanden. Bei einer Seetiefe von 31 m war unterstromig eine weitere, 35 m tiefe Grundwassermessstelle erforderlich.
Binninger Baggersee	Im Einzugsgebiet des Baggersees gab es 6 Grundwassermessstellen und einen Brunnen. Da jedoch unmittelbar unterstromig des Sees keine Messstelle lag, wurde dort eine zusätzliche, 15 m tiefe Grundwassermessstelle errichtet.
Apostelsee	Unterstromig waren keine geeigneten Grundwassermessstellen vorhanden. Bei einer Seetiefe von 40 m wurden zwei 40 m tiefe Grundwassermessstellen erforderlich, wobei die erste direkt am nördlichen Seeufer, die zweite ca. 50 m nördlich abgeteufelt wurde.
Alter Vogelbaggersee	Trotz der im Umfeld des Sees bereits vorhandenen acht Grundwassermessstellen war eine zusätzliche, 35 m tiefe Grundwassermessstelle unmittelbar unterstromig des Sees erforderlich.

### 4.3 Parameterumfang

Die Voruntersuchungen hatten gezeigt, dass die Wechselwirkungen zwischen Baggersee und Grundwasser durch die Kombination hydrogeologischer, isotopenhydrologischer und hydrochemischer Untersuchungsverfahren qualitativ und quantitativ erfasst werden können.

Zur Charakterisierung der allgemeinen hydrogeologischen Situation, zur Beschreibung der Grundwasserfließrichtung und des Grundwasserpotenzialgefälles wurden Grundwasserstände gemessen.

Da die Bedeutung der stabilen Isotope des Wassers Deuterium ( $^2\text{H}$ ) und Sauerstoff-18 ( $^{18}\text{O}$ ) für die Untersuchung des Austauschs zwischen See- und Grundwasser bekannt war (ZIMMERMANN 1979, 1988, Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft 1995, KENDALL & McDONNELL 1998, STICHLER et al. 1999) und sich die isotopischen Unterschiede im Rahmen der Testuntersuchungen auch bestätigten, nehmen diese beiden Parameter eine Schlüsselrolle bei den Untersuchungen ein.

Zur Beschreibung der hydrochemischen Beschaffenheit des Baggersee- und des Grundwassers sowie der komplexen chemischen und biochemischen Prozesse wurden die folgenden Parameter ausgewählt:

Temperatur	Natrium	Nitrit
elektr. Leitfähigkeit	Kalium	Nitrat
pH-Wert	Calcium	Chlorid
Sauerstoff	Magnesium	Sulfat
Kieselsäure	Eisen	Hydrogenkarbonat
freie Kohlensäure	Mangan	Ortho-Phosphat
Schwefelwasserstoff	Ammonium	

Orientierend wurden an einzelnen Proben zusätzlich folgende Parameter bestimmt:

Aluminium	Chrom
Blei	Quecksilber
Arsen	Fluor

Organische Substanzen und die mikrobiologische Beschaffenheit wurden nicht untersucht.

### 4.4 Untersuchungszeitraum und Beprobungsrhythmus

Da die Wechselwirkung Baggersee/Grundwasser von vielen, z. T. jahreszeitlich variierenden Faktoren abhängt, wurde der Untersuchungszeitraum anfangs auf ein Jahr (Februar 1997 bis Januar 1998) festgelegt. In diesem Zeitraum wurden monatliche Beprobungen für Isotopengehaltsmessungen durchgeführt. Für die hydrochemischen Untersuchungen erfolgten innerhalb des Jahres 1997 vier Beprobungen:

- Ende der Vollzirkulation (Monate März/April)
- Stratifikation (Monat Juni)
- Ende der Stratifikation (Monat September)
- Vollzirkulation (Monat Dezember)

Eine erste hydrogeologische Beurteilung auf der Basis der vorliegenden isotopenhydrologischen und hydrochemischen Daten führte Anfang Februar 1998

zu der Entscheidung, die Untersuchungen unter Einbeziehung der neuen Messstellen bis mindestens Juni 1998 zu verlängern. Notwendig wurde dies für alle Bag-

gerseen mit Ausnahme des Binnerer Baggersees und des Waldsees/Emmendingen, für die die Untersuchungen im Januar 1998 beendet wurden.

Tab. 3: Übersicht über die Anzahl der im Zeitraum Februar 1997–Juni 1998 im Rahmen des KaBa-Teilprojekts 6 durchgeführten Untersuchungen und die beteiligten Institutionen

Bezeichnung des Baggersees	Institution, die die Probenahme oder Analytik durchführte	Proben		Analysen	
		See	Grundwasser-messstellen	Hydrochemie	Isotope
Leissee	LGRB	18	68	86	
	LfU	575		39	
	GSF				835
	Stadtwerke Baden-Baden		299		
Epplesee	LGRB		55	55	
	LfU	299		69	
	GSF				432
	Subunternehmer		202		
Waldsee/ Hesselhurst	LGRB	15	22	37	
	GSF				611
	Subunternehmer	359	252		
Binnerer Baggersee	LGRB	8	14	22	
	GSF				337
	Subunternehmer	132	183		
Apostelsee	LGRB	18	30	48	
	GSF				595
	Subunternehmer	422	173		
Waldsee/ Emmendingen	LGRB	16	24	40	
	GSF				729
	Subunternehmer	258	471		
Bechinger See	LGRB	7	16	23	
	GSF				326
	Subunternehmer	166	160		
Alter Vogelbagger- see	LGRB		19	19	
	LfU	256		39	
	GSF				423
	Subunternehmer		206		
Teilsommen	LGRB	82	248	330	
	LfU	1130		147	
	GSF				4288
	Subunternehmer	1337	1647		
	Stadtwerke Baden-Baden		299		
Summe		2549	2194	477	4288

LGRB – Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg; LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, GmbH, Neuherrberg

Die Arbeiten konnten allerdings erst wieder im März 1998 aufgenommen werden. Das Ergänzungsprogramm für die verbliebenen sechs Baggerseen wurde stark in seinem Umfang reduziert und beschränkte sich hauptsächlich auf die 1997 neu erstellten Grundwassermessstellen sowie wenige ausgewählte Probenahmestellen. Zusätzlich wurden während der monatlichen Beprobung für Isotopengehaltsmessungen Tiefenprofile physiko-chemischer Parameter gemessen. Eine Übersicht über den Umfang von Probenahme und Analytik enthält Tab. 3.

## 4.5 Probenahmemodus

Um den Einfluss der Probenahme auf die Messergebnisse zu untersuchen, wurden bei der ersten Beprobungskampagne sowohl Schöpfproben als auch gepumpte Wasserproben entnommen und untersucht. Dabei gab es folgende Ergebnisse:

Für die überwiegende Zahl der Messstellen zeigten sich keine oder nur sehr geringe Unterschiede zwischen den Analysenergebnissen der geschöpften und gepumpten Proben. Lediglich bei einigen Entnahmestellen deuteten die Unterschiede in den  $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von  $> 0,5 \text{ ‰}$  darauf hin, dass beim Abpumpen eine Wasserkomponente mit einer anderen isotopischen Zusammensetzung beigezogen wird, in den meisten Fällen aus tieferen Aquiferbereichen. In der Regel stellte sich kurze Zeit nach der Probenahme der ursprüngliche Zustand wieder ein. Offensichtlich werden diese Messstellen ständig von Grundwasser durchströmt und die natürlichen hydraulischen Verhältnisse nur beim Abpumpen gestört.

Wegen dieser Befunde wurden für die isotopehydrologischen Reihenuntersuchungen die weniger aufwendigen Schöpfproben genommen. Lediglich die vier Stichtagsbeprobungen für hydrochemische Untersuchungen wurden mittels Pumpe durchgeführt. Diese Wasserproben wurden auch auf  $^2\text{H}$ - und  $^{18}\text{O}$ -Konzentrationen untersucht.

## 5 Beschreibung der untersuchten Baggerseen

### 5.1 Leissee

Der Leissee liegt im Stadtkreis Baden-Baden auf Gemarkung der Gemeinde Sandweier direkt östlich der Bundesautobahn A 5 (Abb. 6). Mit einer Fläche von 8,75 ha und einer mittleren Tiefe von rund 13 m besitzt der Leissee im Vergleich zu den anderen untersuchten Seen eine mittlere Größe (Tab. 4). Er ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Etwa 1,5–2 km südöstlich des Leissees liegt das Industrie- und Gewerbegebiet von Baden-Baden-Oos, wo mehrere CKW-Grundwasserschadensfälle bekannt sind, deren Schadstofffahnen den See jedoch nicht erreichen. Etwa 1 km westlich befindet sich die Wassergewinnungsanlage der Stadt Baden-Baden.

Der Baggersee ist in der Niederterrasse des Oberrheingraben angelegt. Abgebaut wurden quartärzeitliche Sande und Kiese, die im Untersuchungsgebiet eine Mächtigkeit von rund 30 m (Abb. 7), weiter im Nordwesten bis rund 60 m aufweisen. Etwa 1,5 km westlich des Leissees setzt rund 20 m unter Gelände ein schluffig-feinsandiger Zwischenhorizont ein, der

die Kiesfolge in ein Oberes Kieslager und ein Unteres Kieslager gliedert. Die Basis des Grundwasserleiters wird von feinkörnigen, altquartären, z. T. auch pliozänen Sedimenten gebildet.

Rund 500 m östlich des Sees beginnt die Kinzig-Murg-Rinne, die sich von dort bis zum Gebirgsrand erstreckt. Die jüngsten Ablagerungen sind in diesem Bereich feinklastische Sedimente mit z. T. hohen Gehalten an organischem Material und Moorbildungen (Hummel 1990/1992). Im Grundwasserleiter herrschen entsprechend stark reduzierende Milieubedingungen.

Die hydraulischen Kennwerte befinden sich in Tab. 4. Das generelle Grundwassergefälle ist in diesem Gebiet von Südosten nach Nordwesten gerichtet (Abb. 6). Im Nahfeld des Leissees durchgeführte Grundwasserstandsmessungen lassen erkennen, dass die Grundwasserfließrichtung durch Ex- und Infiltrationsprozesse nur geringfügig beeinflusst wird. Es zeigte sich, dass der Austausch zwischen Leissee und dem Grundwasser hauptsächlich im oberen Bereich der Kiesfolge erfolgt. Das von Südosten in den See einströmende Grundwasser unterschichtet während der Stagnationsphase das wärmere oberflächennahe Seewasser. Dieser Vorgang wurde durch Tracerversuche im Leissee direkt nachgewiesen (Institut f. Hydrologie 1997).

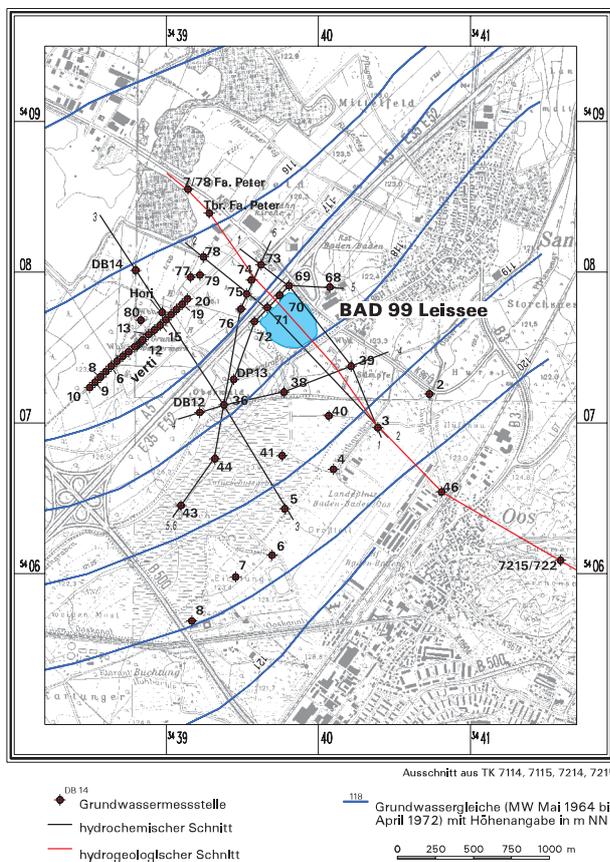


Abb. 6: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (MW Mai 1964 bis April 1972), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnitlinien für den Leissee

### 5.2 Epplesee

Im Baggersee der Firma Karl Epple, dem so genannten Epplesee, rund 1 km südöstlich des Ortsteils Forchheim der Gemeinde Rheinstetten, Lkr. Karlsruhe, auf der Niederterrasse gelegen (Abb. 9), wird seit 1937 Kies abgebaut, zuerst als Trocken- und später auch als Nassabbau. Der zukünftige Abbau wird voraussichtlich 500 000 t/a erreichen und sich über 9 Jahre erstrecken. Der Epplesee ist mit 32,5 ha der größte der untersuchten Baggerseen (Tab. 4).

Der Epplesee liegt innerhalb zweier rechtskräftiger Wasserschutzgebiete. Der Südteil gehört zur Weiteren Schutzzone (Zone III) des Wasserschutzgebiets Rheinstetten-Forchheim, der Nordteil zur Weiteren Schutzzone (Zone III B) des Wasserschutzgebiets Kastenwörth der Stadt Karlsruhe.

Der Untergrund wird von sandigen Kiesen des Quartärs (Jungquartär, Altquartär) und des jüngeren Tertiärs aufgebaut. Die Mächtigkeit der quartärzeitlichen Lockergesteine erreicht hier 60–70 m (Ministerium f. Umwelt 1988).

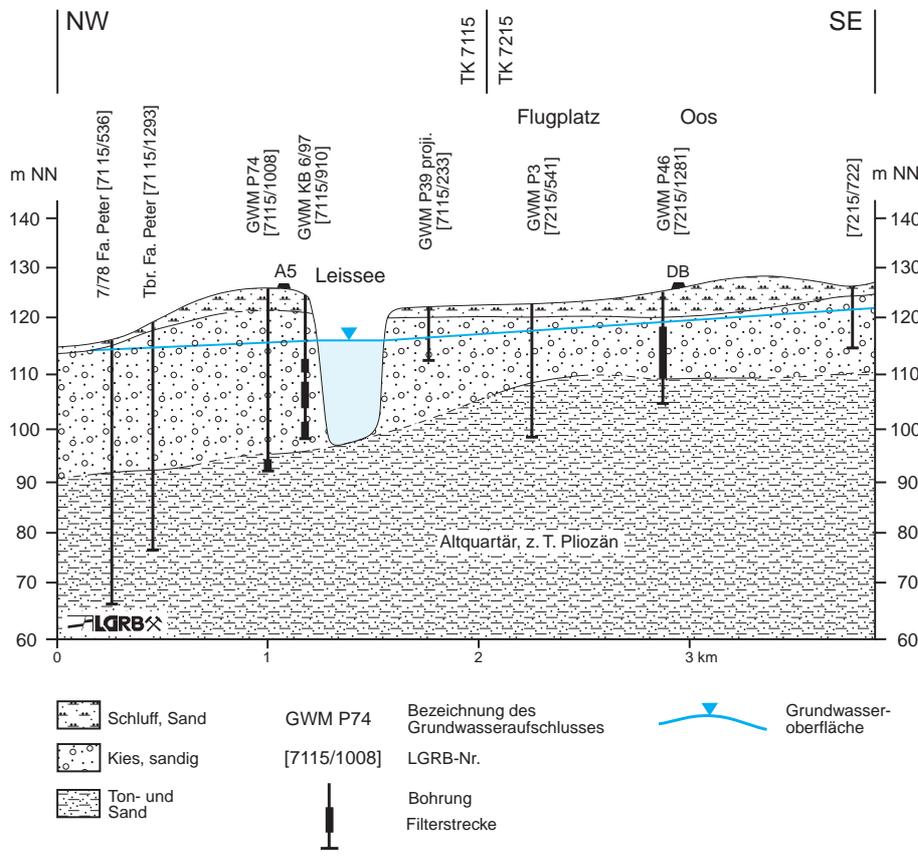


Abb. 7: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Leissee  
Schnittlinie siehe Abb. 6

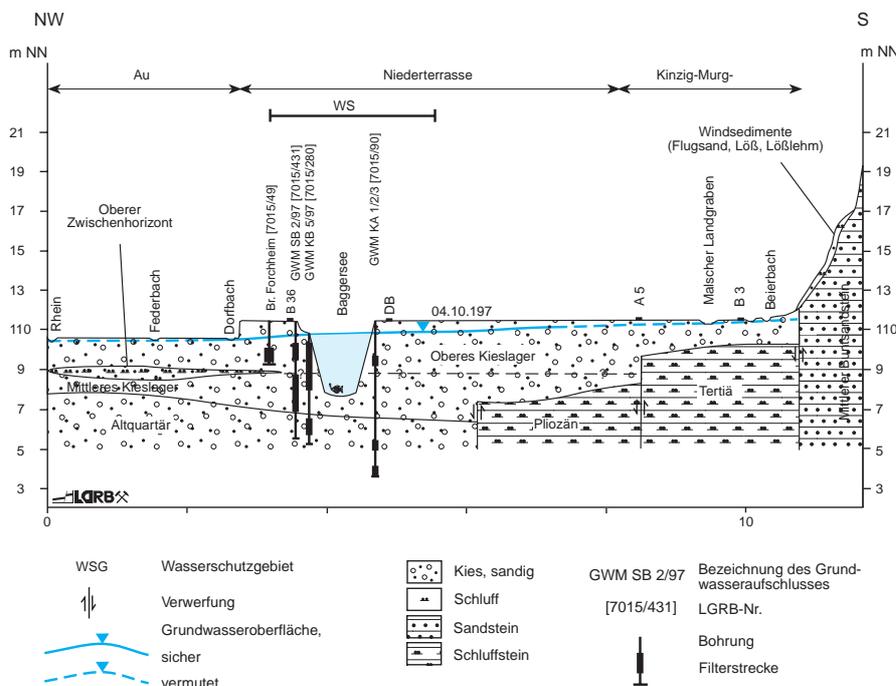


Abb. 8: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Epplesee  
Schnittlinie (Nahbereich des Baggersees) siehe Abb. 9

Das rund 50 m mächtige Jungquartär, der oberste Teil der Schichtenfolge, wird bereichsweise durch einen feinklastischen Horizont, den Oberen Zwischenhorizont (OZH), in ein Oberes und ein Mitt-

res Kieslager gegliedert. Der Zwischenhorizont ist jedoch im Bereich des Eppleseees nicht durchgehend vorhanden. Im Raum Karlsruhe und südlich davon ist er nur lückenhaft verbreitet und seine litho-

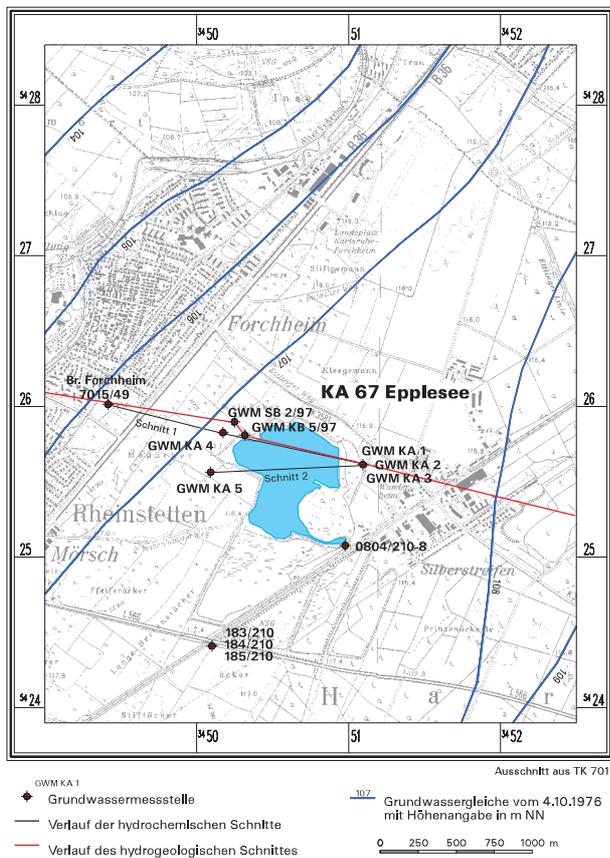


Abb. 9: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtag 04.10.1976), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Eppelsee

logische Beschaffenheit wechselt zunehmend von Ton und Schluff zu Feinsand. Oberes Kieslager und Mittleres Kieslager bilden im Bereich des Eppelsees einen gemeinsamen Grundwasserleiter mit freier Grundwasseroberfläche (Abb. 8). Für die hydraulischen Kennwerte siehe Tab. 4.

Die darunter folgenden altquartären Sande und Kiese (Unteres Kieslager) besitzen eine Mächtigkeit von 10 bis > 20 m und einen Durchlässigkeitsbeiwert, der rund eine Zehnerpotenz unter dem des jungquartären Kieslagers liegt (Tab. 4). An deren Basis befinden sich grundwasserführende grobsandige Fein- bis Mittelsande mit Ton-Schluff-Lagen und -Linsen pliozänen Alters. Diese führen in der Regel älteres, tritiumfreies Grundwasser.

Die großräumige Grundwasserfließrichtung ist im Bereich der Niederterrasse von Südosten nach Nordwesten gerichtet (Abb. 9). Zusätzlich zur Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag erfolgt am östlichen Rand des Oberrheingrabens ein Zustrom von Grundwasser aus dem Festgestein.

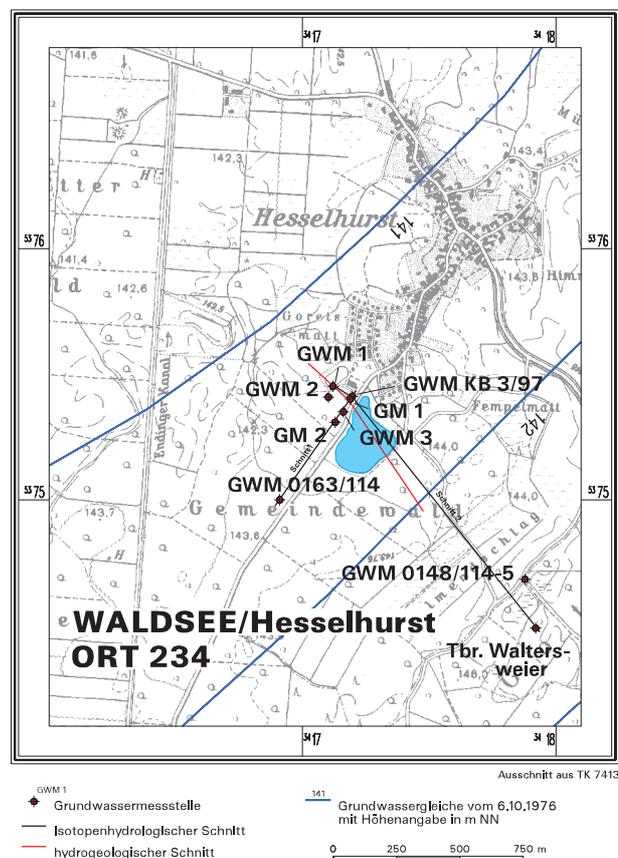


Abb. 10: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtag 06.10.1976), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Waldsee/Hesselhurst

Der Eppelsee ist der einzige der untersuchten Seen, in dem derzeit noch Kies abgebaut wird. Die Abbautätigkeit führt zu einer verstärkten Durchmischung des Seewassers. Wie beim Leissee herrschen auch im Grundwasser im Umfeld des Eppelsees reduzierende Milieubedingungen.

### 5.3 Waldsee/Hesselhurst

Der Waldsee/Hesselhurst liegt im Oberrheingraben am südlichen Ortsrand von Hesselhurst, einem Ortsteil von Willstätt, im Ortenaukreis (Abb. 10). Mit einer Fläche von 5,24 ha und einer mittleren Tiefe von 13,4 m gehört dieser Baggersee zu den kleineren Seen.

Unmittelbar westlich des Sees liegt die Altlast „Hinterer Schießschlag“. Es handelt sich um den ehemaligen Müll- und Schuttplatz der früheren Gemeinde Hesselhurst, der bis 1973 in Betrieb war.

Im Bereich des Baggersees finden sich sandige, gut durchlässige Kiese des Riß-Würm-Komplexes bis in ca. 22 m Tiefe, darunter mehr schluffige, meist

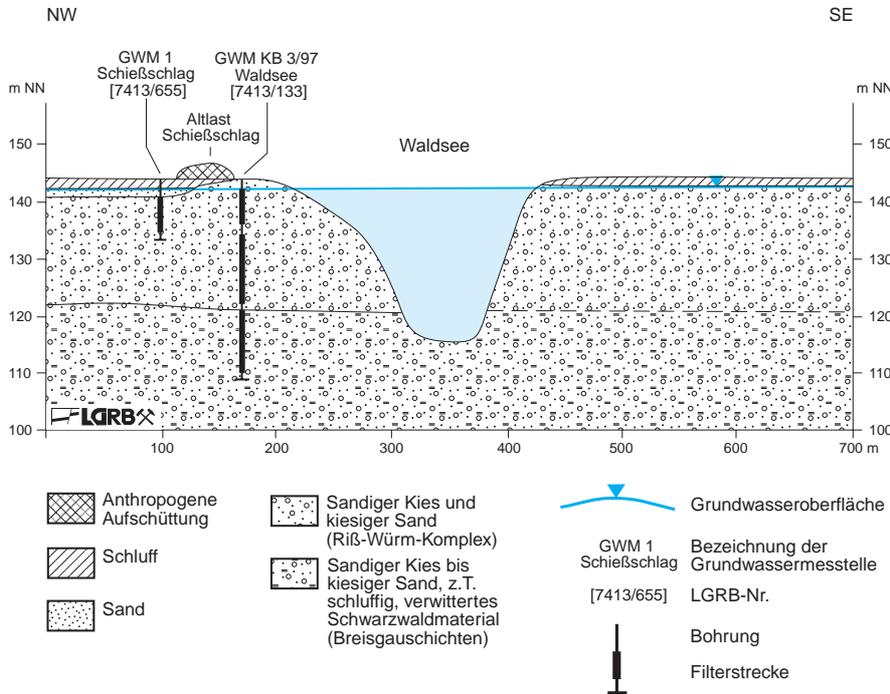


Abb. 11: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Waldsee/Hesselhurst  
Schnittlinie siehe Abb. 10

geringer durchlässige Kiese der Breisgauschichten (Abb. 11). In die jungquartären Kiese sind lokal Schluff-, Ton- und Sandschichten eingelagert. Nach den Ergebnissen der geophysikalischen Messungen in der neu erstellten GWM KB 3/97 ist die gesamte Schichtenfolge stark inhomogen. Für die hydraulischen Kennwerte siehe Tab. 4.

Die Basis der grundwasserleitenden Schichten, die in einer Tiefe von etwa 100 m zu erwarten ist, bilden geringdurchlässige pliozäne Lockergesteine (JUNKER et. al. 1979).

Der Baggersee reicht in seinen tiefsten Bereichen bis in die Breisgauschichten (Abb. 11). Die Grundwasserfließrichtung ist, wie auch aus den Untersuchungen zur Alllast „Hinterer Schießschlag“ hervorgeht, von Südosten nach Nordwesten gerichtet (Abb. 10). Im Untersuchungszeitraum schwankte der Grundwasserstand etwa um 1 m.

Im Grundwasserleiter herrschen reduzierende Verhältnisse. Auffällig sind im oberstromigen Grundwasser geogen erhöhte Arsen-Konzentrationen bis 6,7 µg/l (Kap. 6.2.9, Tab. 8).

### 5.4 Binnerer Baggersee

Der Binnerer Baggersee liegt im Hegau, Landkreis Konstanz, am westlichen Rand des Binnerer Rieds, das in jüngster geologischer Zeit am Hangfuß des

tertiärzeitlichen Vulkankegels „Hohenstoffeln“ entstanden ist (Abb. 12, Tab. 4).

Aus dem Baggersee wurden bis Anfang der 90er Jahre Kies und Sand gewonnen, dann der Abbau wegen der Lage in der Schutzzone III des Wasserschutzgebiets für den Tiefbrunnen „Im Sand“ des Zweckverbands „Hoher Randen“ eingestellt. Heute wird der See für den Angelsport und inoffiziell als Badesee genutzt.

Die Kies- und Sandablagerungen im Bereich des Binnerer Baggersees sind von den Schmelzwasserflüssen des würmzeitlichen Rheingletschers aufgeschüttet worden. Unter 0,5–1,5 m Lehm folgen ein 3 bis 5 m mächtiges Oberes Kieslager, darunter 3 bis 6 m mächtige sandig-schluffige Beckensedimente und darunter das bis 30 m mächtige Untere Kieslager.

Durch den Abbau der Kieslagerstätte wurden das Oberes Kieslager und die trennende Zwischenschicht in weiten Bereichen entfernt und durch anthropogene Aufschüttungen ersetzt (Abb. 13). Die Basis der grundwasserleitenden Schichten bilden geringdurchlässige Mergelsteine der Oberen Süßwassermolasse.

Wenn der Tiefbrunnen „Im Sand“ nicht betrieben wird, übt der Baggersee eine Vorflutfunktion für das angrenzende Grundwasser aus. Mehrere Stichtagsmessungen zwischen 1988 und 1990 zeigen ein kaum messbares hydraulisches Gefälle. Zur Vorflutwirkung tragen die Seewasserverdunstung, aber auch die Auskiesung und die damit verbundene Absenkung des Seewasserspiegels bei.

Bei Grundwasserförderung aus dem Tiefbrunnen „Im Sand“ bildet sich ein Absenkungstrichter, der sich auf den gesamten Aquifer ausdehnt (Abb. 12). Die

Grundwasserfließrichtung ist dann allseits auf den Tiefbrunnen gerichtet.

Der zeitliche Gang der Grundwasserstände ist praktisch in allen Grundwassermessstellen gleich (Abb. 14), ein Hinweis auf ein einheitliches, hydraulisch eng verbundenes Grundwasserfließsystem.

Im Süden ist der Aquifer bereichsweise gespannt, im übrigen Teil liegt eine freie Grundwasseroberfläche vor. Es herrschen oxidierende Milieubedingungen.

Das Grundwasservorkommen des „Sand“-Kieskörpers regeneriert sich aus dem lokalen Niederschlag, der in den freigelegten Kieskörper versickert oder direkt auf den See aufrifft (Baggerseekomponente), sowie aus dem vom nördlichen und nordwestlichen Hangbereich zufließenden oberflächennahen Grund- und Oberflächenwasser (Hangkomponente). Im Tiefbrunnen „Im Sand“ wird ein Mischwasser gefördert. Im Zeitraum 1988 bis 1990 stieg die Baggerseekomponente im Brunnen kontinuierlich von rund 35 auf rund 50 % an. Die Instationarität, die darin zum Ausdruck kommt, ist ein Hinweis darauf, dass die Grundwasserförderung im Tiefbrunnen „Im Sand“ bisher nur aufgrund der großen Speichervirkung des Sees möglich war, langfristig jedoch nicht durch das Grundwasserdargebot abgedeckt ist.

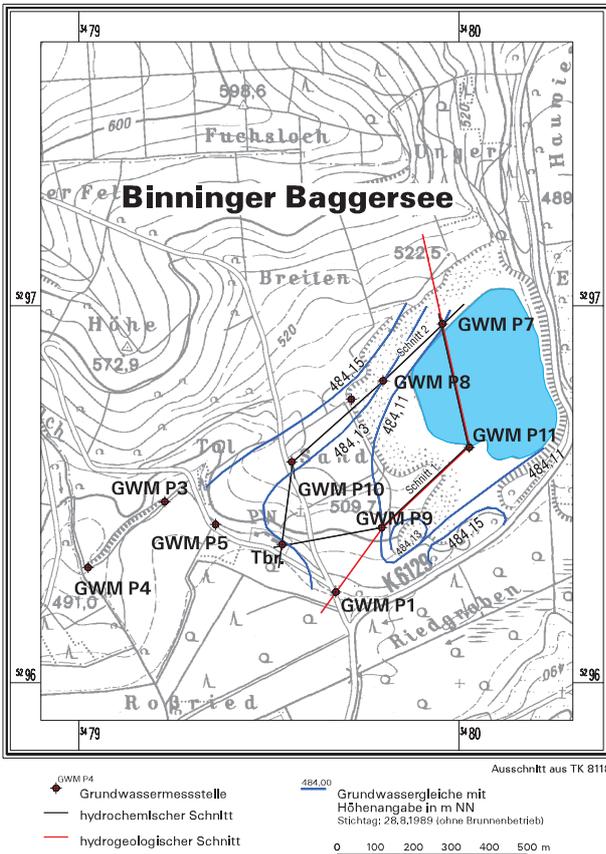


Abb. 12: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtag 01.09.1989, bei Förderung aus dem Tiefbrunnen), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Binninger Baggersee

### 5.5 Apostelsee

Der Apostelsee liegt im Ortenaukreis auf Gemarkung der Stadt Ettenheim im Gewann „In den Apostel“ (Abb. 15). Er hat eine Fläche von 5,8 ha und eine mittlere/maximale Tiefe von 19,8/41,0 m (Tab. 4). Oberstrom des Sees liegt zunächst die Gemeinde Ringsheim,

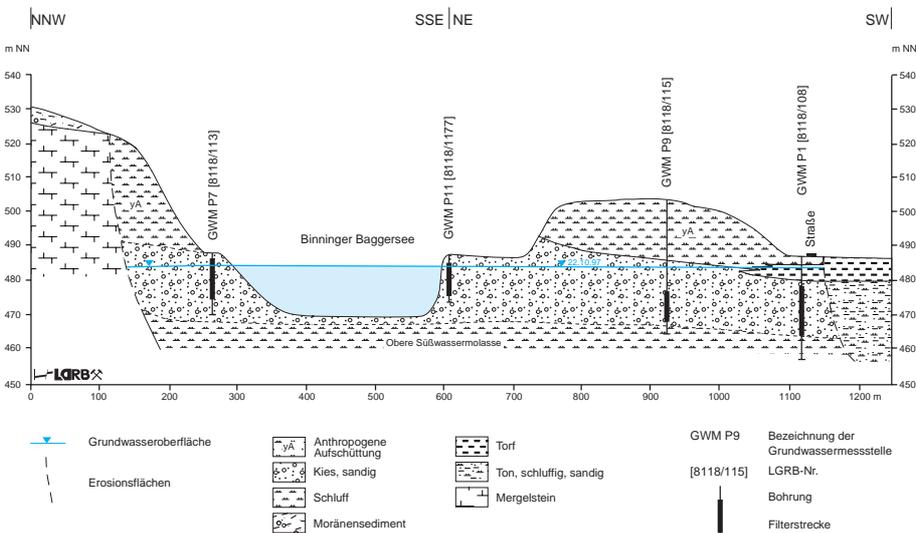


Abb. 13: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Binninger Baggersee  
Schnittlinie siehe Abb. 12

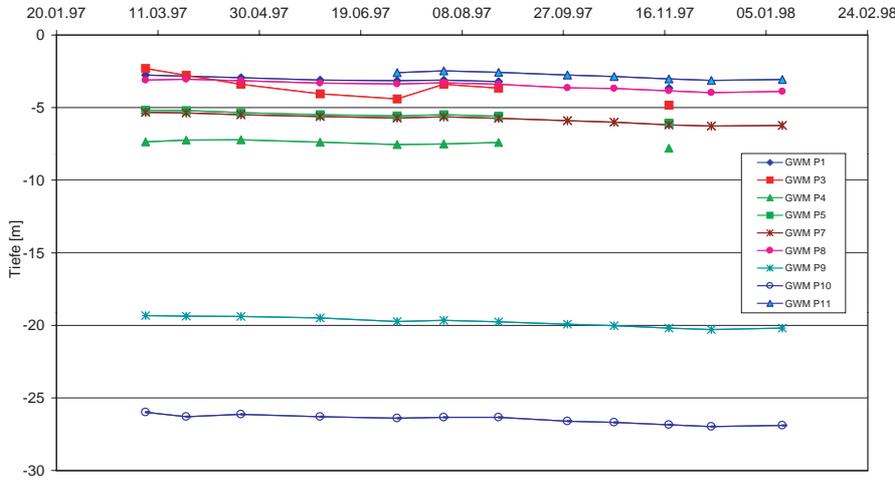


Abb. 14: Ganglinien der Wasserspiegelhöhen in den Grundwassermessstellen am Binninger Baggersee

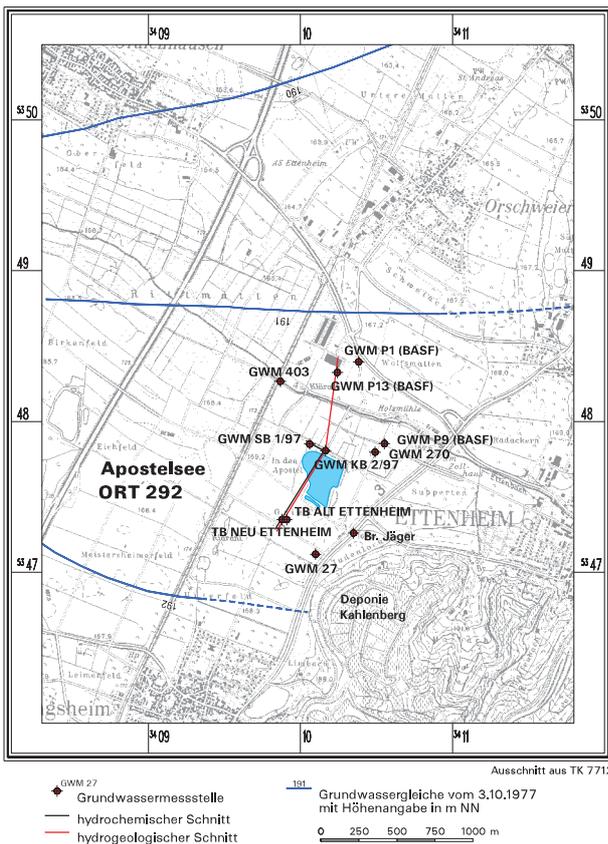


Abb. 15: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtag 03.10.1977), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Apostelsee

dann die Stadt Herbolzheim. Von dort geht eine CKW-Fahne aus, die aus einem Schadensfall herrührt und bis zum See reicht. Ebenfalls im Anstrombereich des Sees liegt die Deponie Kahlenberg, ein ehemaliger Erztagbau in der Vorbergzone in unmittelbarer Nähe

der Grabenrandstörung des Oberrheingrabens. Ein Zustrom von Grundwasser aus dem Festgestein unter der Deponie (Murchisonae-Oolith-Formation, ehemals abgebautes Eisenerzlager) in das Obere Kieslager ist zumindest bereichsweise nachgewiesen, ein Transport von Schadstoffen bisher jedoch nicht.

Etwa 300 m südwestlich des Sees befinden sich im Oberstrom des Apostelsees die beiden Tiefbrunnen Ettenheim. Der ältere Brunnen (Br. 1 oder TB Alt) wird seit längerer Zeit wegen Versandung, der neuere Brunnen (Br. 2 oder Br. Neu) derzeit wegen des CKW-Schadens nicht genutzt.

Der Apostelsee liegt geologisch in der nördlichen Fortsetzung der Ostrheinrinne. Abgebaut wurden sandige Kiese quartärzeitlichen Alters, die in diesem Bereich keine Feinsand- oder Schluffhorizonte enthalten (Abb. 16). Allerdings ergeben sich aus Flowmetermessungen Hinweise auf ausgeprägte Inhomogenitäten. Die Kiesbasis, vermutlich geringmächtiges Pliozän über Mesozoikum, dürfte bei rund 40 m u. Gelände liegen, d. h. nur wenige Meter tiefer als die Sohle des Sees. An der B 3 südlich des Limbachtals beginnt in einer Tiefe von 27 m unter dem Oberen Kieslager das Erzlager.

Wenige hundert Meter östlich des Sees beginnt die Vorbergzone, die aus von Löss überdeckten, mesozoischen Bruchschollen besteht. Sie wird hier morphologisch vom Mündungsbereich des Ettenbachs unterbrochen.

Tab. 4: Angaben zur Charakterisierung der untersuchten Baggerseen und ihres hydrogeologischen Umfelds

LfU-Code	See	Fläche [ha]	mittl. max. Tiefe [m]	derzeitige Nutzung	Hydrogeologische Situation	oberstromiges Grundwasser	Bemerkungen
BAD 99	Leissee	8,75	<u>13,3</u> 22	bis 1992 Kiesabbau; Naturschutz, Angelsport	Grundwasserleiter: durch Grundwassergeringleiter gegliedertes Jungquartär im Oberrheingraben; Niederterrasse; H = 30 m, h = 7 m, i = 3 ‰, u = 0,9 m/d, $k_f = 2 \cdot 10^{-2}$ bis $6 \cdot 10^{-3}$ m/s	reduzierendes Milieu; mäßige anthropogene Beeinflussung	als Naturschutzgebiet ausgewiesen; gute Anbindung an das Grundwasser; Unterschichtung des Seewassers durch einströmendes Grundwasser mittels Markierungsversuch nachgewiesen; Lage im Einzugsgebiet des Grundwasserwerks der Stadt Baden-Baden mittels Isotopen nachgewiesen
KA 67	Epplesee	33,2	<u>16,3</u> 42,5	Kiesabbau, Angelsport, Freizeit	Grundwasserleiter: weitgehend ungliedertes Jungquartär des Oberrheingrabens; Niederterrasse; H = 60 m, h = 8 m, i = 1,0 – 1,5 ‰, u = 0,8 m/d, $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ m/s	reduzierendes Milieu; mäßige anthropogene Beeinflussung	Lage im Wasserschutzgebiet; erhöhte Umwälzungen im See durch aktuellen Abbau
ORT 234	Waldsee Hesselhurst	5,24	<u>13,3</u> 33,5	Angelsport, Freizeit	Hauptgrundwasserleiter: Riß-Würm-Komplex im südlichen Oberrheingraben, darunter Breisgauschichten; H = 30 m, h = 2 – 3 m, i = 5 ‰, u = 2 m/d, $k_f = 1,5 \cdot 10^{-3}$ bis $9 \cdot 10^{-4}$ m/s	reduzierendes Milieu; mäßige anthropogene Beeinflussung; geogen erhöhte As-Konzentration	
KN 845	Binninger Baggersee	14,9	<u>10</u> 16	Angelsport, (Freizeit)	Grundwasserleiter: Kiese des Riß-Würm-Komplexes; Kieskörper Sand-Eichen im Hegau, H = 11 m, h = 3 m, i = 0,005 ‰, u = 1,8 m/d (bei Pumpbetrieb), $k_f = 1 \cdot 10^{-2}$ m/s	oxidierendes Milieu; anthropogen deutlich erhöhte $\text{NO}_3$ -Konzentration	Lage im Wasserschutzgebiet; zeitweise Vorflutfunktion für das umgebende Grundwasser
ORT 292	Apostelsee	6,4	<u>19,8</u> 41	Angelsport, Freizeit	Grundwasserleiter: ungliedertes Jungquartär des Oberrheingrabens; Randscholle; H = 40 m, h = 4 – 5 m, i = 0,5 ‰, u = 2 m/d, $k_f = 1 \cdot 10^{-2}$ bis $1 \cdot 10^{-3}$ m/s	oxidierendes Milieu; leicht anthropogen, evtl. auch geogen erhöhte Konzentration von Na, K, Cl, $\text{SO}_4$	Randzustrom aus der Vorbergzone; oberstromig ubiquitäre Belastungen

LfU-Code	See	Fläche [ha]	mittl. max. Tiefe [m]	derzeitige Nutzung	Hydrogeologische Situation	oberstromiges Grundwasser	Bemerkungen
EMM 323	Waldsee Emmendingen	2,5	$\frac{5,0}{7,3}$	Naturschutz, Angelsport	Grundwasserleiter: Riß-Würm-Komplex im südlichen Oberrheingraben; Elz-Glotter-Schwemmfächer (kalkarm); gegliederter Grundwasserleiter; H = 22 m, h = 2 m, i = 2 – 3 ‰, u = 1,5 – 2 m/d, $k_f = 8,5 \cdot 10^{-4}$ m/s	geringmineralisierter Zustrom aus dem Elz-Glotter-Schwemmfächer; reduzierendes Milieu; anthropogen erhöhte Konzentration von K, Mg, HCO <sub>3</sub> , As, P, Fe, Mn, NH <sub>4</sub> ; anthropogen verringerte Konzentration von O <sub>2</sub> und NO <sub>3</sub>	Altlast im Zustrom, Verbindung zum Baggersee durch Markierungsversuch nachgewiesen; weiterer Baggersee oberstromig
RV 818	Bechinger See	10,4	$\frac{10}{12}$	Angelsport, Freizeit	Grundwasserleiter: Kiese des Riß-Würm-Komplexes, Kiesterasse Hohes Feld bei Fronreute; H = 4 – 12 m, h = 4 m, i = 2,3 ‰, u = 1,1 m/d, $k_f = 1 \cdot 10^{-3}$ bis $1 \cdot 10^{-4}$ m/s	oxidierendes Milieu; anthropogen deutlich erhöhte Konzentration an NO <sub>3</sub>	
ORT 268	Alter Vogelbaggersee	3,5	$\frac{12,2}{32}$	bis 1970 Kiesabbau; Angelsport, Freizeit	Hauptgrundwasserleiter: Riß-Würm-Komplex im südlichen Oberrheingraben, darunter Breisgautschichten; H = 30 m, h = 0,5 – 3 m, i = 1 ‰, u = 2 m/d, $k_f = 4 \cdot 10^{-3}$ m/s	überwiegend reduzierendes Milieu	See wird vom Mühlbach durchströmt; deutlicher Rheinuferfiltrateinfluss

H – Grundwassermächtigkeit; h – Grundwasserflurabstand; i – hydraulischer Gradient; u – effektive Fließgeschwindigkeit;  $k_f$  – Durchlässigkeitsbeiwert

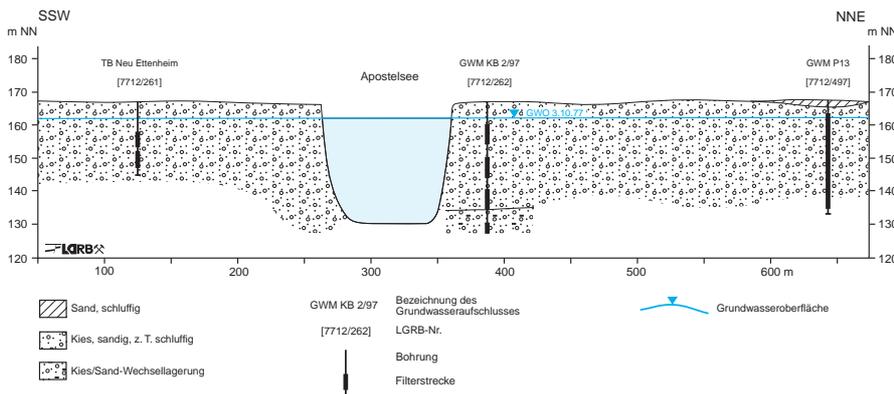


Abb. 16: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Apostelsee  
Schnittlinie siehe Abb. 15

Im Bereich des Apostelsees strömt das Grundwasser etwa parallel zum Talrand von Süden nach Norden (JUNKER & ESSLER 1980: Abb.15). Für hydraulische Kennwerte und Fließgeschwindigkeiten siehe Tab.4.

Aufgrund seiner randlichen Lage im Oberrheingraben herrschen im Grundwasser im Umfeld des Apostelsees oxidierende Milieubedingungen. Die im Vergleich zu Leissee, Eppelsee und Waldsee/Hesselhurst leicht erhöhten Konzentrationen an K, Cl und Gesamthärte sind Auswirkungen der oberstromigen ubiquitären Grundwasserbelastungen, die erhöhten Sulfat-Konzentrationen sind eventuell bedingt durch einen sulfatreichen Grundwasserzustrom aus schwefelhaltigen Abraumhalden des ehemaligen Erzbergbaus (u. a. Tagebau Rötelberg).

### 5.6 Waldsee/Emmendingen

Der Waldsee/Emmendingen liegt im Landkreis Emmendingen auf Gemarkung der Gemeinde Teningen (Abb. 17). Der als Naturschutzgebiet ausgewiesene und für den Angelsport genutzte Baggersee ist mit einer Fläche von 2,3 ha und einer mittleren/maximalen Tiefe von 5,0/7,3 m zusammen mit dem Alten Vogelbaggersee der kleinste der untersuchten Seen (Abb. 6, Tab. 4).

Etwa 250 m südöstlich des Waldsees liegt die Altlast „Kiesgrube Teningen“, eine ehemalige Kiesgrube, die bis 1972 mit Haus-, Gewerbe- und Industriemüll der Großgemeinde Teningen verfüllt wurde. Neben dem üblichen Deponieinventar einer einstigen Hausmülldeponie wurden flächenhaft verteilt große Mengen an Kondensatoren abgelagert, mit denen die im Grundwasserabstrom der Altlast vorgefundenen Belastungen mit polychlorierten Biphenylen (PCB) in direktem Zusammenhang stehen.

Weitere 100 m südlich der Altlast liegt ein zum Baden und Angeln genutzter Baggersee (Badesee EMM 325), der eine Fläche von rund 4,3 ha und eine maximale Tiefe von 16,2 m besitzt (Abb. 17).

Der Waldsee/Emmendingen liegt im Nordteil der Freiburger Bucht im Bereich der Aufschotterungsebene zwischen dem Schwarzwald im Osten und dem Kaiserstuhl im Westen (GROSCHOPF et al. 1996). Der Untergrund besteht aus quartärzeitlichen Sanden und Kiesen, die eine Mächtigkeit von 60–70 m aufweisen. Es handelt sich um Ablagerungen des Elz-Glotter-Schwemmfächers, die in 21 bis rund 24 m Tiefe durch einen eingeschalteten, 1–3 m mächtigen

Ton-Schluff-Horizont, den so genannten Riegeler Horizont (Abb. 18), in ein Oberes und ein Unteres Kieslager unterteilt werden, wodurch zwei getrennte Grundwasserstockwerke entstehen. Petrographisch handelt es sich um kalkarme bis -freie kristalline Gesteine des Schwarzwalds (Granite, Gneise, Granitporphyre). Nach Norden und Nordwesten nimmt im oberen Stockwerk der Anteil kalkhaltiger alpiner Schotter (Ablagerungen in der Ostrheinrinne) zu.

Anhand des unterschiedlichen Verwitterungsgrads kann das Obere Kieslager seinerseits in zwei nicht scharf abgrenzbare Bereiche unterteilt werden. So sind in den oberen 10–12 m unter Gelände (= obere Aquiferzone) vorwiegend frische, sandige bis stark sandige Kiese anzutreffen, im darunter folgenden Bereich (= untere Aquiferzone) bis zum Riegeler Horizont stark, z. T. sehr stark zersetzte Kiese und Sande mit einem höheren Feinkornanteil.

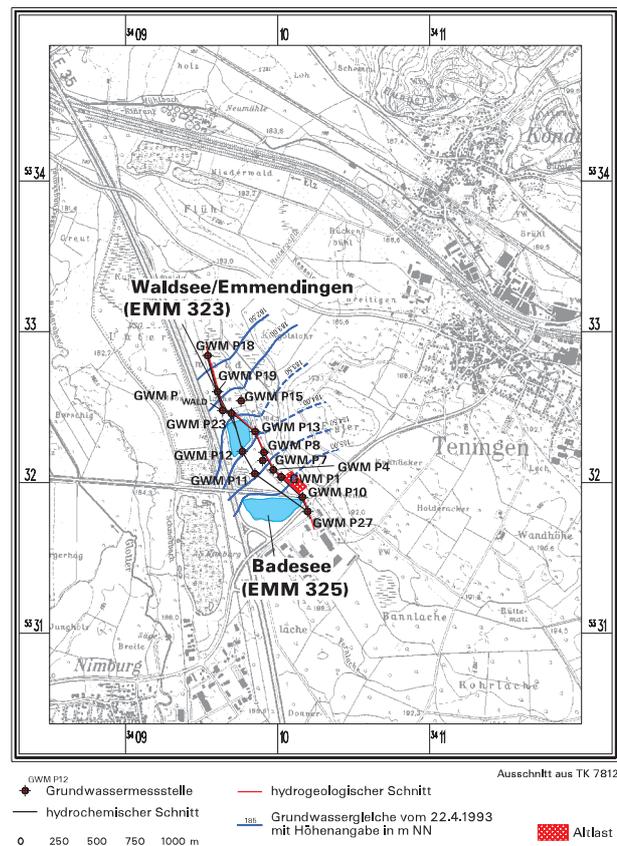


Abb. 17: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtag 22.04.1993), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Waldsee/Emmendingen

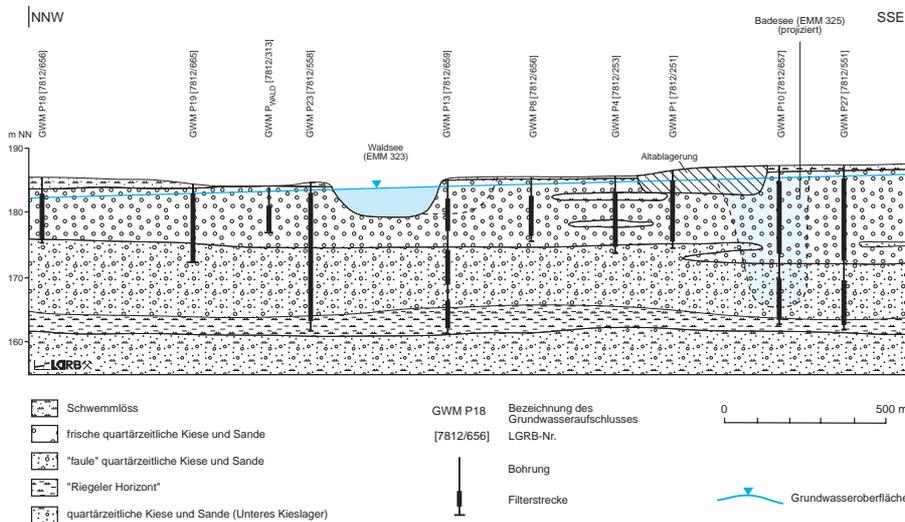


Abb. 18: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Waldsee/Emmendingen  
Schnittlinie siehe Abb. 17

Die generelle Grundwasserfließrichtung ist im Untersuchungsgebiet von Südosten nach Nordwesten gerichtet. Im Nahbereich der Baggerseen und Bäche wird sie durch die Wechselwirkungen zwischen den oberirdischen Gewässern und dem Grundwasser beeinflusst.

Mit Hilfe eines Markierungsversuchs wurde die hydraulische Verbindung zwischen der Altlast und dem Waldsee/Emmendingen nachgewiesen. Die PCB-Schadstofffahne ließ sich von der Altlast bis in den Waldsee/Emmendingen verfolgen. Die Hauptschadstoffausbreitung vollzieht sich in der oberen Aquiferzone des oberen Grundwasserstockwerks, kontaminiertes Grundwasser findet sich jedoch auch in der unteren Aquiferzone. Im unteren Grundwasserstockwerk traten hingegen Schadstoffe nur zeitweise an einer undichten Grundwassermessstelle auf. Unterstromig des Sees war PCB nicht mehr im Grundwasser nachweisbar.

### 5.7 Bechinger See

Der Bechinger See liegt im Landkreis Ravensburg auf Gemarkung der Gemeinde Fronreute rund 200 m nordwestlich des Teilorts Möllenbronn (Abb. 19). Der See wird für den Angelsport genutzt, hat eine Fläche von 10 ha, eine mittlere Tiefe von 10 m und eine maximale Tiefe von 12 m (Tab. 4).

Rund 500 m oberstromig des Bechinger Sees liegen die Brunnen 1 und 2 Fronreute, die für die Wasserversorgung der Gemeinde Fronreute, OT Fronhofen, genutzt werden.

Der Bechinger See liegt westlich des Schussenbeckens im Bereich eines ehemaligen Eisrandstausees, der während der letzten Eiszeit aufgefüllt wurde, innerhalb einer Eiszerfallslandschaft. Abgebaut wurde ein Kiesvorkommen, das als 10–15 m mächtige Kiesterrasse (Oberkante 582–590 m NN) beim Eisrückzug über tonig-schluffigen Beckensedimenten und kiesigen Moränensedimenten vor der Inneren Jungendmoräne der Würmeiszeit abgelagert wurde. Der oberflächennahe geologische Aufbau (Abb. 20) ist geprägt durch die vielfach wechselnden Ablagerungs- und Erosionsprozesse im Pleistozän.

Nach Süden und Südwesten setzt sich das Kiesvorkommen bis in den Bereich des Trockenkiesabbaus der Fa. Bechinger fort. Hier stehen über der Sohl-schicht noch rund 5 m Kiese an. Nordöstlich des Bechinger Sees keilt der Kies aus. Er grenzt hier an gering durchlässige, schluffige Sande und Tone. Nordwestlich des Sees deutet sich die Fortsetzung eines Rinnensystems an, das aus den Gewannen Hohes Feld und Brand kommt und dort größere Kiesmächtigkeiten aufweist. Im Westen des Sees befindet sich der Toteisbereich des heutigen Naturschutzgebiets Blinder See, wo die wahrscheinlich nur noch geringmächtigen Kiese teilweise von stark torfigen Ablagerungen und Kalkmudden überlagert werden.

Unter dem oberen Kieshorizont, in dem der Bechinger See liegt, folgt unter einem rund 5,5 m mächtigen Zwischenhorizont aus Moränensediment ein unterer Kieshorizont. Über die laterale Verbreitung des unteren Kieshorizonts gibt es keine näheren Kenntnisse.

Beide Kieshorizonte bilden getrennte Grundwasserleiter. Der Druckspiegel des tieferen Grundwasserleiters liegt ca. 2 m über dem des oberen.

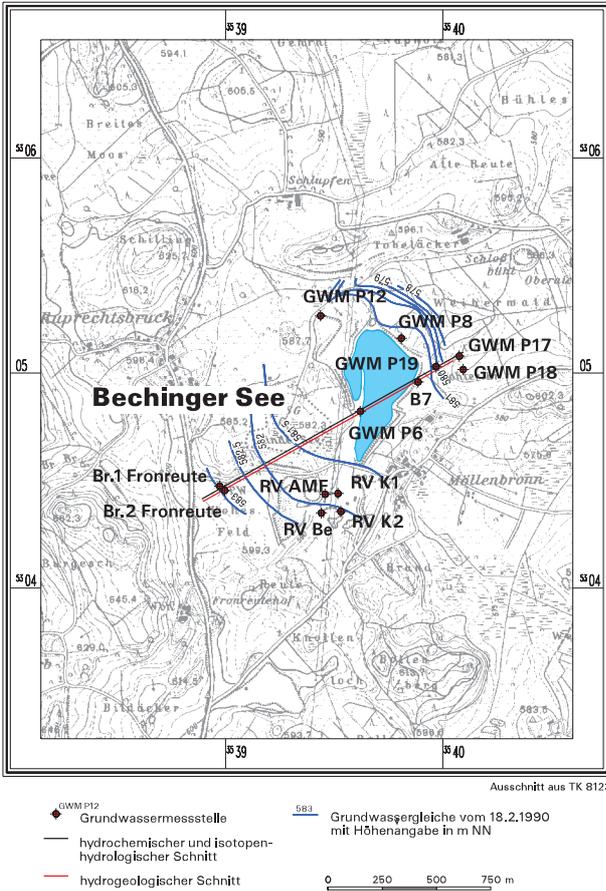


Abb. 19: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtag 18.2.1990), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Bechinger See

Nach den Grundwassergleichen (Abb. 19) strömt das Grundwasser von Südwesten nach Nordosten. Gespeist wird der oberflächennahe Grundwasserstrom im Bereich des Hohen Feldes u. a. durch aufsteigendes Grundwasser aus dem unteren Grundwasserleiter. Der vom Blinden See kommende Bach übt möglicherweise eine Vorflutfunktion aus.

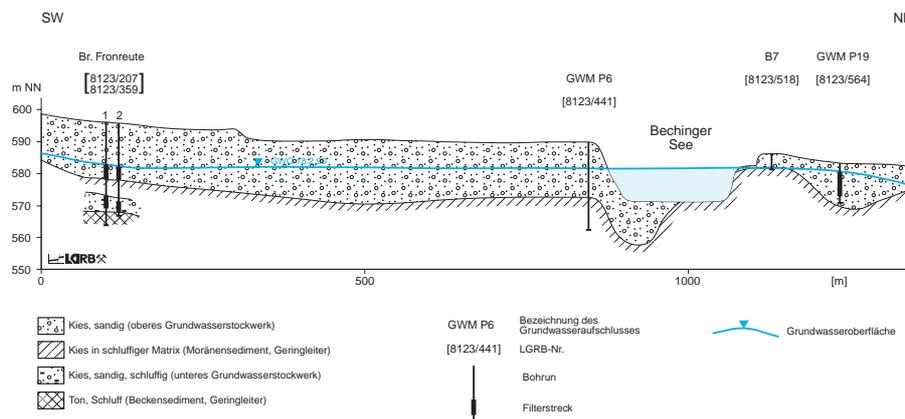


Abb. 20: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Bechinger See  
Schnittlinie siehe Abb. 19

## 5.8 Alter Vogelbaggersee

Der Alte Vogelbaggersee liegt in der Rheinaue am nordwestlichen Ortsrand von Ottenheim, Gemeinde Schwanau, Ortenaukreis (Abb. 21). Etwa 70 m östlich des Sees fließt der Mühlbach und ca. 750 m westlich der Rhein. Der See besitzt eine Fläche von 3,5 ha und ist durchschnittlich 12,2 m, maximal 32 m tief (Tab. 4). Der Baggerbetrieb dürfte schon vor 1970 eingestellt worden sein.

Im Nordwesten des Sees liegt in einer Entfernung von etwa 280 m ein heute noch betriebener Baggersee der Fa. Vogel-Bau GmbH. Auf Höhe des nördlichen Endes des Baggersees befindet sich auf französischer Seite die Staustufe Gerstheim.

Unmittelbar nördlich des Alten Vogelbaggersees liegt die Altlast „Obere Martelsau“ mit Ablagerungen aus der Zeit zwischen 1935 und 1982 – weitgehend mineralisierter Haus- und Sperrmüll, Bauschutt, Erd-aushub und landwirtschaftliche Abfälle.

Der Alte Vogelbaggersee ist in die quartärzeitliche Füllung des Oberrheingrabens eingetieft (Abb. 22). Dabei handelt es sich bis etwa 35 m um Ablagerungen des Riß-Würm-Komplexes. Diese bestehen bis etwa 23 m aus frischen sandigen Kiesen, darunter bis etwa 35 m aus überwiegend kiesigem Sand mit geringen Anteilen an zersetztem Schwarzwaldmaterial. Unterhalb von etwa 35 m folgen die Breisgauschichten. Diese enthalten einen großen Anteil an zersetzten Schwarzwaldgeröllen, der zur Tiefe hin zunimmt. Die Aquiferbasis, vermutlich schluffige Sande, wurde nicht erreicht. Das liegende Festgestein wird aufgrund geophysikalischer Untersuchungen in rund 100 m Tiefe bei etwa 50 m NN vermutet (JUNKER & ESSLER 1980). Den Hauptgrundwasserleiter bilden die sandigen Kiese des Riß-Würm-Komplexes.

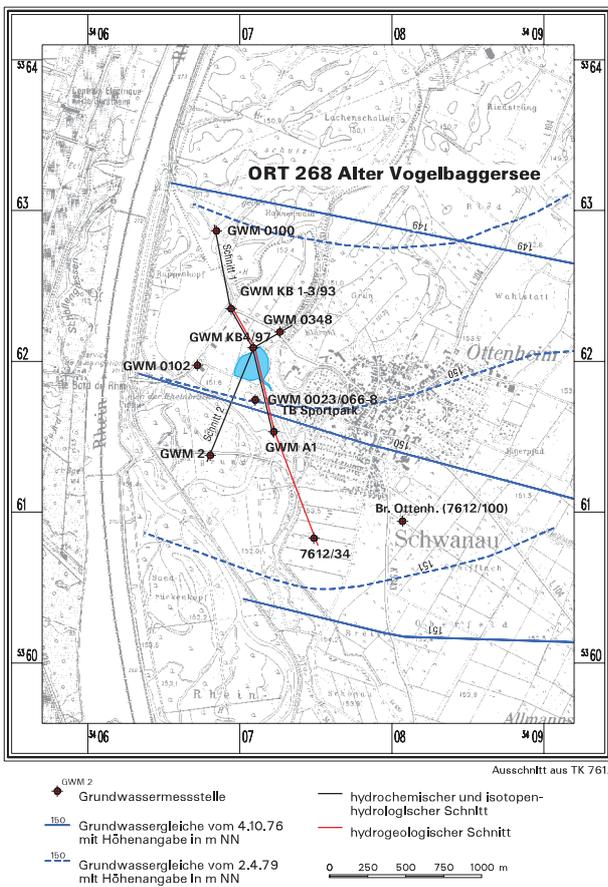


Abb. 21: Übersichtslageplan mit Grundwassergleichen (Stichtage 04.10.1976 und 02.04.1979), Grundwasseraufschlüssen und dem Verlauf von Schnittlinien für den Alten Vogelbaggersee

Tab. 5: Hydrochemie der Messstellengruppe (GWM KB 1/93, GWM KB 2/93, GWM KB 3/93) am „Neuen Baggersee“ der Fa. Vogel

Datum der Probenahme 25.05./01.06.1993

LGRB-Nr.	Bezeichnung	Filterstrecke [m u. Gel.]	elektr. Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] bei 25 °C	Gesamthärte [ $^{\circ}\text{dH}$ ]	Nitrat [mg/l]	Chlorid [mg/l]
7612/449	GWM KB 1/93	12–28	530	8,7	8	64,5
7612/448	GWM KB 2/93	42–72	730	11,4	< 2	103
7612/121	GWM KB 3/93	78–93	800	14	< 2	123

Die Durchlässigkeit der Breisguschichten ist im Vergleich zu den Schichten des Riß-Würm-Komplexes wesentlich geringer und variiert in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad der Schwarzwaldkiese stark. Die ausgeprägte Heterogenität zeigt sich an den unterschiedlichen Zuflussbereichen in den einzelnen Grundwassermessstellen. Eine Gliederung der Kiesfolge durch Schluff- und Tonhorizonte in mehrere Grundwasserstockwerke ist im Untersuchungsgebiet nicht vorhanden.

Hydrochemisch sind im Grundwasserleiter mit zunehmender Tiefe u. a. eine allmähliche Zunahme der Gesamtmineralisation, von Chlorid und Sulfat sowie eine Abnahme der Nitrat-Konzentration zu erkennen (Tab. 5).

Der Alte Vogelbaggersee liegt in einem Bereich mit leicht erhöhten Chlorid-Konzentrationen (50 bis etwa 120 mg/l), der beiderseits des Rheins auftritt und auf eine Beeinflussung durch Rheinwasser zurückgeführt wird.

Die Grundwasserfließrichtung ist im Untersuchungsgebiet etwa rheinparallel nach NNE ausgerichtet (Abb. 21). Die Grundwasseroberfläche und der Wasserspiegel des Baggersees bewegen sich weitgehend synchron, ein Hinweis auf ein hydraulisch zusammenhängendes Regime.

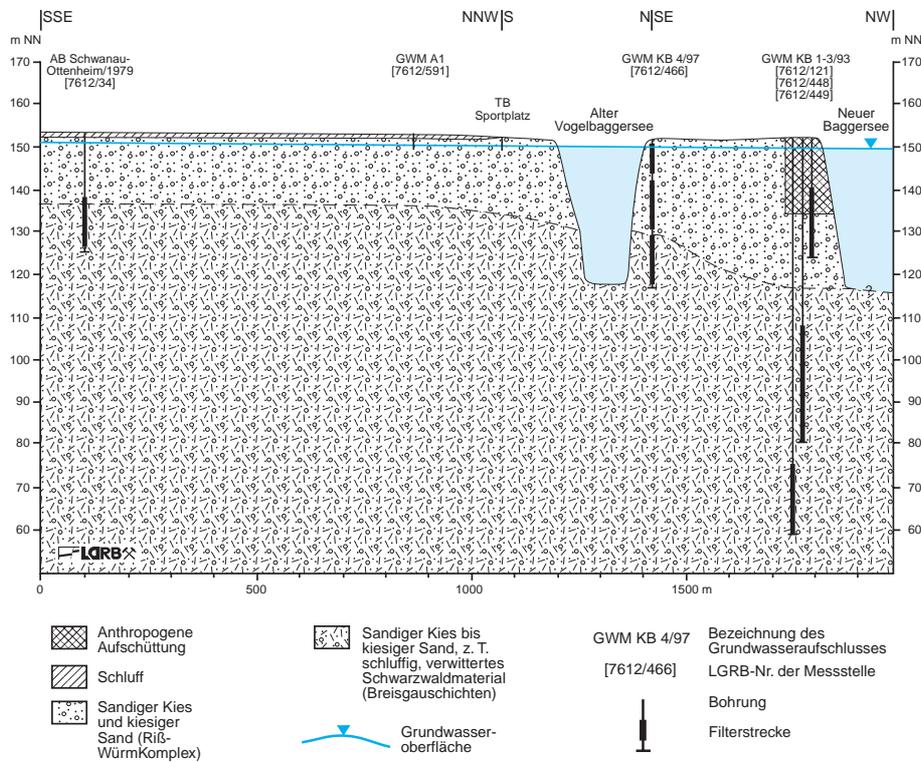


Abb. 22: Hydrogeologischer Schnitt (schematisch) für den Alten Vogelbaggersee  
Schnittlinie siehe Abb. 21

## 6 Untersuchungsergebnisse

### 6.1 Allgemeines

Die Ergebnisse der durchgeführten Feld- und Laboruntersuchungen sind in Monographien, getrennt für jeden Baggersee, umfassend in Tabellen und Graphiken dokumentiert (LGRB 2000). Hier werden nur die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen aufgeführt.

Eine Übersicht über die chemische Beschaffenheit der See- und Grundwässer gibt Tab. 6. Sie enthält, jeweils getrennt für das Grundwasser im Zu- und im Abstrom sowie den Baggersee, die Mittelwerte der verschiedenen Inhaltsstoffe. Die für die Mittelwertbildung verwendeten Daten sind aus Tab. 7 ersichtlich. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass den Mittelwerten z. T. eine unterschiedliche Anzahl von Messwerten zugrunde liegt und dass die Mess-

werte teils für unterschiedliche Probenahmezeitpunkte und Entnahmetiefen stehen. Die Mittelwerte in Tab. 6 sind somit nicht in jedem Fall uneingeschränkt vergleichbar.

### 6.2 Oberstromiges Grundwasser

#### 6.2.1 Grundwassertemperatur

Die mittleren Temperaturen der vom See unbeeinflussten Grundwässer schwankten zwischen 10,8 und 12,7 °C und damit im Wertebereich natürlicher oberflächennaher Grundwässer (LfU 1994). In den Temperatur-Tiefenprofilen der meisten Grundwassermessstellen tritt im Sommer in der Wassersäule ober-

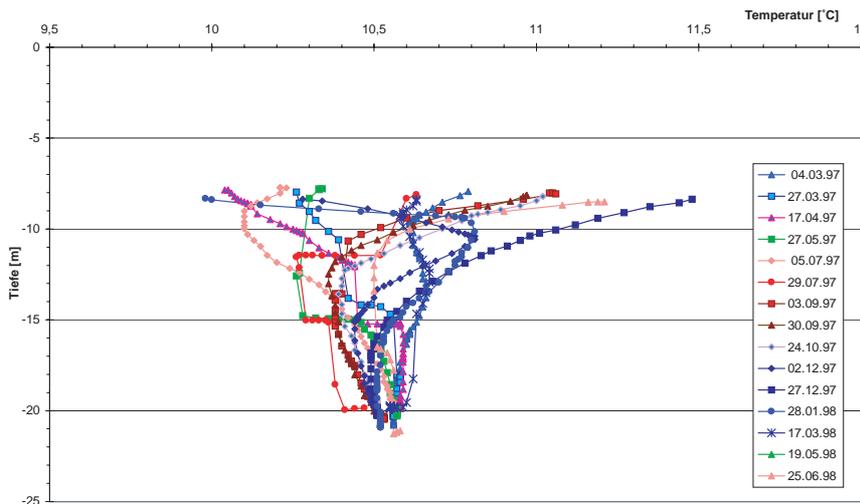


Abb. 23: Temperatur-Tiefenprofile in der Grundwassermessstelle GWM KA 1 im Zustrombereich des Eppelsees

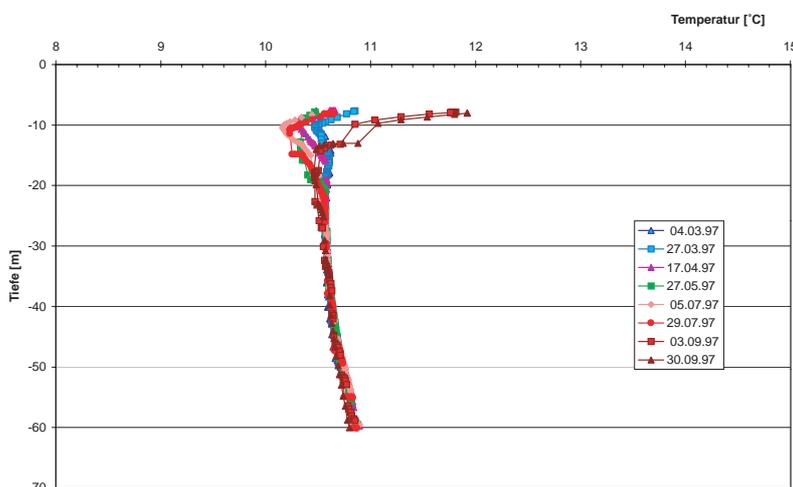


Abb. 24: Temperatur-Tiefenprofile der tiefen Grundwassermessstelle GWM KA 2 im Umfeld des Eppelsees

Temperaturgradient im Profilabschnitt von 40–60 m 1,3 °C/100 m

Tab. 6: Mittlere chemische Beschaffenheit des oberstromigen Grundwassers, des Seewassers und des unterstromigen Grundwassers für die im Rahmen des KaBa-Projekts untersuchten Baggerseen; Zuordnung der Messstellen für die Mittelwertbildung siehe Tab. 7  
alle Angaben, soweit nicht anders angegeben, in mg/l

Baggersee	Situation	SW [%]	T [°C]	LF [µS/cm]	O <sub>2</sub>	pH [-]	GH [°dH]	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	NH <sub>4</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>	HCO <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub>	H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>
Leissee	GWo	0	11,2	600	0,2	6,8	15,0	93	6,3	11,1	5,1	12,5	1,6	0,67	17,7	43,0	309	1,0	21
	See	100	8,9	600	4,2	7,6	(14,2)	90	7,0	17,7	3,8	5,1	1,6	0,49	21,6	32,1	277	0,03	18
	GWu30	≈100	10,7	546	1,2	7,3	14,0	89	6,3	15,5	3,6	3,2	0,46	0,43	20,9	35,4	272	0,9	12
	GWu200	80	12,3	519	0,2	7,3	13,3	85	4,9	15,5	2,8	3,9	0,36	0,20	21,5	40,9	246	0,5	12
	GWu500	10 – 20	12,1	576	2,3	7,3	15,2	103	6,0	15,1	2,2	1,3	0,06	0,06	27,6	45,9	274	2,3	12
Eppelsee	GWo	0	11,1	687	1,0	7,0	18,4	123	6,7	20,6	2,2	0,25	0,23	0,01	21,3	57,3	349	4,5	17
	See	100	9,6	425	9,5	8,0	(10,8)	69	5,1	9,9	1,5	0,12	0,01	0,04	16,1	56,6	163	0,1	4
	GWu20	≈100	11,7	449	0,3	7,6	11,6	76	4,8	9,8	1,9	0,68	0,06	0,07	19,3	63,1	173	0,8	10
	GWu100	≈100	12,4	449	0,7	7,5	12,1	77	8,4	8,5	1,7	0,70	0,05	0,08	18,2	62,7	173	2,7	13
Waldsee/ Hesselhurst	GWo	0	10,8	652	0,2	6,9	18,1	104	12,2	14,0	1,9	10,3	0,96	0,37	15,7	41,2	357	0,6	25
	See	100	11,0	318	6,9	7,6	9,8	58	6,2	10,0	2,6	0,06	0,46	0,18	17,6	25,4	177	1,5	12
	GWu20		11,5	490	0,3	7,1	12,8	82	5,3	11,3	4,3	2,4	0,65	0,54	19,5	40,4	234	0,9	19
Binninger Baggersee	GWo		11,5	731	5,3	7,1	21,9	104	30,5	4,9	1,9	n n	n n	n n	22,5	41,5	376	25,5	16
	See	100	12,8	323	11,5	8,1	9,5	44	14,3	8,3	1,4	0,01	0,03	0,07	21,1	29,3	152	0,6	0,3
	GWu20	≈100	17,6	360	3,5	7,8	9,5	45	14,0	8,4	2,0	n n	n n	n n	21,7	29,2	157	0,3	5
	GWu500		12,3	538	5,6	7,3	15,4	85	14,5	6,2	1,9	0,04	n n	n n	18,6	38,8	262	8,9	11
Apostelsee	GWo	0	12,7	884	8,5	7,4	24,1	138	22,8	16,6	10,1	0,07	n n	n n	36,3	82,5	400	27,4	18
	See	100	11,7	593	10,7	7,6	17,9	95	24,3	15,3	7,7	0,01	0,01	0,07	35,1	106	243	23,4	2
	GWu40	≈100	14,3	717	3,5	7,4	18,6	96	23,7	15,0	6,5	0,03	n n	0,01	35,1	107	248	19,8	4
Waldsee/ Emmendingen	GWo	0	12,5	219	2,6	6,1	5,0	24	5,3	9,6	1,8	0,01	0,01	n n	12,1	21,3	74,5	9,5	19
	GWoD	0	11,5	637	0,2	6,6	14,5	68	21,8	20,4	25,5	1,96	2,40	1,45	22,7	8,7	368	0,2	15
	See	100	13,6	265	7,5	7,3	6,5	32	8,1	12,1	6,1	0,07	0,10	0,06	14,9	20,0	126	0,3	n n
	GWu50	60 – 80	10,8	309	0,7	6,6	7,3	33	10,4	13,2	3,2	0,84	0,22	0,02	16,9	25,2	129	4,3	18
Bechinger See	GWo	0	11,2	736	5,2	7,3	21,5	116	22,8	8,0	4,4	0,03	0,01	n n	24,4	41,7	362	32,2	16
	See	100	14,0	339	12,2	7,6	9,4	36	18,8	6,8	1,5	0,01	n n	0,03	22,0	36,7	132	3,1	0,4
	GWu50	≈100	12,2	425	2,6	7,6	11,8	58	16,4	6,0	1,7	0,04	n n	n n	22,5	37,5	190	2,3	7
	GWu200	80 – 90	11,5	498	1,2	7,5	14,1	75	16,0	6,3	1,7	0,05	n n	n n	22,7	41,9	233	3,4	10
Alter Vogel- baggersee	GWo	0	14,9	626	2,1	7,4	13,5	67	7,7	48,7	3,2	0,02	0,02	n n	67,6	26,9	231	1,9	10
	See	100	8,4	642	3,8	7,6	(11,2)	67	7,9	53,6	4,0	0,02	0,56	0,58	82,3	23,8	203	0,3	12
	GWu30	?	11,9	622	0,7	7,5	11,5	69	7,6	46,0	4,1	0,15	0,33	0,14	75,8	28,2	210	1,2	10
	GWu150	50	10,6	625	0,2	7,4	11,2	65	7,9	48,3	4,3	0,02	0,23	0,06	77,2	26,9	210	0,2	10

#### Erläuterungen

Situation: GWo – Grundwasser oberstromig; GWoD – Grundwasser oberstromig mit Deponieeinfluss (beim Waldsee/Emmendingen); See – Baggersee; GWu50 – Grundwasser unterstromig in etwa 50 m Entfernung

SW – Seewasseranteil

Angaben: ( ) – Gesamthärte, berechnet aus Calcium und Magnesium; n n – Inhaltstoff nicht nachweisbar

Tab. 7: Für die Mittelwertbildung in Tab. 6 verwendete Daten

Übersichtsanalysen mit sehr eingeschränktem Parameterumfang wurden nicht berücksichtigt; \* für die Seewasserbeschaffenheit wurden z. T. Analysedaten der LfU Baden-Württemberg verwendet; Erläuterungen der Abkürzungen siehe Tab. 6

Baggersee	Situation	Messstellen	Messzeitraum (Anzahl der Messungen)
Leissee*	GWo	P 3, P 5, P 38, P 39	14.07.95 – 14.03.96 (7)
	See		14.01.97 – 14.01.98 (39)
	GWu30	GWM 70, 71	14.07.95 – 20.01.98 (13)
	GWu200	GWM 73, 74, 75, 76	13.07.95 – 19.01.98 (16)
	GWu500	GWM 78, 79; Hori. Br.	13.07.95 (3)
Epplesee*	GWo	KA 1	21.04.97 – 13.01.98 (4)
	See		15.01.97 – 19.11.98 (69)
	GWu20	KB 1/97	14.10.97 – 02.06.98 (12)
	GWu100	KA 4, KA 5, SB2/97	21.04.97 – 02.06.98 (21)
Waldsee/Hesselhurst	GWo	0148/114, Tbr. Waltersweiler	15.09.97 – 08.06.98 (3)
	See		06.05.97 – 16.06.98 (15)
	GWu20	GWM 3, KB 3/97	15.09.97 – 08.06.98 (14)
Binninger Baggersee	GWo	P 7	28.04.97 – 08.09.97 (2)
	See		21.04.97 – 10.12.97 (8)
	GWu20	P 11	30.06.97 – 01.12.97 (3)
	GWu350	P 10	28.04.97 – 01.12.97 (4)
	GWu500	TBr.	28.04.97 – 01.12.97 (4)
Apostelsee	GWo	PW Apostelsee	05.05.97 – 15.06.98 (5)
	See		06.05.97 – 16.06.98 (15)
	GWu40	KB 2/97, SB 1/97	01.10.97 – 15.06.98 (18)
Waldsee/Emmendingen	GWo	P 27	06.05.97 – 10.03.98 (4)
	GWoD	P 8 (3 – 9 m)	06.05.97 – 03.03.98 (4)
	See		06.05.97 – 08.12.97 (8)
	GWu50	P <sub>Wald</sub> P 23	06.05.97 – 10.03.98 (8)
Bechinger See	GWo	Br. 2 Fronreute	28.04.97 – 02.12.98 (4)
	See		21.04.97 – 09.12.98 (7)
	GWu50	P 19	29.04.97 – 01.12.98 (4)
	GWu200	P 17, P 18	29.04.97 – 01.12.98 (8)
Alter Vogelbaggersee	GWo	GWM A 1	07.05.97 – 09.06.98 (5)
	See		14.01.97 – 14.01.98 (39)
	GWu30	KB 4/97	13.10.97 – 09.06.98 (6)
	GWu150	GWM 0348	05.05.97 – 09.06.98 (5)

flächennah eine Erwärmung auf (Abb. 23). Die hohe mittlere Temperatur in der oberstromigen Messstelle des Alten Vogelbaggersees wird durch die geringe Tiefe der Messstelle von nur 2 m verursacht. Häufig ist spätestens ab etwa 20 m Tiefe der Übergang in die „neutrale Zone“ zu erkennen, in der keine nennenswerten jährlichen Temperaturschwankungen mehr auftreten. Bei tieferen Grundwassermessstellen zeigen sich zudem die Auswirkungen der geothermischen Tiefenstufe (Abb. 24). Eine vertikale Strömung in der Messstelle führt zu einer ausgeglichenen Temperaturverteilung über das gesamte Tiefenprofil (Abb. 25).

### 6.2.2 Allgemeine hydrochemische Charakteristik

Die mittleren Werte der elektrischen Leitfähigkeit liegen zwischen etwa 600 und 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , eine Größenordnung, wie sie typisch für oberflächennahe, mäßig bis deutlich anthropogen beeinflusste Grundwässer in karbonatischen Grundwasserleitern ist. Eine Ausnahme bildet mit 219  $\mu\text{S}/\text{cm}$  das Grundwasser oberstromig des Waldsees/Emmendingen. Ursache für die deutlich kleinere elektrische Leitfähigkeit ist ein Zustrom von gering mineralisiertem Grundwasser von Osten, aus dem Bereich des Elz-Grötter-Schwemmfächers, der aus karbonatfreiem Schwarzwaldmaterial aufgebaut ist.

Vom hydrochemischen Typ her handelt es sich bei fast allen untersuchten Grundwässern um  $\text{Ca-HCO}_3$ -Wässer (Abb. 26). Solche Wässer sind charakteristisch für oberflächennahe karbonatische Grundwasserleiter, wie sie die pleistozänen Sande und Kiese darstellen. Ausnahmen sind die Grundwässer

aus dem Umfeld des Waldsees/Emmendingen ( $\text{Ca-Mg-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Wasser) und des Alten Vogelbaggersees ( $\text{Ca-Na-HCO}_3\text{-Cl}$ -Wasser). Beim Waldsee sind die geringe Gesamtmineralisation und der daraus resultierende abweichende Grundwassertyp eine Folge der Karbonatarmut des Gesteins, beim Alten Vogelbaggersee ist der Einfluss des Rheins für den abweichenden Grundwasserchemismus verantwortlich.

Bezüglich des Redox-Milieus besitzen die Grundwasserleiter im Umfeld von drei Baggerseen (Binninger Baggersee, Apostelsee und Bechinger See) aerobe Verhältnisse, zwei Baggerseen (Waldsee/Emmendingen und Alter Vogelbaggersee) zeigen geringe Sauerstoff-Konzentrationen (2,6 und 2,1  $\text{mg/l}$ ) und die übrigen drei Baggerseen weitgehend anaerobe Bedingungen (Leissee, Epplesee und Waldsee/Hesselhurst).

Beim Waldsee/Emmendingen überlagern die Auswirkungen der unmittelbar oberstromig des Sees gelegenen Altlast die regionale Grundwasserbeschaffenheit.

### 6.2.3 Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Gesamthärte, pH-Wert

Die mittleren Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogenkarbonat variieren im unbeeinflussten Grundwasser zwischen 24 und 138  $\text{mg/l}$  (Ca), 5,3 und 30,5  $\text{mg/l}$  (Mg) sowie 74,5 und 400  $\text{mg/l}$  ( $\text{HCO}_3$ ). Diese Inhaltsstoffe sind überwiegend Produkte der Karbonatlösung aus dem Gestein. Zusätzlich dürfte noch ein geringer Anteil aus anthropogenen Quellen stammen.

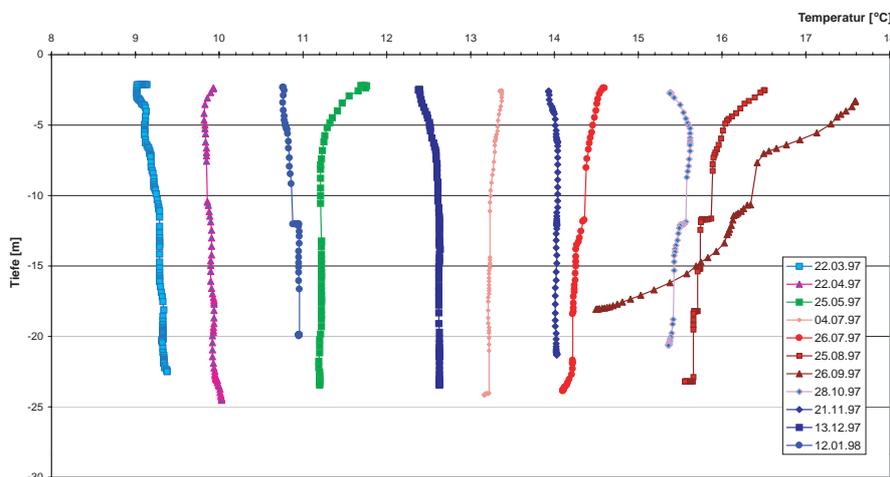


Abb. 25: Temperatur-Tiefenprofile der Messstelle GW M P 27 im Anstrombereich des Waldsees/Emmendingen  
Ausgeglichene Temperaturverteilung infolge Vertikalströmung

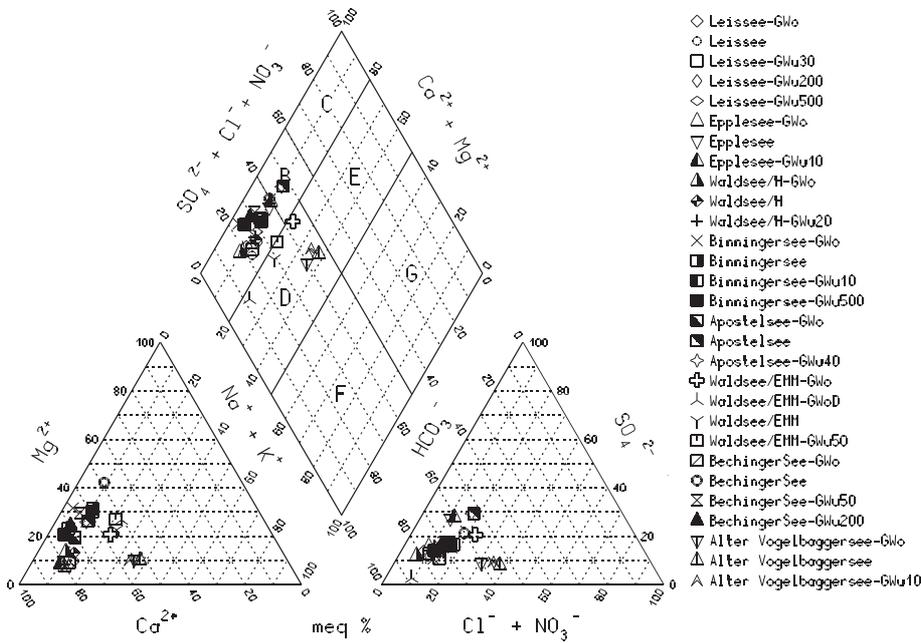


Abb. 26: PIPER-Diagramm für die unterschiedlichen Grund- und Seewässer

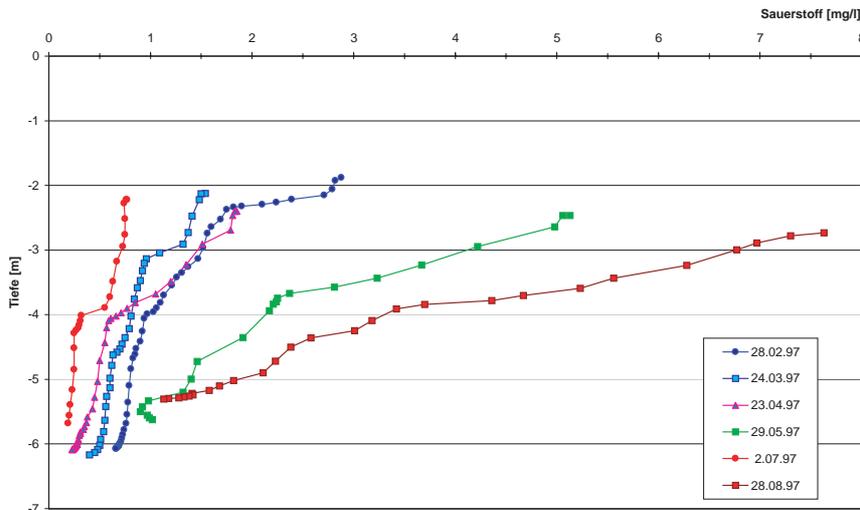


Abb. 27: Tiefenprofile der Sauerstoffkonzentrationen in der GWM 0148/114-5 oberstromig des Waldsees/Hesselhurst (reduzierendes Milieu)

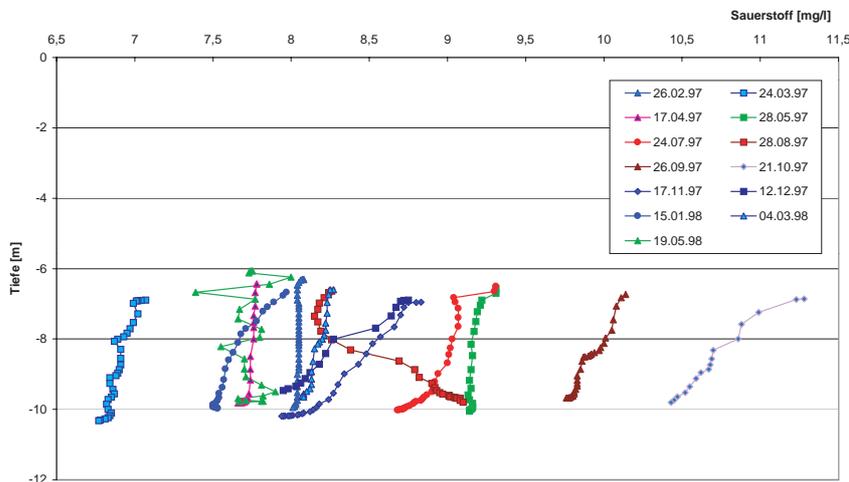


Abb. 28: Tiefenprofile der Sauerstoffkonzentrationen in der GWM P 27 oberstromig des Apostelsees (oxidierendes Milieu)

In nahezu allen Grundwasserproben wurden mittlere pH-Werte von 6,8–7,4 gemessen. Die mittlere Gesamthärte variiert zwischen 13,5 und 24,1 °dH, entsprechend den Konzentrationen von Calcium und Magnesium.

Im Grundwasser oberstromig des Waldsees/Emmendingen sind aufgrund der Karbonatarmut des Gesteins (Kap. 5.6) die Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogenkarbonat mit Werten von 24 mg/l, 5,3 mg/l und 74,5 mg/l deutlich geringer als in den übrigen untersuchten Grundwässern. Vor dem Übertritt in den See erfährt das ursprünglich sehr weiche Wasser jedoch durch die oberstromig gelegene Altlast eine starke anthropogene Aufhärtung. Die Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogenkarbonat steigen dabei auf 68 mg/l, 21,8 mg/l und 368 mg/l, die Gesamthärte auf 14,5 °dH und der pH-Wert auf 6,6 (Tab. 6).

Vergleichsweise geringe Ca-, Mg- und  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentrationen sind auch im Umfeld des Alten Vogelbaggersees zu beobachten. Sie gehen auf einen deutlichen Einfluss durch Rheinuferfiltrat zurück.

## 6.2.4 Sauerstoff

Hohe Sauerstoff-Konzentrationen von im Mittel 5,2–8,5 mg/l wurden für das oberstromige Grundwasser von Binninger Baggersee, Apostelsee und Bechinger See gemessen. Sie stehen in Zusammenhang mit den häufig geringen Gehalten an organischem Material in den Kiesvorkommen im Alpenvorland (Binninger Baggersee, Bechinger See) oder sind auf einen sauerstoffreichen Randzufluss in den Oberrheingraben (Apostelsee) zurückzuführen. Geringere Sauerstoff-Konzentrationen zwischen 2,1 und 2,6 mg/l finden sich im Umfeld des Waldsees/Emmendingen und des Alten Vogelbaggersee, nahezu sauerstofffreie Verhältnisse im Leissee, Eppensee und Waldsee/Hesselhurst. Sie sind auf die meist hohen Gehalte an organischen Bestandteilen in den Kies- und Sandvorkommen im Oberrheingraben, speziell im Bereich der Kinzig–Murg-Rinne, zurückzuführen.

Die Sauerstoff-Tiefenprofile, die in den Grundwassermessstellen aufgenommen wurden, lassen auf die Bedingungen im Grundwasserleiter nur im Bereich der jeweiligen Filterstrecke schließen. Meist sind die Sauerstoff-Konzentrationen nahe der Grundwasseroberfläche größer als in tieferen Abschnitten des Grundwasserleiters, ein Effekt, der wohl überwiegend auf den Zufluss von sauerstoffreichem

Sickerwasser im Zuge der Grundwasserneubildung zurückgeht (Abb. 27, 28). Auch eine Lösung von Sauerstoff aus der Bodenluft könnte diesen Befund hervorrufen.

## 6.2.5 Stickstoff, Schwefel

Stickstoff und Schwefel sind Redox-sensitive Parameter, deren Konzentration und Speziesverteilung nicht nur durch die Größe des Eintrags, sondern ganz wesentlich durch das Redox-Milieu im Grundwasserleiter gesteuert wird.

Der Stickstoff im Grundwasser stammt nur in geringem Umfang aus dem Niederschlag und aus geogenen Quellen, der Haupteintrag erfolgt über die landwirtschaftliche Nutzung. Im Oberrheingraben wurden im Sickerwasser unter einzelnen landwirtschaftlich genutzten Flächen Nitrat-Konzentrationen von 120 mg/l und mehr nachgewiesen (LfU 1994). Die mittleren Nitrat-Konzentrationen zwischen 26 und 32 mg/l, die in den Grundwasserleitern mit oxidierenden Verhältnissen (Binninger Baggersee, Apostelsee, Bechinger See; Tab. 6) gemessen wurden, dürften etwa die tatsächliche Belastungssituation in den jeweiligen Gebieten widerspiegeln.

In den übrigen Grundwasserleitern wird das Nitrat zum Teil oder fast vollständig durch Denitrifikation abgebaut. Die verbliebenen Nitrat-Konzentrationen schwanken hier durchschnittlich zwischen 9,5 und 0,2 mg/l. Bei der Nitrat-Reduktion kann unter stark reduzierenden Bedingungen Ammonium entstehen. Höhere Ammonium-Konzentrationen finden sich denn auch nur in Grundwasserleitern mit reduzierenden Bedingungen, die höchsten mittleren Konzentrationen wurden im Umfeld des Leisesees mit 0,67 mg/l ermittelt. Noch höhere Konzentrationen (bis 1,45 mg/l) traten unmittelbar unterstromig der Altlast beim Waldsee/Emmendingen auf.

Sulfat kann bereits in vergleichsweise hohen Konzentrationen im Niederschlag enthalten sein. Mit einem geringen zusätzlichen Beitrag aus anthropogenen Quellen lassen sich Konzentrationen in der Größenordnung von 40–50 mg/l erklären, wie sie in den meisten untersuchten Grundwässern nachgewiesen wurden. Die deutlich niedrigeren mittleren Konzentrationen von 27 bzw. 21,3 mg/l im Umfeld des Alten Vogelbaggersees und des Waldsees/Emmendingen stehen mit dem Zustrom sulfatärmerer Grundwasserkomponenten in Zusammenhang. Die sehr hohen Konzentrationen von > 80 mg/l im Umfeld des Apo-

stelsees beruhen auf dem Zustrom einer sulfatreichen Grundwasserkomponente aus der Vorbergzone.

Eindeutige Auswirkungen einer Sulfat-Reduktion sind nur unterstromig der Altlast beim Waldsee/Emmendingen nachweisbar. Die mittleren Sulfat-Konzentrationen sinken hier auf 8,7 mg/l ab. Sulfidschwefel, der als Produkt der Sulfat-Reduktion entsteht, konnte im Grundwasser nur qualitativ in einigen Proben im Umfeld des Leissees nachgewiesen werden, ein Hinweis darauf, dass eine Sulfat-Reduktion in den untersuchten Grundwasserleitern in großem Umfang nicht stattfindet.

## 6.2.6 Eisen, Mangan

Die mittleren Konzentrationen von Eisen und Mangan erreichen in den reduzierten Grundwässern Werte bis maximal 12,5 bzw. 2,4 mg/l (Umfeld Leissee bzw. unterstromig der Altlast beim Waldsee/Emmendingen). Demgegenüber waren in den oxidierten Grundwässern Eisen und Mangan nur in Spuren oder nicht nachweisbar (Tab. 6).

Bei reduzierenden Verhältnissen überwiegen die leichtlöslichen Fe(II)- und Mn(II)-Verbindungen, während sich unter oxidierenden Verhältnissen die geringlöslichen Fe(III)- und Mn(IV)-Verbindungen (Oxidhydrate und Hydroxide) bilden.

## 6.2.7 Natrium, Kalium, Chlorid

Die mittleren Konzentrationen von Natrium, Kalium und Chlorid schwanken in den untersuchten Grundwässern in folgenden Bereichen: Na von 4,9 mg/l (Binnerer Baggersee) bis 48,7 mg/l (Alter Vogelbaggersee), K von 1,8 mg/l (Waldsee/Emmendingen oberstromig der Altlast) bis 10,1 mg/l (Apostelsee) und Cl von 12,1 mg/l (Waldsee/Emmendingen) bis 67,6 mg/l (Alter Vogelbaggersee), siehe Tab. 6.

Die unterschiedlichen Na-, K- und Cl-Konzentrationen spiegeln die jeweilige anthropogene Belastung der verschiedenen Grundwässer wider. Als Quellen für diese Inhaltsstoffe kommen u. a. diffuse Einträge durch landwirtschaftliche Nutzung und aus besiedelten Gebieten in Frage.

Die hohen, etwa äquivalenten Na- und Cl-Konzentrationen im Grundwasser oberstromig des Alten Vogelbaggersees sind auf den Einfluss der Salzfracht im Rheinuferfiltrat zurückzuführen. Die sehr hohe mitt-

lere K-Konzentration von 25,5 mg/l oberstromig des Waldsees/Emmendingen ist eindeutig eine Auswirkung der dortigen Altlast.

## 6.2.8 Silizium

Silizium wurde in den Grundwässern im Mittel in Konzentrationen zwischen 15 und 21 mg/l (als  $H_2SiO_3$ ) gemessen. Die geringe  $H_2SiO_3$ -Konzentration im Umfeld des Alten Vogelbaggersees (10 mg/l) geht auf eine Verdünnung des Grundwassers durch Rheinuferfiltrat zurück.

Das Silizium im Grundwasser stammt aus der Silikatverwitterung und ist geogenen Ursprungs (LfU 1994).

## 6.2.9 Spurenelemente

An Spurenelementen wurden P, Pb, Al, Hg, Cr und As, am Leissee auch F untersucht. Die Konzentrationen dieser Inhaltsstoffe lagen überwiegend im Bereich oder unter der Bestimmungsgrenze. Eine zusammenfassende Übersicht gibt Tab. 8.

Phosphor trat nur im Umfeld des Leissees und unmittelbar unterstromig der Altlast beim Waldsee/Emmendingen in nachweisbaren Konzentrationen auf. Diese Grundwässer sind durch stark reduzierende Bedingungen geprägt (Kap. 6.2.2, 6.2.4), unter denen es zu einer Mobilisierung des ansonsten im Boden überwiegend fixierten Phosphors kommt.

Blei, Aluminium, Quecksilber und Chrom konnten nicht oder nur in Spuren nachgewiesen werden. Die Konzentrationen bewegen sich in der Größenordnung der geogenen Hintergrundwerte. Unterhalb der Altlast beim Waldsee/Emmendingen sind allenfalls leicht erhöhte Chrom-Konzentrationen festzustellen.

Höhere Arsen-Konzentrationen über der Nachweisgrenze finden sich oberstromig des Waldsees/Hesselhurst und des Waldsees/Emmendingen und in größerer Tiefe oberstromig des Eppelsees (Kap. 7.4). Im Umfeld des Waldsees/Hesselhurst und des Eppelsees ist das Arsen geogener Herkunft. Beim Waldsee/Emmendingen sind die erhöhten Arsen-Konzentrationen eindeutig auf die dortige Altlast zurückzuführen.

Fluor wurde nur im Umfeld des Leissees untersucht. Die Konzentrationen liegen dort im mittleren Größenbereich, wie er für oberflächennahe Grundwässer typisch ist (LfU 1994).

Tab. 8: Übersicht über die Konzentration von Spurenstoffen in den vom See unbeeinflussten Grundwässern  
Angaben in µg/l

Baggersee		P	Pb	Al	Hg	Cr	As	F
Leissee		180 – 650	ng	ng	ng	ng	ng	90 – 113
Epplesee		nn	nn – 4,1	nn – 32	nn	nn – 0,8	nn – 2,9	ng
Waldsee/Hesselhurst		nn	nn	nn – 19	ng	nn – 2,8	3,1 – 6,7	ng
Binninger Baggersee		nn	nn – 2,5	6 – 26	nn	nn – 1,3	nn	ng
Apostelsee		nn	nn – 6,6	nn – 17	nn	nn – 6	nn	ng
Waldsee Emmen- dingen	oberstromig der Altlast	nn	nn – 3,2	nn – 10	nn	nn – 3,5	nn	ng
	unterstromig der Altlast	340 – 438	nn – 3,2	nn – 14	nn	nn – 14,4	12 – 19,6	ng
Bechinger See		nn	nn – 3,9	10 – 34	nn	nn – 10,8	nn	ng
Alter Vogelbaggersee		nn	nn – 5	nn – 26	nn – 0,4	nn	nn	ng

nn – nicht nachweisbar; ng – nicht gemessen

## 6.3 Baggerseen

### 6.3.1 Grundwasserzustromraten, Mittlere Aufenthaltszeiten

Die Grundwasserzustromraten zu den Baggerseen wurden einerseits anhand der vorliegenden hydrogeologischen Kennwerte (Tab. 4), andererseits aus den gemessenen Isotopengehalten überschlagsmäßig ermittelt (Kap. 3.3.4).

Die hydraulisch und isotonhydrologisch ermittelten Grundwasserzustromraten zeigen eine weitgehende Übereinstimmung (Tab. 9). Die größeren

Schwankungsbreiten bei den hydraulisch ermittelten Werten resultieren aus der Unsicherheit bezüglich der  $k_f$ -Werte. Die größten Zustromraten in der Größenordnung von 40 l/s ergeben sich für Leissee, Epplesee und Apostelsee, die kleinste Zustromrate mit 3 l/s für den Waldsee/Emmendingen. Aus den geringen Unterschieden zwischen den hydraulisch abgeschätzten Zustromraten und den isotopisch bilanzierten Zustromraten kann gefolgert werden, dass die untersuchten Baggerseen noch gut an das Grundwasser angeschlossen sind.

Die Grundwasserzutritte in die Seen dürften in der Regel nicht gleichmäßig über den gesamten Zustrom-

Tab. 9: Bilanzgrößen für die untersuchten Baggerseen  
Mittlere Aufenthaltszeiten berechnet aus den isotopisch bilanzierten Zustromraten

Baggersee	Fläche [ha]	mittlere Tiefe [m]	Seevolumen [Mio m <sup>3</sup> ]	Grundwasserzustromrate nach DARCY [l/s]	Grundwasserzustromrate aus Isotopendaten [l/s]	Mittlere Aufenthaltszeit
Leissee	8,75	13,3	1,16	4–50	45	0,82
Epplesee	33,2	16,3	5,4	34	38	4,52
Waldsee/Hesselhurst	5,24	13,3	0,7	14,5	16,6	1,33
Binninger Baggersee	14,9	10	1,5	5,35 *	5,4	8,75
Apostelsee	6,4	19,8	1,3	24–48	40	1,0
Waldsee/Emmendingen	2,5	5	1,2	3,3	3,1	1,28
Bechinger See	10,4	10	1	6,5	6,5	5,1
Alter Vogelbaggersee	3,5	12,2	0,43	31	> 20	< 0,68

\* Grundwasserneubildungsrate für den Tiefbrunnen „Im Sand“ ermittelt über eine Wasserbilanz

querschnitt erfolgen. Vielmehr ist angesichts der nachgewiesenen Anisotropien zu erwarten, dass einzelne Horizonte mit erhöhter Durchlässigkeit bevorzugt werden. Die Ausbreitung des Grundwassers im See hängt dann vom Niveau der Grundwasserzutritte und den Dichteverhältnissen im See ab. Hinweise gibt es sowohl für eine Unterschichtung wie für eine Einschichtung. So wurde eine Unterschichtung im Leissee mittels Markierungsversuchen nachgewiesen (Institut f. Hydrologie 1997). Die Ausbreitung des isotopisch leichten Grundwassers über der Seesohle zeigt sich auch deutlich in den  $\delta^{18}\text{O}$ -Tiefenprofilen des Leisesees. Andererseits lässt sich nur durch Einschichtung in einem höheren Niveau erklären, dass z. B. die Seewassertemperatur im tieferen Bereich des Apostelsees und des Waldsees/Hesselhurst ganzjährig unter der Grundwassertemperatur liegt.

Direkt nachweisbar ist dieser Vorgang anhand der  $\delta^{18}\text{O}$ -Tiefenprofile, in denen die Horizonte im See mit bevorzugter Grundwassereinschichtung durch niedrigere  $\delta^{18}\text{O}$ -Werte markiert sind (Abb. 29).

Die berechneten mittleren Aufenthaltszeiten des zuströmenden Grundwassers im jeweiligen Baggersee liegen zwischen 8,75 a für den Binninger Baggersee und < 0,77 a für den alten Vogelbaggersee (Tab. 9). Der Epplesee besitzt das größte Seevolumen, der Waldsee/Emmendingen hat ein sehr kleines Seevolumen bei einem vergleichsweise großen Grundwasserdurchsatz. Die mittleren Aufenthaltszeiten beschreiben die tatsächlichen Verhältnisse jedoch nur unzureichend, da bei der Berechnung vorausgesetzt wird, dass der gesamte Wasservorrat im See gleichmäßig am Umsatz teilnimmt.

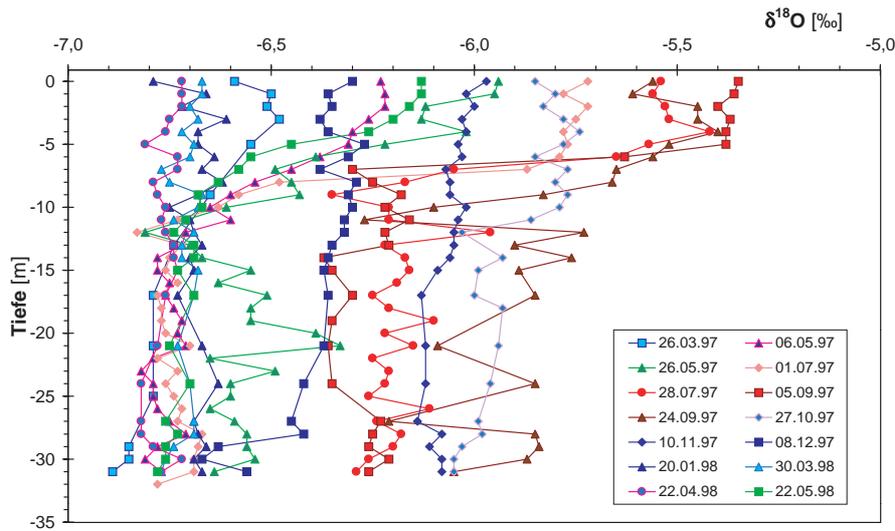


Abb. 29:  $\delta^{18}\text{O}$ -Tiefenprofile im Waldsee/Hesselhurst

$\delta^{18}\text{O}$ -Minima im Teufenbereich um 10 m als Folge der Einschichtung von isotopisch leichterem Grundwasser

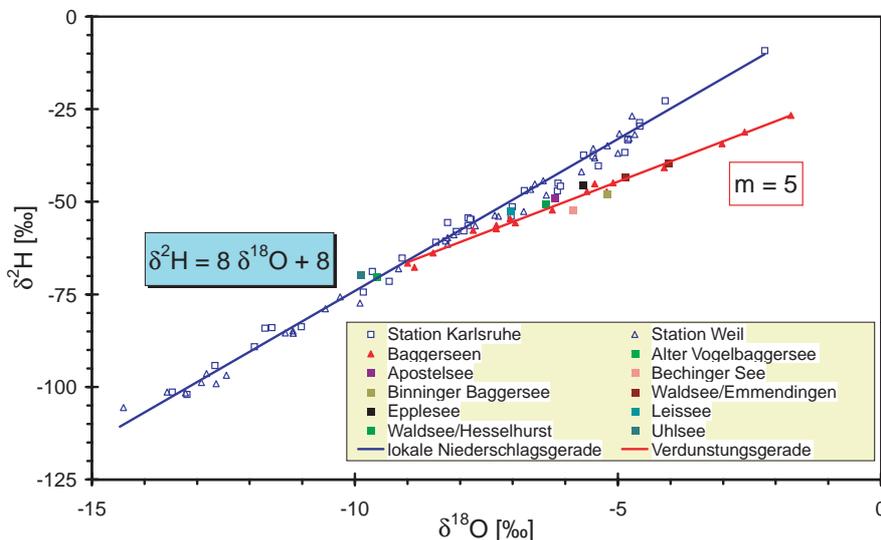


Abb. 30: Lage der Baggerseewässer im  $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm

Aus den gemessenen Temperatur-Tiefenprofilen ist jedoch erkennbar, dass häufig in den tiefen Bereichen Zonen mit weitgehend stagnierenden Verhältnissen existieren, in denen ein Wasseraustausch aufgrund der Temperatur- und Dichteunterschiede zwischen kälterem Seewasser und wärmerem Grundwasser zeitweise nicht oder nur sehr langsam erfolgt. Entsprechend schneller muss der Umsatz oberflächennah erfolgen.

Das Ausmaß der Isotopenfraktionierung (Tab. 10, Abb. 30) ist mit Werten um 4 – 4,5 ‰ für Binnerer Baggersee, Waldsee/Emmendingen und Bechinger See am größten. Diese Seen besitzen vergleichsweise große Seeflächen und kleine Seevolumen. Beim Waldsee/Emmendingen kommt eine zusätzliche <sup>18</sup>O-Anreicherung des Grundwassers durch den oberstromig gelegenen Badesees hinzu (Kap. 5.6). Beim Epplensee, dem Waldsee/Hesselhurst und dem Apostelsee beträgt das Ausmaß der Isotopenfraktionierung nur etwa 2–2,5 ‰, beim Leissee, einem Baggersee mit sehr gutem Grundwasseranschluss und hohem Grundwasserdurchsatz, sogar nur 0,73 ‰. Die fehlende oder nur sehr geringe Isotopenfraktionierung im Alten Vogelbaggersee steht im Zusammenhang mit dem hohen Anteil isotopisch leichten Rheinuferfiltrats im Seewasser.

### 6.3.2 Seewassertemperatur

Die mittleren Seewassertemperaturen (Tab. 6) schwanken zwischen 8,4 und 14,0 °C. Verglichen mit den oberstromigen Grundwassertemperaturen sind sie teils kleiner (Leissee, Epplensee, Apostelsee, Alter Vogelbaggersee), teils größer (Waldsee/Hesselhurst, Binnerer Baggersee, Waldsee/Emmendingen, Bechinger See).

Aussagekräftiger als absolute Temperaturunterschiede, die stark von den Messorten und -zeitpunkten abhängen, sind die jahreszeitlichen Temperaturänderungen in den Baggerseen. In allen Seen war eine vergleichbare Entwicklung zu beobachten.

Im Frühjahr bildet sich eine Temperaturschichtung mit einer erwärmten, oberflächennahen Schicht (Epilimnion), einer Übergangszone mit einem steilen Temperaturgradienten (Metalimnion) und einer tiefen Zone mit niedrigen Temperaturen (Hypolimnion) aus, die über die Sommermonate hinweg stabil bleibt. Diese Stagnationsphase beginnt in den Seen mit großem Grundwasserdurchsatz (Leissee, Epplensee, Apostelsee und Alter Vorgelbaggersee) etwa im März, in den Seen mit geringerem Grundwasserdurchsatz

Tab. 10: <sup>δ18</sup>O-Gehalte im oberstromigen Grundwasser und im Seewasser nach erfolgter Durchmischung im Herbst  
Ausmaß der Isotopenfraktionierung im Seewasser im Vergleich zum Grundwasser; alle Angaben in ‰

See	<sup>δ18</sup> O-Gehalte im oberstromigen Grundwasser	<sup>δ18</sup> O-Gehalte im Baggersee	Ausmaß der Isotopenfraktionierung*
Leissee	-7,86	-7,13	0,73
Epplensee	-8,25	-5,64	2,61
Waldsee/ Hesselhurst	-8,22	-5,79	2,43
Binnerer Baggersee	-9,20	-5,04	4,16
Apostelsee	-7,67	-5,65	2,02
Waldsee/ Emmendingen	-8,27	-3,66	4,61
Bechinger See	-9,29	-5,48	3,81
Alter Vogelbaggersee	-10,00	-9,98	0,02

\* Differenz zwischen den <sup>δ18</sup>O-Gehalten im oberstromigen Grundwasser und den <sup>δ18</sup>O-Gehalten im Seewasser, Absolutwert

(Waldsee/Hesselhurst, Binnerer Baggersee, Waldsee/Emmendingen, Bechinger See) meist erst im April/Mai. Im Herbst setzt dann allmählich eine Auflösung der Sprungschicht ein. Bei den flacheren Seen wird eine vollständige Durchmischung des Seewasserkörpers meist bereits im September erreicht, bei den tiefen Seen erst im November/Dezember. Wie Abb. 31 zeigt, erreicht die Vollzirkulation in den tiefen Seen nicht in allen Jahren den Seeboden.

Das Epilimnion reicht in den meisten Fällen bis etwa 5–7 m Tiefe, die maximalen Temperaturen steigen hier im Sommer bis rund 25 °C. Das darunter folgende Metalimnion endet im allgemeinen in etwa 10–15 m Tiefe. In diesem Bereich besteht im Sommer ein Temperaturgefälle von maximal 16–17 °C. Im darunter folgenden Hypolimnion liegen die Temperaturen weitgehend konstant etwa zwischen 5 und 8 °C (Abb. 32).

Lediglich im Epplensee sind größere Abweichungen von der generellen Entwicklung zu beobachten, zurückzuführen auf den laufenden Kiesabbau und die dadurch verursachte zusätzliche Wasserbewegung im See.

### 6.3.3 Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Gesamthärte, pH-Wert

Die im Seewasser nachgewiesenen Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogenkarbonat vari-

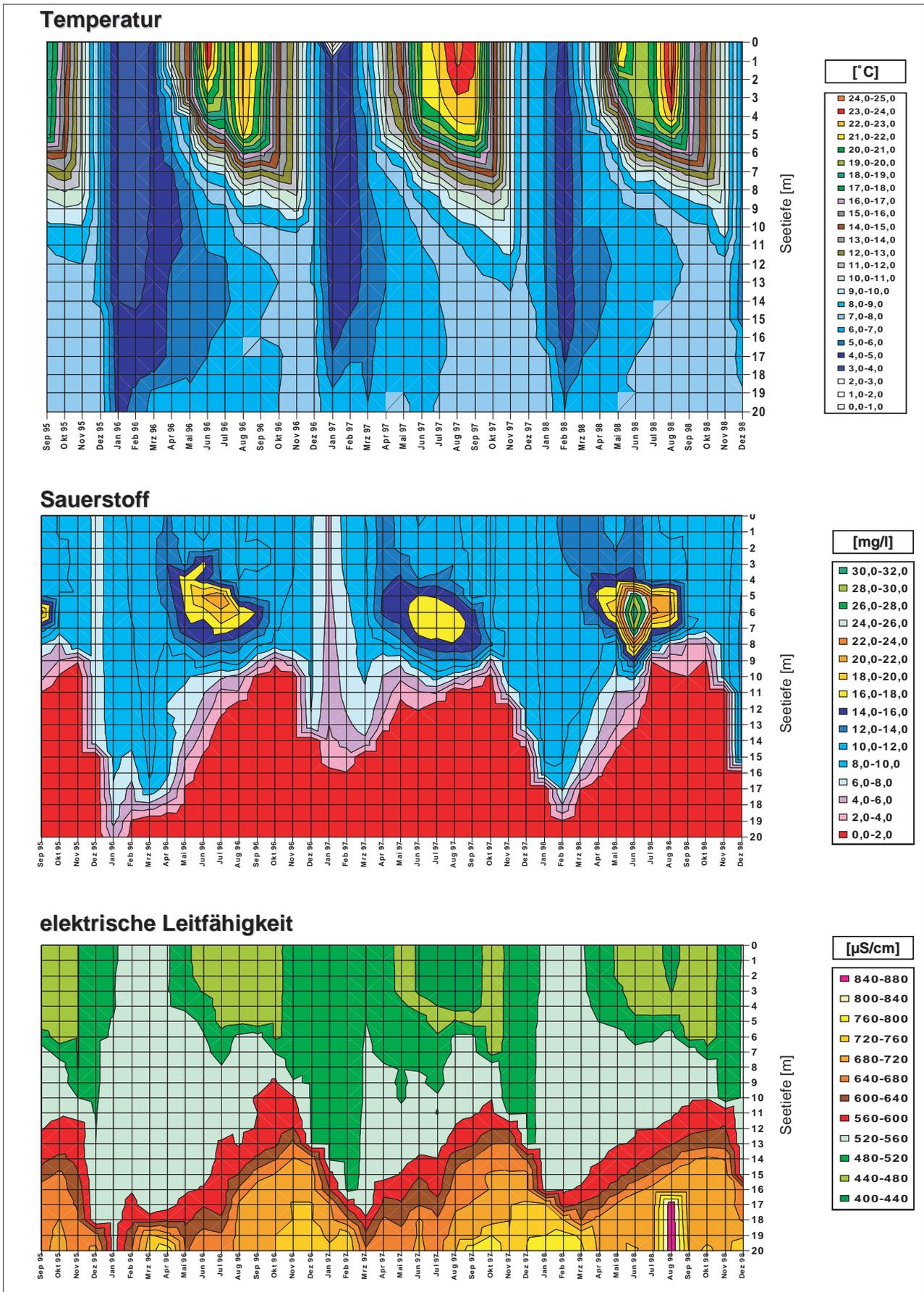


Abb. 31: Temperatur, Sauerstoff und elektrische Leitfähigkeit im Leissee im Zeitraum von 1995–1998 (Quelle: LFU)

ieren im Mittel zwischen 32 und 95 mg/l, 5,1 und 24,3 mg/l sowie 126 und 277 mg/l. Im Vergleich zum oberstromigen Grundwasser ist damit ein deutlicher Rückgang zu erkennen, in der Regel um etwa 50 %. Nur im Leissee und Alten Vogelbaggersee ist der Rückgang mit etwa 10 % deutlich geringer.

Die Gesamthärte als Summenparameter von Calcium und Magnesium zeigt eine analoge Entwicklung. Die pH-Werte variieren zwischen 7,3 und 8,1. Sie sind im Mittel um 0,15 größer, verglichen mit den pH-Werten im Grundwasser.

Ursache für diese Entwicklung ist die physikalische Belüftung des Sees. Aufgrund des großen Kontrastes zwischen dem CO<sub>2</sub>-Partialdruck der Bodenluft, der maßgeblichen Gasphase für das Grundwasser, und dem CO<sub>2</sub>-Partialdruck der Atmosphäre, mit dem der See in Kontakt steht, entweicht CO<sub>2</sub> aus dem Seewasser (Kap. 3.2.2). Da die CO<sub>2</sub>-Löslichkeit mit steigender Temperatur abnimmt, wirkt sich der Ef-

fekt der CO<sub>2</sub>-Entgasung besonders im Sommer aus. Daneben wird beim Aufbau von Biomasse im See CO<sub>2</sub> gebunden. Auch dieser Effekt tritt verstärkt in den Sommermonaten auf.

Der CO<sub>2</sub>-Verlust führt zu einer Fällung von Calciumkarbonaten im See, verbunden mit einer Konzentrationsabnahme von Calcium und Hydrogenkarbonat. Parallel dazu nehmen die summarischen Parameter Gesamthärte und elektrische Leitfähigkeit ab. Die Enthärtung des zufließenden Grundwassers im See erfolgt bevorzugt im Epilimnion (Kap. 3.2.2, Abb. 31, 33).

Bei einigen Seen ist unmittelbar über dem Seeboden wieder eine umgekehrte Entwicklung mit einem Anstieg der Ca- und HCO<sub>3</sub>-Konzentrationen und der elektrischen Leitfähigkeit sowie einer Abnahme des pH-Werts zu erkennen, hervorgerufen durch den Abbau organischer Substanz in den Seesedimenten und der damit verbundenen Freisetzung von CO<sub>2</sub> (Abb. 33),

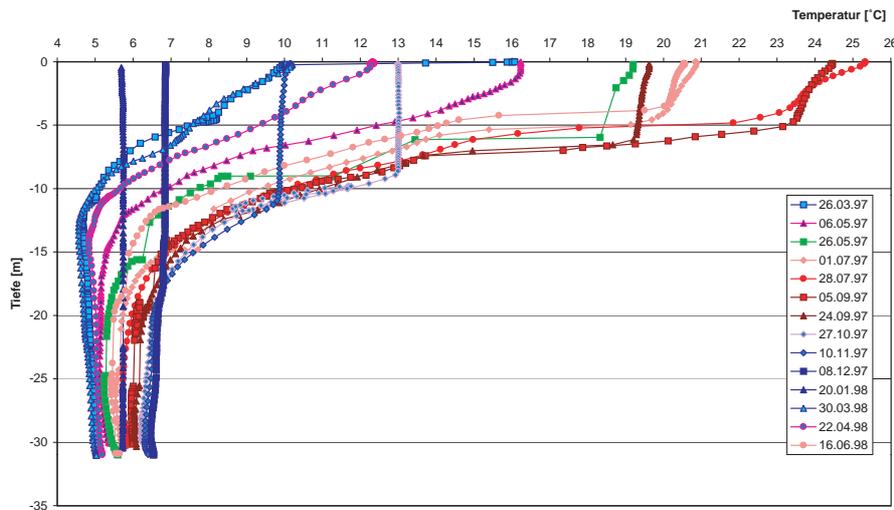


Abb. 32: Temperatur-Tiefenprofile im Waldsee/Hesselhurst

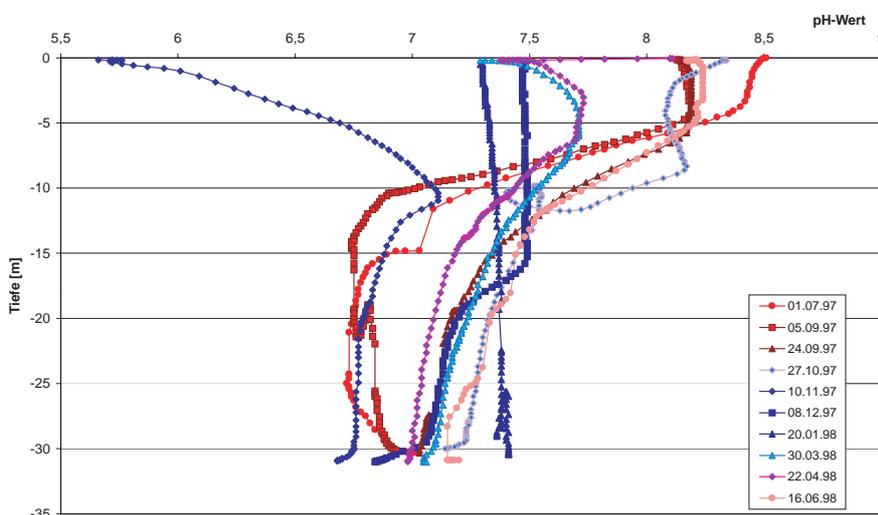


Abb. 33: Tiefenprofile der pH-Werte im Waldsee/Hesselhurst für den Zeitraum 01.07.1997–16.06.1998

gefolgt von einer Rücklösung von Calcium aus dem Seesediment.

### 6.3.4 Sauerstoff

Die mittleren Sauerstoff-Konzentrationen des Seewassers liegen zwischen 4,2 (Leissee) und 12,2 mg/l (Bechinger See). Werte über 10 mg/l treten in den Seen auf, die von einem aeroben Grundwasser anströmt werden (Binninger Baggersee, Apostelsee und Bechinger See, Tab. 6).

Im Vergleich zum Grundwasser sind die Sauerstoff-Konzentrationen im Seewasser immer deutlich höher. Ursache ist die Belüftung des Sees, die sowohl physikalisch durch Sauerstoff-Aufnahme an der Seeoberfläche als auch biologisch durch Sauerstoff-Freisetzung in Zusammenhang mit dem Algenwachstum erfolgt.

Im jahreszeitlichen Verlauf zeigt sich eine ähnliche Entwicklung wie bei der Temperatur. Generell hohe Sauerstoff-Konzentrationen von mehr als 5 mg/l wurden im Epilimnion gemessen. Noch deutlich höhere Sauerstoff-Konzentrationen bis über 20 mg/l sind von Mai bis etwa Mitte August zwischen ca. 4 und 8 m Tiefe zu erkennen (Abb. 31). Sie liegen damit weit über der Sättigungskonzentration der Atmosphäre (z. T. > 200 % Sättigung). Ursache für diese Entwicklung ist die biologische Aktivität, die sich auf diesen Tiefenbereich konzentriert. Das Hypolimnion ist demgegenüber in der Regel zumindest während der Stagnationsphase sauerstoffarm. Streng anaerobe Verhältnisse herrschen häufig unmittelbar über dem Seeboden, da hier durch den Abbau von Biomasse eine intensive Sauerstoffzehrung stattfindet. Nur wenn während der Zirkulationsphase die Umwälzung des Seewassers die Sohle erreicht, werden auch die tiefsten Seezonen zeitweise belüftet.

### 6.3.5 Stickstoff, Schwefel

Nitrat findet sich in fast allen untersuchten Seen in sehr geringen Konzentrationen von wenigen mg/l. Lediglich im Apostelsee wurden hohe mittlere Konzentrationen von 23,4 mg/l gemessen, die nur unwesentlich kleiner sind als die Konzentrationen im oberstromigen Grundwasser. Hier herrschen auch im Hypolimnion durch den sauerstoffreichen Grundwasserzustrom fast ganzjährig aerobe Verhältnisse, und es kommt dadurch nur zur einem geringen Nitratabbau. Bemerkenswert ist, dass in den übr-

gen, an aerobe Grundwasserleiter angeschlossenen Seen (Binninger Baggersee, Bechinger See) das in größerem Umfang eingetragene Nitrat nahezu vollständig abgebaut wird. Oberstromig des Waldsees/Emmendingen wird dies bereits durch die vorgelagerte Altlast bewirkt.

Ammonium tritt in allen Baggerseen auf, im Mittel bis max. 0,58 mg/l (Tab. 6), wobei die Konzentrationen zum Seegrund ansteigen (LGRB 2000). Im Vergleich zum anströmenden Grundwasser wirkt der See ausgleichend, d. h., besonders hohe Konzentrationen werden verringert, geringe angehoben. Eine Ammonium-Anreicherung im Binninger Baggersee und Bechinger See als Folge des intensiven Nitrat-abbaus ist nicht erkennbar.

Die mittleren Sulfat-Konzentrationen überdecken in den Seen einen Bereich von 20–106 mg/l. Mit Ausnahme des Waldsees/Emmendingen und des Apostelsees ist in den übrigen Seen im Vergleich zum oberstromigen Grundwasser eine geringfügige Abnahme der Sulfat-Konzentrationen von im Mittel 8 mg/l zu erkennen. Im Gegensatz zu Nitrat wird Sulfat bei den herrschenden Redox-Bedingungen offensichtlich nur zu einem geringen Anteil abgebaut bzw. in der Biomasse fixiert.

Beim Waldsee/Emmendingen sind die abweichenden Verhältnisse durch den Einfluss der oberstromigen Altlast, beim Apostelsee vermutlich durch einen sulfatreichen Randzustrom aus der Vorbergzone zu erklären (Kap. 5.5, 5.6).

### 6.3.6 Eisen, Mangan

Eisen und Mangan wurden in den Seewasserproben in der Regel nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Nur im Leissee, in dem ein besonders reduzierendes Milieu herrscht und hohe Eisen- sowie Manganfrachten durch den Zustrom eingetragen werden, traten im Mittel 5,1 mg/l Fe und 1,6 mg/l Mn auf (Tab. 6). Im Vergleich zu den hohen Eisen-Konzentrationen im oberstromigen Grundwasser von über 10 mg/l bedeutet dies jedoch immer noch eine deutliche Abnahme. Die Ursachen für die hohe Mangan-Konzentration im Alten Vogelbaggersee sind nicht bekannt. Für alle Baggerseen, in die sauerstoffarmes und damit eisen- und manganreiches Grundwasser einströmt (Leissee, Eppelsee, Waldsee/Hesselhurst, Waldsee/Emmendingen); beträgt der Rückgang im Mittel für Eisen rund 80 % und für Mangan rund 60 %.

Die Belüftung der Baggerseen und die dadurch hervorgerufene Änderung der Redox-Verhältnisse füh-

ren zu einer Oxidation von gelöstem Fe(II) und Mn(II) und damit zu einer Umwandlung in geringlösliche Fe(III)- und Mn(IV)-Verbindungen, die im See sedimentiert werden. Diese Prozesse sind vor allem beim Zufluss von reduzierenden Grundwässern mit hohen Fe- und Mn-Konzentrationen wirksam.

### 6.3.7 Natrium, Kalium, Chlorid

Natrium, Kalium und Chlorid kommen in den Baggerseen in mittleren Konzentrationen zwischen 8,3 und 53,6 mg/l, 1,4 und 7,7 mg/l sowie 14,9 und 82,3 mg/l und damit in einer ähnlichen Größenordnung wie im oberstromigen Grundwasser vor (Tab. 6). Bei Natrium und Chlorid zeigt sich keine einheitliche Tendenz zu höheren oder geringeren Konzentrationen. Demgegenüber ist beim Kalium in den meisten Baggerseen ein geringfügiger Konzentrationsrückgang festzustellen, bei einigen Seen (Waldsee/Hesselhurst, Alter Vogelbaggersee) jedoch auch ein leichter Anstieg.

Die geringen Unterschiede in den Konzentrationen zwischen See- und Grundwasser sind möglicherweise auf räumliche und zeitliche Variationen in der Beschaffenheit des Grundwasserzustroms zurückzuführen, der Rückgang der K-Konzentration auf eine Inkorporation von K in die Biomasse.

Im Waldsee/Emmendingen sind die Na-, K- und Cl-Konzentrationen das Ergebnis einer Mischung zwischen Grundwasser, das durch die Altlast kontaminiert ist, und nicht kontaminiertem Grundwasser. Mittels Mischungsrechnung lässt sich hieraus der Anteil der kontaminierten Grundwasserkomponente im See auf etwa 20–25 % abschätzen.

### 6.3.8 Silizium

Die mittleren  $H_2SiO_3$ -Konzentrationen in den Baggerseen zwischen „nicht nachweisbar“ und 18 mg/l lassen im Vergleich zum unbeeinflussten Grundwasser einen starken Rückgang um etwa 60 % und mehr erkennen. Ursache ist die Aktivität der Kieselalgen, die dem Seewasser Silizium für den Aufbau ihrer kieseligen Skelette entziehen.

### 6.3.9 Spurenelemente

Die Konzentrationen der in den Seewässern untersuchten Spurenstoffe Phosphor, Blei, Aluminium, Quecksilber, Chrom und Arsen (Tab. 11) liegen in der gleichen Größenordnung wie im oberstromigen Grundwasser (Tab. 8). Ein genereller Trend zu größeren oder niedrigeren Konzentrationen ist nicht erkennbar. Berücksichtigt man bei der Interpretation der Messwerte die Ungenauigkeit der Analytik in diesen geringen Konzentrationsbereichen, so lassen sich keine signifikanten Veränderungen feststellen.

Phosphor ist nur in Seen nachweisbar, die von reduziertem Grundwasser angeströmt werden (Leissee, Epplesee, Waldsee/Hesselhurst, Alter Vogelbaggersee), selbst wenn in den oberstromigen Messstellen Phosphor nicht nachgewiesen werden konnte. Die Phosphor-Konzentration im See kann dabei sowohl größer (z. B. Epplesee) als auch kleiner (z. B. Leissee) sein als im zuströmenden Grundwasser. Die erhöhten, altlastbedingten Phosphor-Konzentrationen oberstromig des Waldsees/Emmendingen sind im See nicht mehr nachweisbar.

Tab. 11: Übersicht über die Konzentrationen von Spurenstoffen in den Baggerseen  
Angaben in µg/l

Baggersee	P	Pb	Al	Hg	Cr	As
Leissee	11 – 352	ng	ng	ng	ng	ng
Epplesee	4 – 63	ng	ng	ng	ng	ng
Waldsee/Hesselhurst	nn – 218	nn – 7	nn – 33	nn – 11,5	nn – 4,5	1,9 – 27,2
Binninger Baggersee	nn	nn – 6,6	14 – 67	nn – 1,0	nn – 2,8	nn
Apostelsee	nn	nn – 5,1	nn – 26	nn – 7,6	nn – 6,3	nn
Waldsee/Emmendingen	nn	nn – 5,2	7 – 25	nn – 1,1	nn	nn
Bechinger See	nn	nn – 3,5	12 – 45	nn	nn – 3,9	nn
Alter Vogelbaggersee	20 – 410	nn – 5	nn – 26	nn – 0,4	nn	nn

nn – nicht nachweisbar; ng – nicht gemessen

Beim Arsen fallen einerseits der Konzentrationsanstieg im Waldsee/Hesselhurst und andererseits der Konzentrationsrückgang im Waldsee/Emmendingen auf, ohne dass anhand der vorliegenden Messdaten die Ursachen dafür zu klären wären.

## 6.4 Unterstromiges Grundwasser

### 6.4.1 Seewasseranteile, Grundwasserfließgeschwindigkeiten

Das unterhalb der Baggerseen im Grundwasserleiter abströmende Seewasser vermischt sich mit Grund- und Sickerwasser. Für die isotopehydrologisch untersuchten Grundwassermessstellen wurden die Seewasseranteile mittels Mischungsrechnung abge-

schätzt (Kap. 3.3.2). In Tab. 6 sind die für die einzelnen Messstellengruppen charakteristischen Anteile angegeben. Je nach Lage der Messstellen und Grundwassersituation wurden mit zunehmender Entfernung vom See z. T. gleichbleibend hohe Seewasseranteile (z. B. Epplesee, Bechinger See), z. T. systematisch abnehmende Seewasseranteile erfasst (z. B. Binnerer Baggersee, Abb. 34). Im jahreszeitlichen Verlauf können die Seewasseranteile in den einzelnen Messstellen großen Schwankungen unterliegen (Abb. 35).

Als weitere wichtige Einflussgröße wurde mit Hilfe der Isotopen Daten die Fließzeit des Seewassers vom unterstromigen Seeufer bis zu den unterschiedlichen Beobachtungsstellen und daraus die Grundwasserfließgeschwindigkeit ermittelt (Kap. 3.3.3). Sie liegt sowohl für die Grundwasserleiter im Oberrheingraben

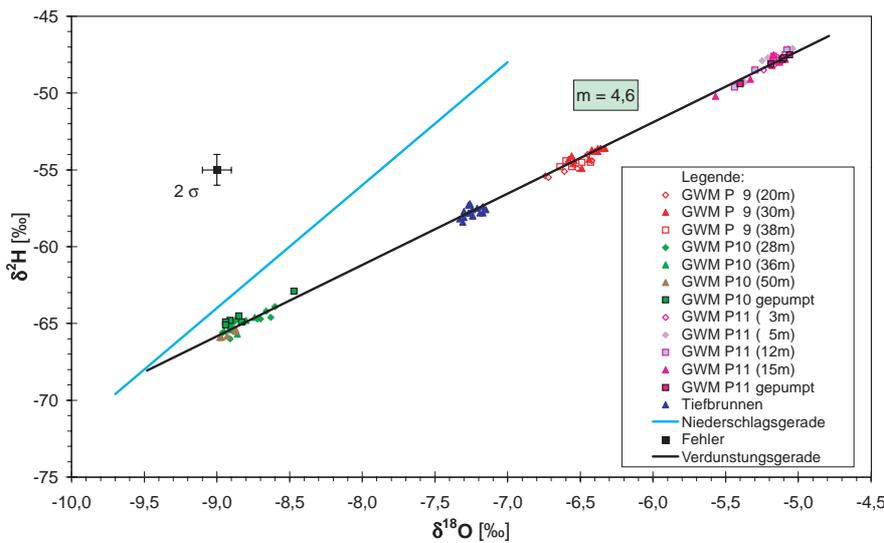


Abb. 34: Unterschiedliche  $\delta^2\text{H}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte im Grundwasser unterstromig des Binnerer Baggersees als Folge von Mischungsprozessen

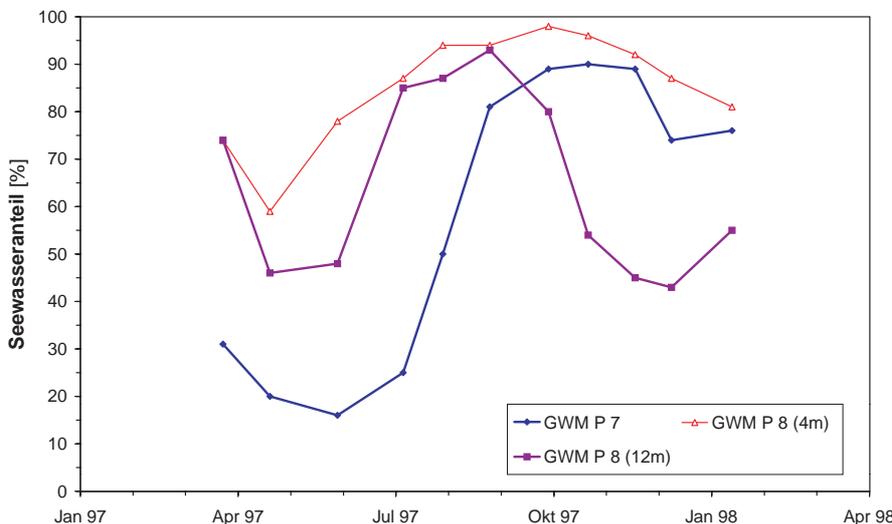


Abb. 35: Jahreszeitliche Variation der prozentualen Seewasseranteile in den Grundwassermessstellen GWM P 7 und GWM P 8 im Umfeld des Binnerer Baggersees

wie auch im Alpenvorland in einem relativ engen Bereich zwischen 0,5 und 2 m/d (Tab. 12). Die Übereinstimmung mit den Fließgeschwindigkeiten, ermittelt aus den hydraulischen Kennwerten, ist in den meisten Fällen sehr gut. Größere Abweichungen ergeben sich nur für den Alten Vogelbaggersee, was darauf zurückzuführen ist, dass hier die Isotopenbilanzierung durch den hohen Rheinuferfiltratanteil verfälscht wird.

Tab. 12: Grundwasserfließgeschwindigkeiten, ermittelt aus hydraulischen Daten (effektive Geschwindigkeit  $u$ ) und aus Isotopendaten (Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ )

Angaben in m/d

Baggersee	effektive Geschwindigkeit $u$	Abstandsgeschwindigkeit $v_a$
Leissee	0,9	1,1
Epplesee	0,8	keine Bestimmung möglich
Waldsee/Hesselhurst	2	0,5 – 0,6
Binninger Baggersee	1,8	<1
Apostelsee	2	1
Waldsee/Emmendingen	1,5 – 2	1,6
Bechinger See	1,1	1,1
Alter Vogelbaggersee	2	(5 – 11)

( ) Bestimmung durch Rheinuferfiltrat verfälscht

### 6.4.2 Grundwassertemperatur

Die mittleren Grundwassertemperaturen überdecken im unterstromigen Grundwasser einen Wertebereich von 10,6 – 17,6 °C. Mittlere Temperaturen über 13 °C wurden allerdings nur unterhalb des

Binninger Baggersees und des Apostelsees gemessen. Im Mittel liegen die Grundwassertemperaturen unmittelbar unterstromig der Baggerseen um 0,6 °C höher als im zuströmenden Grundwasser.

Die Temperatur-Tiefenprofile der Grundwassermessstellen, die in geringer Entfernung zum See liegen, sind häufig charakterisiert durch größere jahreszeitliche Temperaturschwankungen, die nicht auf die oberflächennahen Bereiche beschränkt sind. Ein Beispiel dafür ist die Grundwassermessstelle GWM P 19 unterhalb des Bechinger Sees (Abb. 36). Die Temperatur-Tiefenprofile dieser Messstelle spiegeln die Temperaturschwankungen im Seewasser wider, etwa um zwei bis drei Monate zeitverzögert und in gedämpfter Form. Ähnliche Zusammenhänge zeigen auch die Temperatur-Tiefenprofile der GWM KB 5/97 unmittelbar unterstromig des Epplesees (Abb. 37).

Die Beeinflussung der Grundwassertemperaturen durch die Baggerseen nimmt jedoch mit zunehmender Entfernung von den Seen stetig ab. So macht sich der Einfluss des Epplesees in der etwa 100 m unterstromig gelegenen Messstelle GWM SB 2/97 nur noch in einer ca. 1,5 °C höheren Grundwassertemperatur bemerkbar. In den etwa 200 m unterstromig des Bechinger Sees gelegenen Messstellen GWM P 17 und GWM P 18 ist ein Seeinfluss hingegen nicht mehr erkennbar (Abb. 38).

### 6.4.3 Calcium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Gesamthärte, pH-Wert

Die mittleren Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogenkarbonat variieren im unterstromigen

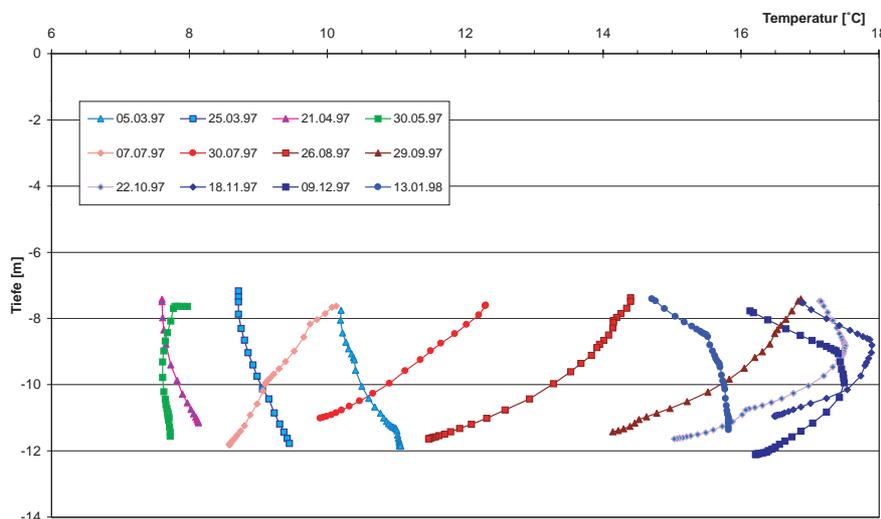


Abb. 36: Temperatur-Tiefenprofile in der Grundwassermessstelle GWM P 19 unterstromig des Bechinger Sees

Grundwasser zwischen 33 und 103 mg/l, 4,9 und 23,7 mg/l bzw. 129 und 274 mg/l, die Gesamthärte zwischen 7,3 und 18,6 °dH (Tab. 6). Die Werte dieser Parameter liegen damit höher als die Werte in den jeweiligen Baggerseen, jedoch meist niedriger als im oberstromigen Grundwasser.

Generell ist im Abstrom der Baggerseen wieder eine Aufhärtung, d. h. ein allmählicher Anstieg der Calcium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen zu beobachten, selbst bei den Seen, bei denen der Seewasseranteil auch in den weiter entfernt gelegenen Messstellen noch nahezu 100 % beträgt (z. B. Epplesee, Bechinger See). Die Magnesium-Konzentrationen zeigen hingegen keine entsprechenden systematischen Veränderungen. Die Aufhärtung erfolgt somit überwiegend durch Kalklösung. Allerdings werden auch in 200 m Entfernung vom See erst 50 bis

70 % der oberstromigen Ca- und HCO<sub>3</sub>-Konzentrationen erreicht (Tab. 13). Der pH-Wert geht bei dieser Entwicklung geringfügig zurück.

Das exfiltrierende Seewasser kann bei der Passage durch das Seesediment CO<sub>2</sub> aufnehmen, das aus dem Abbau von Biomasse herrührt, und im Grundwasserleiter an der Grundwasseroberfläche CO<sub>2</sub> aus der Bodenluft lösen. Daraus resultiert ein geringfügiger Rückgang der pH-Werte und ein Karbonatlösungs-Potenzial, das zu einer Auflösung von Kalkstein und damit wieder zu einem allmählichen Anstieg der Calcium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen führt. Die oberstromigen Verhältnisse stellen sich allerdings erst wieder ein, wenn sich das abströmende Seewasser in größerem Umfang mit vom See unbeeinflussten Grundwasser oder Sickerwasser vermischt (Leisse, Tab. 6).

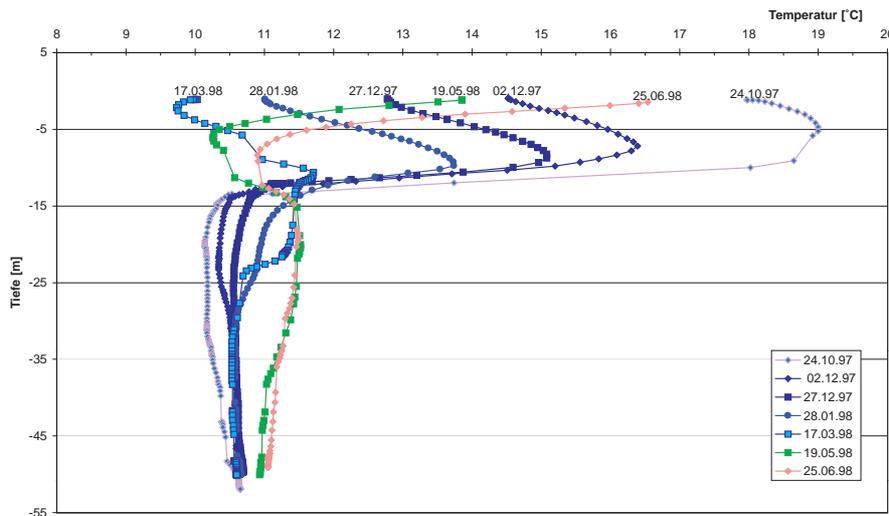


Abb. 37: Temperatur-Tiefenprofile in der Grundwassermessstelle GWM KB 5/97 unterstromig des Epplesees

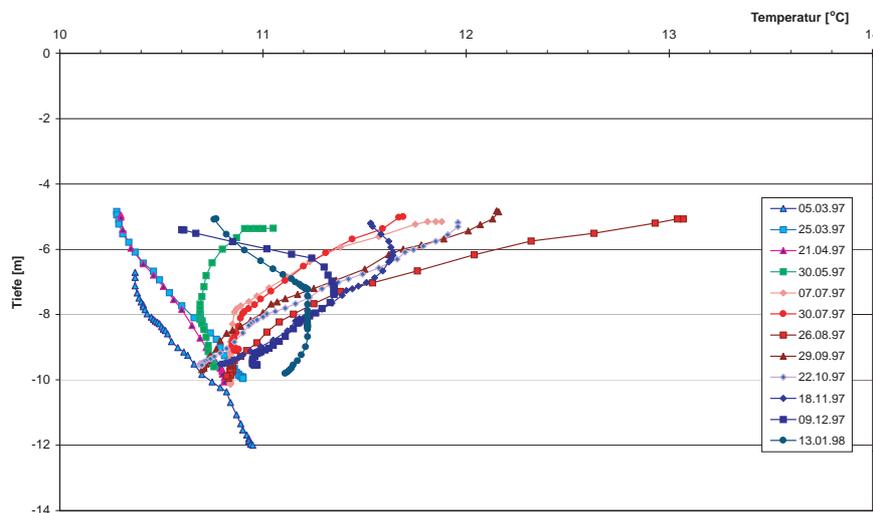


Abb. 38: Temperatur-Tiefenprofile in der Grundwassermessstelle GWM P 17 unterstromig des Bechinger Sees

Tab. 13: Veränderungen der mittleren Calcium-, Magnesium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen sowie der Gesamthärte und elektrischen Leitfähigkeit des Grundwassers bei der Passage durch den Epplesee und den Bechinger See  
Konzentrationen in %, bezogen auf 100 % im oberstromigen Grundwasser

Bezeichnung des Sees	Parameter	GWo	See	GWu20	GWu50	GWu100	GWu200
Epplesee	Ca	100	56	62		63	
	Mg	100	76	72		125	
	HCO <sub>3</sub>	100	47	50		50	
	GH	100	59	63		66	
	LF	100	62	65		65	
Bechinger See	Ca	100	31		50		65
	Mg	100	82		72		70
	HCO <sub>3</sub>	100	36		52		64
	GH	100	44		55		66
	LF	100	46		58		68

Situation: GWo – Grundwasser oberstromig; See – Baggersee; GWu50 – Grundwasser unterstromig in etwa 50 m Entfernung

Der Waldsee/Emmendingen und der Alte Vogelbaggersee zeigen von diesem generellen Schema abweichende Entwicklungen. Im Umfeld des Waldsees/Emmendingen sind die Calcium-, Magnesium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen und die Gesamthärte aufgrund der Karbonatarmut des Gesteins primär gering. Unterstromig des Sees findet eine Aufhärtung denn auch nur in sehr geringem Umfang statt.

Am Alten Vogelbaggersee treten während der Passage des Grundwassers durch den See bei allen Parametern des Kalk-Kohlensäure-Systems nur sehr geringe Veränderungen auf. Das zuströmende Grundwasser besteht zu größeren Anteilen aus Rheinuferfiltrat und trägt noch weitgehend die hydrochemische Charakteristik des oberirdischen Gewässers (u. a. geringere Gesamthärte). Bezüglich des Kalk-Kohlensäure-Systems sind die Unterschiede zwischen den Verhältnissen im Grundwasser und im See deshalb nicht so groß wie bei den übrigen Seen. Veränderungen finden entsprechend im Alten Vogelbaggersee nur in geringerem Umfang statt.

#### 6.4.4 Sauerstoff

Obwohl die mittleren Sauerstoff-Konzentrationen im Seewasser infolge der physikalischen und biologischen Belüftung immer deutlich größer sind als im zuströmenden Grundwasser (Tab. 6), treten im unterstromigen Grundwasser bereits unmittelbar nach Übertritt des Seewassers in den Grundwasserleiter

mittlere Werte zwischen 0,3 und 3,5 mg/l auf, die sogar geringfügig niedriger als im Zustrombereich sind, vor allem, wenn dort aerobe Grundwasser-Verhältnisse herrschen. Mit zunehmender Entfernung vom See können die O<sub>2</sub>-Konzentrationen sowohl stetig zunehmen (Epplesee, Binnerer Baggersee) als auch abnehmen (Bechinger See) oder sich unsystematisch verändern (Leissee), vgl. Tab. 6.

Die Sauerstoff-Tiefenprofile, die für eine größere Anzahl von Messstellen aufgenommen wurden, lassen sowohl große jahreszeitliche wie teufenabhängige Schwankungen erkennen. Größere Sauerstoff-Konzentrationen findet man zumindest zeitweise nahe der Grundwasseroberfläche, mit zunehmender Tiefe dann meist eine stetige Abnahme. Ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten hoher Sauerstoff-Konzentrationen im See und im unterstromigen Grundwasser lässt sich nur in wenigen Fällen herstellen.

Beim Übertritt des Seewassers in den Grundwasserleiter erfolgt in der Exfiltrationszone eine starke O<sub>2</sub>-Zehrung, als Folge des Abbaus von Biomasse in diesem Bereich. Selbst im Epplesee, der noch aktuell ausgekiest wird und bei dem deshalb zumindest bereichsweise keine oder nur eine sehr geringe kohlenstoffreiche Kolmationsschicht ausgebildet sein dürfte, ist der Rückgang der O<sub>2</sub>-Konzentrationen bei der Exfiltration im gleichen Umfang wie bei den übrigen Seen zu beobachten.

Die Entwicklung der O<sub>2</sub>-Konzentrationen im weiteren Grundwasserabstrom hängt stark von der lokalen Ver-

breitung von organischem Material im Grundwasserleiter ( $O_2$ -Zehrung) und dem Umfang der Grundwasserneubildung ( $O_2$ -Eintrag) ab. Insgesamt sind die  $O_2$ -Konzentrationen nach einer Fließstrecke von 100 bis 200 m wieder in der gleichen Größenordnung wie im oberstromigen Grundwasser.

### 6.4.5 Stickstoff, Schwefel

Im unterstromigen Grundwasser wurden im Mittel Nitrat-Konzentrationen zwischen 0,2 und 19,8 mg/l sowie Sulfat-Konzentrationen von 26–107 mg/l gemessen (Tab. 6). Die höchsten Nitrat- und Sulfat-Konzentrationen kommen unterstromig des Apostelsees vor. Die hydrogeologische Situation ist hier geprägt durch oxidierende Milieubedingungen im Grundwasserleiter und geogen erhöhte Sulfat-Konzentrationen.

Die Nitrat-Konzentrationen sind im unterstromigen Grundwasser in unmittelbarer Nähe zu den Baggerseen ähnlich groß wie in den Seen. Beim Vergleich mit den Verhältnissen im Grundwasserzustrom ist die starke Konzentrationsabnahme erkennbar, vor allem in den Grundwasserleitern mit oxidierenden Milieubedingungen, in denen oberstromig primär höhere Nitrat-Konzentrationen auftraten. Mit zunehmender Fließstrecke nehmen die Nitrat-Konzentrationen dann wieder allmählich zu, verursacht durch einen erneuten Nitratreintrag über die Grundwasserneubildung und eine Zumischung von unbeeinflusstem nitratreichem Grundwasser. In den Grundwasserleitern mit reduzierenden Verhältnissen werden die primär niedrigen Konzentrationen innerhalb des durch die Untersuchung erfassten Gebiets in der Regel wieder erreicht. Bei oxidierenden Bedingungen sind auch noch nach Fließstrecken von 200–500 m wesentlich niedrigere  $NO_3^-$ -Konzentrationen als im oberstromigen Grundwasser nachweisbar. Sie betragen beim Bechinger See etwa 10 %, beim Binninger Baggersee 35 % und beim Waldsee/Emmendingen 70 % der oberstromigen Konzentrationen.

Die mittleren Ammonium-Konzentrationen im unterstromigen Grundwasser liegen zwischen „nicht nachweisbar“ und 0,54 mg/l (Waldsee/Hesselhurst: hier als Folge der reduzierenden Milieubedingungen im Grundwasserleiter) und damit in der gleichen Größenordnung wie im oberstromigen Grundwasser (Tab. 6). Im Vergleich zum Seewasser ist häufig eine geringfügige Abnahme erkennbar. Eine starke Anreicherung von Ammonium unterstromig der Seen, in denen ein massiver Nitratabbau stattfindet (Bechinger See, Binninger Baggersee), ist nicht festzustellen und auch nicht zu erwarten, da es sich hierbei

immer um Grundwasserleiter mit oxidierendem Milieu handelt. Deren Ammonium-Konzentrationen werden offensichtlich weniger durch die Ammonium-Konzentrationen im See als vielmehr durch die Redox-Verhältnisse im Grundwasserleiter bestimmt.

Der geringfügige Rückgang der Sulfat-Konzentrationen in den Baggerseen ist nach der Exfiltration bereits nach kurzer Fließstrecke wieder kompensiert, d. h., im unterstromigen Grundwasser stellen sich alsbald ziemlich genau die Konzentrationen wie im oberstromigen Grundwasser ein.

### 6.4.6 Eisen, Mangan

Die mittleren Eisen- und Mangan-Konzentrationen sind in den meisten Fällen im unterstromigen Grundwasser größer als im Seewasser, jedoch geringer als oder gleich groß wie im oberstromigen Grundwasser. Ein besonders starker Rückgang ist in Grundwasserleitern mit reduzierendem Milieu mit primär hohen Fe- und Mn-Konzentrationen festzustellen. Er beträgt im Mittel beim Leissee und Waldsee/Hesselhurst etwa 70 %. In einer vergleichbaren Größenordnung liegt auch der Rückgang der hohen, durch die oberstromige Altlast hervorgerufenen Fe- und Mn-Konzentrationen im Waldsee/Emmendingen.

In den Grundwasserleitern mit oxidierendem Milieu und primär bereits sehr geringen Fe- und Mn-Konzentrationen finden sich meist auch unterstromig der Baggerseen nur geringe Konzentrationen. Lediglich beim Alten Vogelbaggersee steigen die Konzentrationen von 0,02 auf 0,15 mg/l (Fe) bzw. von 0,02 mg/l auf 0,33 mg/l (Mn) an. Im weiteren Grundwasserabstrom nehmen die Konzentrationen dann jedoch bald wieder ab (Tab. 6).

Insgesamt hängen die Fe- und Mn-Konzentrationen in weiterer Entfernung vom See eng mit den Redox-Verhältnissen im Grundwasserleiter zusammen und variieren ähnlich unsystematisch.

### 6.4.7 Natrium, Kalium, Chlorid

Die mittleren Konzentrationen von Natrium, Kalium und Chlorid schwanken in den unterstromigen Grundwässern in folgenden Bereichen: Na von 6,0 (Bechinger See) bis 48,3 mg/l (Alter Vogelbaggersee), K von 1,7 (Bechinger See, Eppelsee) bis 6,5 mg/l (Apostelsee) und Cl von 16,9 (Waldsee/Emmendingen) bis 77,2 mg/l (Alter Vogelbaggersee). Sie lie-

gen damit in der gleichen Größenordnung wie im oberstromigen Grundwasser und in den Baggerseen. Systematische Veränderungen sind nicht erkennbar.

stromigen Verhältnisse werden allerdings in 200 bis 500 m Entfernung von den Seen noch nicht erreicht. Die  $H_2SiO_3$ -Konzentrationen betragen hier erst etwa 70 % der oberstromigen Werte.

### 6.4.8 Silizium

Der Wertebereich der  $H_2SiO_3$ -Konzentrationen beträgt für das unterstromige Grundwasser 4–19 mg/l, wobei mit zunehmender Fließstrecke eine Zunahme der Konzentrationen erkennbar ist. Im Vergleich zu den Konzentrationen in den Baggerseen bedeutet dies einen deutlichen Anstieg. Diese Entwicklung geht zurück auf Reaktionen zwischen dem Grundwasser und den Gesteinen im Grundwasserleiter. Die ober-

### 6.4.9 Spurenelemente

Die Konzentrationsintervalle der untersuchten Spurenstoffe im unterstromigen Grundwasser (Tab. 14) sind vergleichbar denen im oberstromigen Grundwasser (Tab. 8). Die Konzentrationen liegen häufig unterhalb der Nachweisgrenze oder geringfügig darüber. Eine systematische Zunahme eines der Spurenelemente als Folge der Seepassage des Grundwassers ist nicht erkennbar.

Tab. 14: Übersicht über die Konzentrationen von Spurenstoffen im Grundwasser unterstromig der Baggerseen

Baggersee	P	Pb	Al	Hg	Cr	As	F
Leissee	nn – 650	nn – 5,5	nn – 65	nn	nn – 4,4	nn – 5,5	68 – 113
Epplesee	nn	nn – 3,8	3 – 50	nn	nn – 14,8	nn – 16,4	ng
Waldsee/Hesselhurst	nn – 375	nn	nn – 66	nn	nn – 50	nn – 23,6	ng
Binninger Baggersee	nn	nn – 3,6	nn – 28	nn	nn – 5,1	nn	ng
Apostelsee	nn	nn	nn – 18	nn	nn – 1,3	nn	ng
Waldsee/Emmendingen	nn	nn – 4,9	nn – 18	nn	nn – 2,3	nn	ng
Bechinger See	nn – 123	nn – 4	4 – 253	nn	nn – 3,4	nn	ng
Alter Vogelbaggersee	nn	nn	nn – 19	nn	nn – 6,4	nn – 3,1	ng

Angaben in  $\mu\text{g/l}$ ; nn – nicht nachweisbar; ng – nicht gemessen

# 7 Auswirkungen der Baggerseen auf die Grundwasserbeschaffenheit

## 7.1 Übersicht

Im Folgenden werden die einzelnen Prozesse beschrieben, die zu einer Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit bei der Passage des Grundwassers durch einen Baggersee beitragen können, und ihre Bedeutung anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse bewertet. Dazu gehören der Eintrag von Substanzen in den Baggersee, der Austausch mit der Atmosphäre, die Verlagerung von Substanzen in getrennte Grundwasserstockwerke durch Umwälzung, die Fixierung, der Abbau und die Neubildung von Substanzen im See, die Remobilisierung fixierter Substanzen sowie die Freisetzung von Substanzen im Grundwasserleiter unterstromig der Seen durch Milieuänderungen (BOOS & STROHM 1999). Eine Übersicht enthält Abb. 39. Bei der Bewertung ist auch die Reichweite zu berücksichtigen, bis zu der Veränderungen im Abstrom nachweisbar sind.

Erdoberfläche schützen, fehlen. Einträge können diffus über den Niederschlag und die trockene Deposition, über oberirdische Fließgewässer, die in den See einmünden, und Randzuflüsse sowie durch die Nutzung des Sees erfolgen.

Durch Staub und Niederschlag werden Substanzen in einen See eingetragen, die bei einem Eintrag über die ungesättigte Zone durch das Retentionsvermögen der Böden nicht in das Grundwasser gelangen würden. Allerdings unterliegen diese Stoffe auch im See vielfältigen Um- und Abbaumechanismen, die zu einer zumindest teilweisen Eliminierung aus dem Seewasser führen. Bei den untersuchten Baggerseen waren Auswirkungen von Staub- und Niederschlagsdepositionen auf die Grundwasserbeschaffenheit nicht festzustellen. Ein positiver Effekt im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen ist der fehlende Nitrat- und Phosphateintrag.

## 7.2 Eintrag in den Baggersee

In einem Baggersee ist das Grundwasser freigelegt, und die Deckschichten, die ansonsten das Grundwasser vor einem direkten Eintrag von der

Nur einer der untersuchten Baggerseen (Alter Vogelbaggersee) wird von einem Bach durchflossen. Auswirkungen auf die Seewasserbeschaffenheit waren nicht erkennbar. Dafür dürfte der große Unterschied zwischen Seewasservolumen und Zuflussrate, aber auch der geringe Unterschied zwischen der Beschaffenheit von See- und Bachwasser verantwortlich sein.

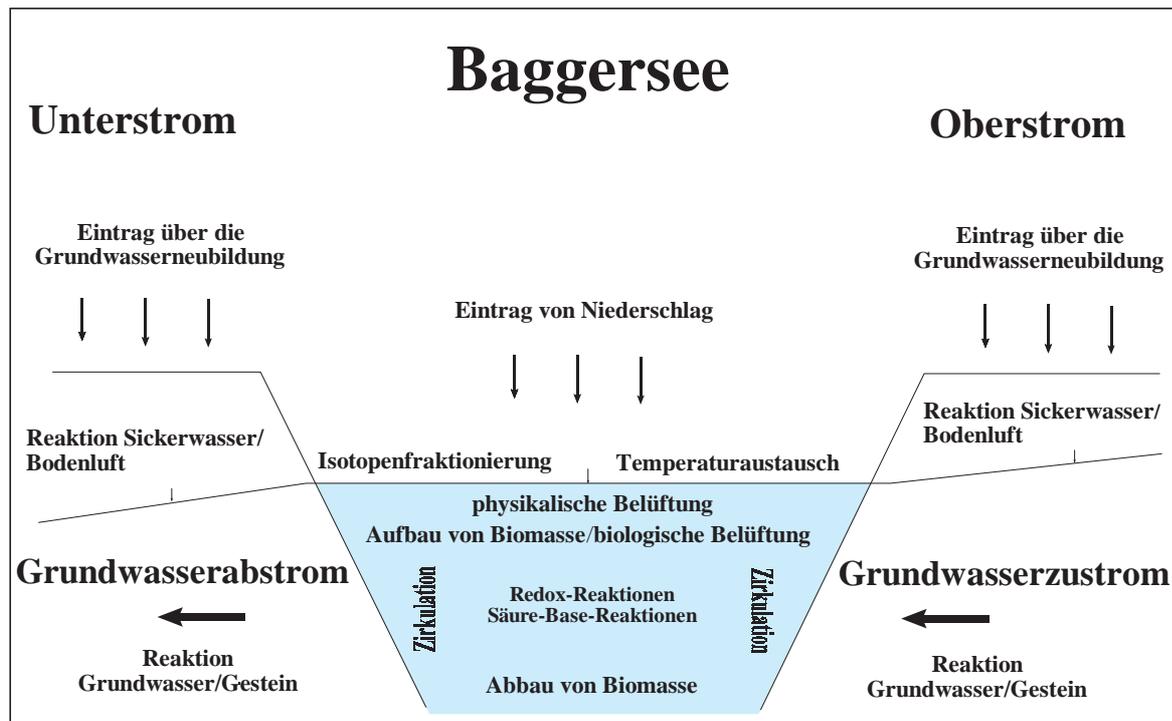


Abb. 39: Übersicht über Prozesse, die die Grund- und Seewasserbeschaffenheit beeinflussen

Entsprechende Aussagen gelten für die Randzuflüsse in den Binninger Baggersee (Kap. 5.4).

Die untersuchten Baggerseen werden hauptsächlich für Angelsport und Freizeit genutzt, einige auch für den Naturschutz, im Eppelsee wird außerdem noch Kies abgebaut. Negative Auswirkungen auf die Seewasserbeschaffenheit, die von diesen Aktivitäten ausgehen, waren bei den untersuchten Parametern nicht festzustellen.

### 7.3 Austausch mit der Atmosphäre

In den Baggerseen erfolgt über die Seeoberfläche ein Temperaturexaustausch mit der Atmosphäre. Dies führt dazu, dass das Seewasser im Verhältnis zum Grundwasser wesentlich größere Temperaturvariationen aufweist: Im Sommer erfährt es eine starke Erwärmung und im Winter eine Abkühlung. Temperatureffekte, hervorgerufen durch die Baggerseen, klingen im unterstromigen Grundwasser schnell ab und lassen sich ab einer Entfernung von etwa 200 m nicht mehr nachweisen.

Weiterhin können an der Seeoberfläche im Kontakt mit der Atmosphäre entsprechend den herrschenden Partialdrücken Gase gelöst oder freigesetzt werden. Nachweisbar ist in allen Seen eine Sauerstoffaufnahme, die so genannte physikalische Belüftung des Seewassers. Sie ist im Sommer auf das Epilimnion beschränkt, wirkt sich in der Zirkulationsphase jedoch auch auf die tiefen Seebereiche aus. Bei einem Zustrom von reduzierendem Grundwasser wird dadurch das Redox-Milieu zu oxidierenden Verhältnissen verändert. Im Gegensatz zu  $O_2$  wird  $CO_2$  an der Seeoberfläche freigesetzt. Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, das im Grundwasserleiter in aller Regel besteht, wird dadurch verschoben. Die Auswirkungen dieser Prozesse sind in den Kap. 7.5–7.7 beschrieben.

### 7.4 Verlagerung durch Umwälzung

Im Herbst/Winter erfolgt eine Umwälzung des Seewassers bei nicht zu tiefen Baggerseen bis zum Seeboden (u. a. PFEIFFER 2000). Durch diese Umwälzung können unterstromig der Seen anthropogen beeinflusste oberflächennahe Wässer in tiefere Aquiferbereiche und geogen geprägte tiefe Wässer in oberflächennahe Bereiche gelangen.

Durch keinen der untersuchten Baggerseen werden unterschiedliche eigenständige Grundwasserstockwerke miteinander verbunden. Eine stockwerksübergreifende Verlagerung von Schadstoffen anthropogener oder geogener Herkunft als Folge der Durchmischung in den Seen lässt sich deshalb nicht untersuchen. Dass tiefenabhängige Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit existieren, zeigen die Messungen im Umfeld des Eppelsees (Tab. 15). Das tiefe Grundwasser in den altquartären Sedimenten (GWM KA 2, GWM KA 3) ist charakterisiert durch niedrigere Werte der Parameter, die anthropogene Einflüsse anzeigen (elektrische Leitfähigkeit, Na, Cl,  $SO_4$  und  $NO_3$ ), und höhere Konzentrationen geogen bestimmter Parameter (Fe, As). Auch ist unterstromig des Eppelsees (GWM KB 5/97, GWM SB 2/97) eine sehr einheitliche Grundwasserbeschaffenheit in allen jungquartären Sedimenten festzustellen, möglicherweise zurückzuführen auf den Abstrom durchmischten Seewassers.

Bei einem ausgeprägten Stockwerksbau mit entsprechenden hydrochemischen Kontrasten zwischen oberflächennahem und tiefem Grundwasser sind Stoffverlagerungen durch stockwerksübergreifende Baggerseen jedoch zu beachten.

### 7.5 Fixierung von Substanzen

Tritt das Grundwasser in den Baggersee über, ändern sich die hydrochemischen Milieubedingungen, z. B. die Redox-Verhältnisse und die Parameter des Kalk-Kohlensäure-Systems. Als Folge davon werden Wasserinhaltsstoffe durch Ausfällung chemisch fixiert und können im See sedimentiert werden. Sie werden dadurch zumindest zeitweise aus dem Seewasser entfernt.

Bei Grundwasserleitern mit reduzierenden Milieubedingungen führen die aeroben Verhältnisse im See, die sich bei der physikalischen und biologischen Belüftung einstellen, zur Fällung von Eisen und Mangan. Die leichtlöslichen Fe(II)- und Mn(II)-Verbindungen werden in schwerlösliche Fe(III)- und Mn(IV)-Hydroxide und -Oxidhydrate überführt. Die Abnahme der Fe- und Mn-Konzentrationen war bei Grundwässern mit reduzierenden Bedingungen und entsprechend hohen primären Fe- und Mn-Konzentrationen festzustellen, die Auswirkungen unterstromig der Seen meist auch noch bis in größere Entfernung nachweisbar (z. B. Leissee, Tab. 6).

Der Verlust von  $CO_2$  an der Seeoberfläche und die biologische Aktivität rufen eine Karbonatübersättigung

Tab. 15: Mittlere Beschaffenheit des Grundwassers ober- und unterstromig des Eppelsees in unterschiedlichen Tiefen

Angaben, soweit nicht anders vermerkt, in mg/l

Filterstrecken der Messstellen: GWM KA 1: 18–21 m (Jungquartär); GWM KA 2: 60–63 m (Altquartär); GWM KA 3: 70–73 m (Altquartär); GWM KB 5/97: 13,6–33,6 und 43,6–53,6 m (Jungquartär); GWM SB 2/97: 11,7–16,7, 24,7–41,7 und 47,7–53,7 m (Jungquartär);

Messzeitpunkte: GWM KA 1, GWM KA 2 und GWM KA 3: 21.04.1997, 23.06.1997, 01.09.1997 und 13.01.1998, GWM KB 5/97 und GWM SB 2/97: 14.10.1997, 12.01.1998 und 02.06.1998, vgl. Tab. 6 u. 13

Situation	GWM	Probenahmetiefe [m]	LF [µS/cm]	O <sub>2</sub>	Na	Fe	Cl	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	As
GWO	KA 1	18 – 21	687	1	20,6	0,3	21,3	57,3	4,5	2,0
	KA 2	60 – 63	374	0,1	11,5	2,3	6,0	11,5	0,2	11,7
	KA 3	70 – 73	364	0,1	4,8	3	6,4	11,9	0,8	13,3
GWu20	KB 5/97	12	445	0,7	10,8	0	18,7	60,4	1	nn
		21	451	0,3	9,9	0,4	18,9	63,5	0,8	0,9
		30	449	0,1	9,2	1,2	20,7	63,4	0,9	4,5
		50	449	0,2	9,3	1,1	18,8	65,1	0,7	4,3
GWu100	SB 2/97	15	440	1,9	9,2	0,8	18,4	62,4	7,7	4,4
		30	448	0,3	8,7	1,1	18,0	64,6	0,8	5,5
		38	449	0,2	8	1,2	18,2	64,9	0,6	6,3
		49	446	0,2	7,2	1,3	16,2	65,3	0,8	10,9

GWM – Grundwassermessstelle; LF – elektrische Leitfähigkeit (25 °C): nn – nicht nachweisbar

Situation: GWO – Grundwasser oberstromig; GWu20 – Grundwasser unterstromig in etwa 20 m Entfernung

im Seewasser hervor, die eine Karbonatfällung auslöst. Sie wirkt sich in einer Abnahme der Konzentrationen von Calcium und Hydrogenkarbonat, untergeordnet auch Magnesium, sowie der Summenparameter Gesamthärte und elektrische Leitfähigkeit aus. Durch CO<sub>2</sub>-Freisetzung in der Exfiltrationszone (Zersetzung von organischem Material) und im unterstromigen Grundwasserleiter sowie durch Lösung von Karbo-

naten aus dem Gestein wird diese Enthärtung im Abstrom teilweise wieder kompensiert, ohne dass die oberstromigen Verhältnisse innerhalb der hier untersuchten Fließstrecken (bis etwa 500 m) und Fließzeiten (bis etwa 2 Jahre) wieder erreicht wurden (Abb. 40).

Zahlreiche Schwermetalle und Spurenstoffe besitzen eine hohe Affinität zu den Fe- und Mn-Hydroxiden

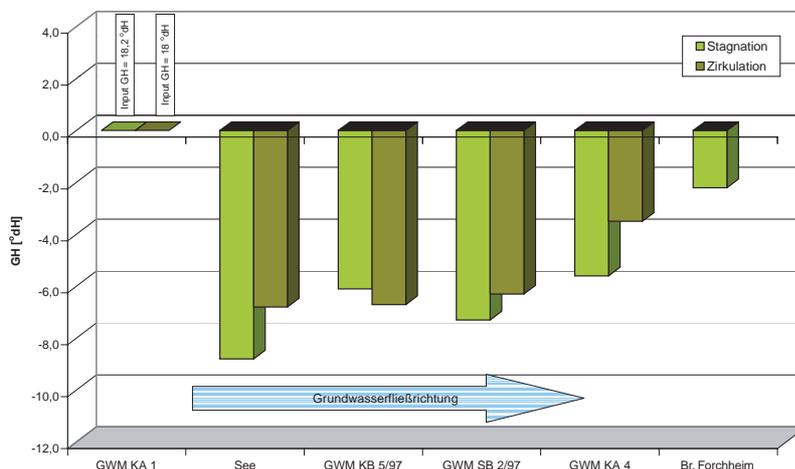


Abb. 40: Änderungen der Gesamthärte bei der Passage des Grundwassers durch den Eppelsee

und -Oxidhydraten sowie ebenso zu organischem Material. Sie können deshalb verstärkt über Mitfällung und Adsorption gebunden und dem Seewasser entzogen werden. Herrscht im Seesediment ein sulfidisches Milieu, können sich auch schwerlösliche Schwermetallsulfide bilden (Boos & Strohm 1999). Systematische Veränderungen der Schwermetall- und Spurenelementkonzentrationen, die sich in diese Richtung interpretieren lassen, waren bei den durchgeführten Untersuchungen nicht eindeutig nachweisbar. So sind zwar unterstromig des Waldsees/Emmendingen die erhöhten, altlastbedingten Arsen-Konzentrationen nicht mehr vorhanden. Andererseits ändern sich die Arsen-Konzentrationen bei der Passage des Grundwassers durch den Waldsee/Hesselhurst praktisch nicht.

Eine weitere Fixierung von Wasserinhaltsstoffen erfolgt durch die biologische Aktivität im See. Neben  $\text{CO}_2$  werden die biologisch relevanten Elemente, in erster Linie Stickstoff und Phosphor, in die Biomasse inkorporiert und erfahren dadurch eine Konzentrationsabnahme im Seewasser. Bei den Diatomeen gehört auch Kieselsäure zu den aus dem Wasser aufgenommenen Substanzen. Nach dem Absterben der Diatomeen erfolgt eine Sedimentation des organischen Materials. Die Auswirkungen der biologischen Prozesse zeigten sich in der vorliegenden Studie in erster Linie in einer Abnahme der Konzentrationen der Kieselsäure (Abb. 41), eventuell auch von Kalium. Eine systematische Konzentrationsabnahme war beim Phosphor nicht festzustellen. Beim Nitrat lassen sich hier die Effekte der Elimination durch die Bioaktivität von den Auswirkungen der Nitrat-Reduktion nicht trennen.

Einen besonders wirksamen Sorptionskörper für unpolare organische Verbindungen bildet aufgrund

seines hohen Gehalts an organischem Detritus das Seesediment (BLOOS & STROHM 1999). Entsprechende Auswirkungen können hier wegen der auf anorganische Inhaltsstoffe beschränkten Analytik nicht beurteilt werden. Die Ergebnisse der PCB-Untersuchungen im Zusammenhang mit der Erkundung der Altlast beim Waldsee/Emmendingen lassen sich jedoch in diese Richtung interpretieren (Kap. 5.6).

## 7.6 Stoffabbau

Zu den Substanzen, die irreversibel in für die Trinkwassernutzung unbedenkliche oder in flüchtige Substanzen umgewandelt werden können, gehören z. B. Nitrat und Sulfat, aber auch organische Verbindungen. Nitrat wird durch Denitrifikation abgebaut, Sulfat durch Sulfat-Reduktion (Kap. 3.2.3). Diese Prozesse sind an die reduzierenden Milieubedingungen im Hypolimnion und besonders im Seesediment gebunden und waren in allen Baggerseen in unterschiedlicher Intensität nachweisbar. Durch erneuten Eintrag von Nitrat und Sulfat über die Grundwasserneubildung stellten sich unterstromig der Seen allmählich wieder die oberstromigen Verhältnisse ein. Besonders die starke Nitrat-Reduktion bei Grundwässern mit oxidierendem Milieu wirkte sich dabei auch bei Fließstrecken > 200 m noch positiv auf die Grundwasserqualität aus (Abb. 42).

Das Verhalten organischer Schadstoffe in den Baggerseen war nicht Gegenstand der Untersuchungen. Aus der Literatur ist jedoch bekannt, dass der Abbau organischer Schadstoffe stark von den Redox-Bedingungen abhängig ist, wobei eine Elimination z. T. eher unter aeroben Bedingungen, z. T. unter anaeroben Bedingungen erfolgt. Somit sind die stark wechseln-

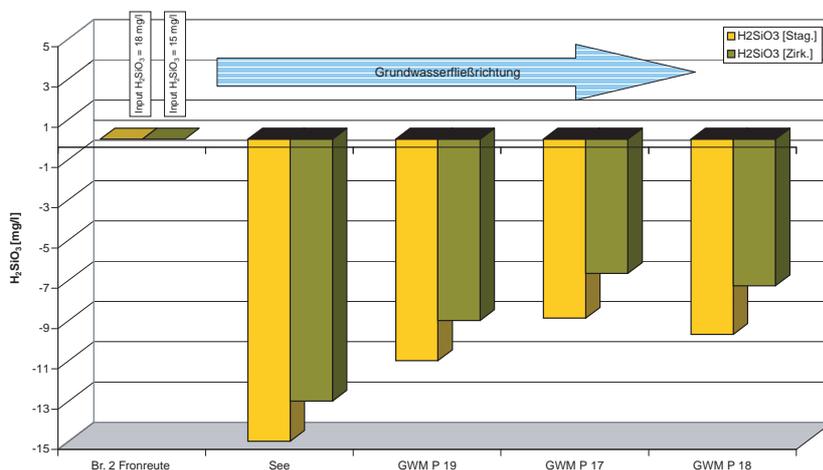


Abb. 41: Änderungen der Kieselsäure-Konzentration bei der Passage des Grundwassers durch den Bechinger See

den Redox-Bedingungen in den Baggerseen günstige Voraussetzungen für den Abbau von organischen Schadstoffen (BOOS & STROHM 1999).

## 7.7 Bildung von Stoffen

Stoffe können im Baggersee nicht nur abgebaut, sondern auch neu gebildet werden. Dies kann durch die Bildung neuer chemischer Verbindungen bei veränderten Milieubedingungen oder durch die biologische Aktivität geschehen.

So können sich unter reduzierenden Bedingungen z. B. Ammonium aus Nitrat und Schwefelwasserstoff aus Sulfat bilden. Ammonium unterliegt allerdings unter anaeroben Bedingungen vorzugsweise der Sorption, unter aeroben Bedingungen wieder der Oxidation. In den Baggerseen wurden denn auch nur vergleichsweise geringe Ammonium-Konzentrationen gemessen, auch in den Seen, in denen ein intensiver Nitratabbau stattfindet. Offensichtlich dominiert bei den herrschenden Milieubedingungen die Denitrifikation. Im unterstromigen Grundwasser stellten sich nach kurzen Fließstrecken meist wieder  $\text{NH}_4$ -Konzentrationen vergleichbar denen im oberstromigen Grundwasser ein.

Schwefelwasserstoff war, wie z. B. im Leissee, nur in Spuren nachweisbar.

Zu den Schadstoffen, die auf die biologische Aktivität zurückgehen, gehören algenbürtige Stoffe. Sie wurden in der vorliegenden Studie nicht untersucht. Bei Felduntersuchungen zeigte sich, dass diese Substanzen (u. a. die Algentoxine) bei der Untergrundpassage eine intensive Elimination erfahren und be-

reits nach kürzester Fließstrecke im Grundwasserleiter nicht mehr nachweisbar sind (CHORUS, zitiert in BOOS & STROHM 1999).

Hinweise auf Gefährdungen des Grundwassers durch eventuelle mikrobiologische Belastungen der Baggerseen (z. B. Protozoen) gibt es keine (BOOS & STROHM 1999, 2000). Nach den vorliegenden Erkenntnissen reicht offensichtlich das Schutzpotenzial des Seesediments und des Grundwasserleiters für eine Elimination mikrobiologischer Verunreinigungen innerhalb vergleichsweise kurzer Fließstrecken bzw. -zeiten aus.

## 7.8 Remobilisierung

Substanzen, die im See fixiert wurden, können vor Übertritt des Seewassers in den Grundwasserleiter wieder mobilisiert werden. Durch die zyklische Belüftung des Sees während der Zirkulation ist zeitweise eine Reoxidation der im postoxischen bzw. sulfidischen Milieu festgelegten Substanzen möglich, andererseits bei reduzierenden Bedingungen die Freisetzung von Substanzen (z. B. Eisen, Mangan), die unter aeroben Bedingungen gefällt wurden. Dabei können auch mitgefällte Schwermetalle wieder in Lösung gehen (WALLMANN, zitiert in BOOS & STROHM 1999).

Auswirkungen derartiger Prozesse waren in der durchgeführten Studie nur in geringem Umfang nachweisbar. Der Nitrat- und Sulfatanstieg im Abstrom einiger Seen erfolgte meist stetig mit zunehmender Fließstrecke, ein Hinweis auf einen zunehmenden Eintrag durch Zufluss von Sickerwasser oder eine allmähliche Anpassung an die Milieubedingungen im Aquifer und weniger als Folge einer Remobilisierung.

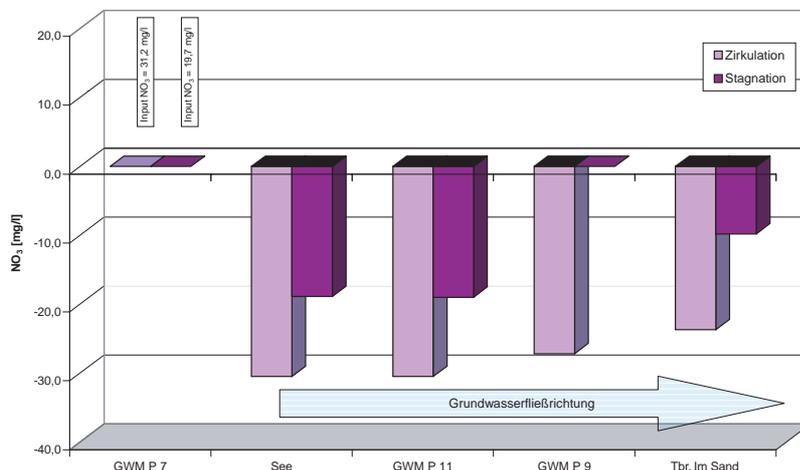


Abb. 42: Änderungen der Nitrat-Konzentration bei der Passage des Grundwassers durch den Binner Baggersee

In dieser Weise ist wohl auch die Zunahme der Eisen- und Mangan-Konzentrationen in reduzierenden Grundwasserleitern zu interpretieren. Die Veränderungen der primär geringen Schwermetallkonzentrationen waren nicht systematisch und wenig aussagekräftig. Eine stetige oder auch nur schubweise Belastung des unterstromigen Grundwassers durch remobilisierte Schwermetalle war im Untersuchungszeitraum nicht erkennbar.

Lediglich für eine im See einsetzende Rücklösung von Karbonaten ließen sich in den durchgeführten Untersuchungen Anhaltspunkte finden.

## 7.9 Milieuveränderungen

Neben dem direkten Eintrag von Schadstoffen aus dem See in das Grundwasser können Schadstoffe auch indirekt als Folge von Milieuveränderungen im unterstromigen Grundwasser aus dem Gestein mobilisiert werden. Die wichtigsten Milieuveränderungen, die durch abströmendes Seewasser hervorgerufen werden, sind veränderte Grundwassertemperaturen, veränderte Redox-Bedingungen und veränderte

Randbedingungen für das Kalk-Kohlensäure-System. Beispiele für die Mobilisierung von Substanzen sind die Lösung von Eisen und Mangan in einem ursprünglich oxidierenden Grundwassermilieu durch Verschiebung zu reduzierenden Bedingungen, umgekehrt auch die Oxidation von sulfidischen Mineralen im Gestein durch abströmendes, sauerstoffhaltiges Seewasser.

Ein abnehmendes Schutzpotential des Grundwasserleiters gegen Verunreinigungen, z. B. Nitrat, durch Verschiebung der Redox-Verhältnisse hin zu aeroben Bedingungen, wurde ebenfalls in der Literatur beschrieben (HÖLSCHER & WALTHER 1990).

Derartige Auswirkungen der Baggerseen auf das unterstromige Grundwasser können nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen im Nahbereich der Seen auftreten, sie lassen sich jedoch nicht eindeutig von Remobilisierungseffekten (Kap. 7.8) trennen. Da die Milieubedingungen unterstromig der Baggerseen jedoch spätestens nach 100–200 m Fließstrecke wieder weitgehend den oberstromigen Verhältnissen entsprechen (Kap. 6.4.2, 6.4.4), können weitreichende Auswirkungen ausgeschlossen werden.

## 8 Bewertung der Ergebnisse

Die untersuchten Baggerseen decken einen weiten Bereich der Trophieskala ab. Die Ergebnisse der durchgeführten hydrochemischen Analysen lassen keine negativen Auswirkungen der Seen auf die Beschaffenheit des unterstromigen Grundwassers erkennen, die über den unmittelbaren Nahbereich hinausgehen. Weiterreichende Auswirkungen sind die Teilenthärtung sowie bei oxidierenden Grundwasser-Verhältnissen die Verringerung der Nitrat-Konzentrationen, in geringerem Umfang der Sulfat-Konzentrationen sowie bei reduzierenden Grundwasser-Verhältnissen der Rückgang der Eisen- und Mangan-Konzentrationen. Unter bestimmten Randbedingungen kann ein Baggersee somit als effektive Stoffsenke wirken und zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität führen. Diese Befunde stimmen überein mit den Ergebnissen anderer, bisher durchgeführter Studien zu diesem Thema (BOOS & STROHM 1999).

Bei der Übertragung der Ergebnisse auf andere Standorte ist allerdings zu berücksichtigen, dass die untersuchten Seen nicht alle der möglichen Randbedingungen abdecken. Somit gelten diese Aussagen nur unter den folgenden Einschränkungen:

- Bei stark erhöhten Schadstofffrachten in der Staub- oder Niederschlagsdeposition wären negative Auswirkungen auf die See- und eventuell auch auf die Grundwasserqualität denkbar. Ein entsprechend starker Anstieg ist derzeit jedoch nur im Rahmen von Katastrophenszenarien vorstellbar, z. B. infolge eines Chemieunfalls, und würde sich in gleicher Weise auf jedes uferfiltrierte Grundwasser auswirken.
- Ein massiver Schadstoffeintrag durch belastete oberirdische oder oberflächennahe Randzuflüsse und oberirdische Fließgewässer könnte zu einer nachhaltigen Verminderung der Seewasserqualität und damit der Qualität des unterstromigen Grundwassers führen.
- Alle untersuchten Seen werden nur für Freizeit und Angelsport genutzt bzw. noch zur Kiesgewinnung betrieben. Die Auswirkungen anderer Nutzungen waren nicht Gegenstand der Untersuchungen.
- Keiner der untersuchten Baggerseen ist stockwerksübergreifend angelegt. Durch eine hydraulische Verbindung getrennter Grundwasserstockwerke (wie z. B. im Oberrheingraben etwa nörd-

lich Karlsruhe möglich) bestünde die Gefahr einer Verlagerung von geogen belasteten Grundwässern in höhere oder von anthropogen belasteten Grundwässern in tiefere Stockwerke.

- Die Grundwasserfließgeschwindigkeiten im Umfeld der untersuchten Seen sind mit Werten bis 2 m/d relativ gering. Bei höheren Fließgeschwindigkeiten, wie sie im Alpenvorland z. T. nachgewiesen wurden, können sich die unterstromigen Auswirkungen über größere Entfernungen erstrecken (WROBEL 1980b).

Vorstehende Aussagen beziehen sich nur auf die untersuchten Parameter. Das Gefahrenpotenzial organischer Stoffe und mikrobieller Parameter auf das unterstromige Grundwasser war nicht Untersuchungsgegenstand. Als wichtige Voraussetzungen für die Anlage von Baggerseen sind im Hinblick auf den Grundwasserschutz zu nennen (vgl. LfU, in Vorb.):

- Anlage des Baggersees unter Berücksichtigung der Grundwasserfließverhältnisse.
- Gestaltung der Baggerseemorphometrie nach limnologischen Erfordernissen (DVWK 1992).
- Bei großen hydrochemischen Kontrasten im Grundwasserleiter kein Abbau.
- Bei ordnungsgemäßer Kiesgewinnung, Kiesaufbereitung und Kiesverarbeitung ist ein Eintrag von grundwassergefährdenden Substanzen im Gefolge der Kiesgewinnung nicht zu erwarten. Besonderes Augenmerk ist jedoch auf den Einsatz von Hilfsstoffen, z. B. Flockungsmitteln, zu richten.
- Schutz vor belasteten oberirdischen Zuflüssen.
- Umweltverträgliche Folgenutzungen, die nicht mit größeren Einträgen von eutrophierungsrelevanten Stoffen oder Schadstoffen in den Baggersee verbunden sind, z. B. keine Fischzuchtanlagen.
- Keine Einlagerung von Fremdmaterial in Baggerseen.

Insgesamt zeigen die Untersuchungen im Grundwasser unterstromig der Baggerseen für einzelne Parameter Veränderungen, die aufgrund der geringen Intensität und Reichweite der Beeinflussung nicht als nachteilig zu beurteilen sind. Einzelne Parameterveränderungen können hinsichtlich der Grundwasserbeschaffenheit sogar positiv beurteilt werden.

## Literatur

- BALLOT, A. & HOPPE, A. (2000): Zustand der Baggerseen in der Oberrheinebene. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, **61**: 151 S., 69 Abb., 59 Tab.; Karlsruhe (LfU).
- BARUFKE, K.-P. (1990): Baggerseeuntersuchungen in der südlichen Oberrheinebene Freiburger Raum. – Dipl.-Arb. Univ. Freiburg: 160 S., 26 Abb., 7 Tab., 19 Photos; Freiburg. – [unveröff.]
- BOOS, K.-J. (1996): Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen – Literaturstudie. – Veröff. zentr. Fachdienst Wasser – Boden – Abfall – Altlasten, Landesanst. Umweltschutz Baden-Württ., **33**: 163 S., 38 Abb., 41 Tab.; Karlsruhe.
- (2000): Beeinflussung des Grundwassers durch Baggerseen. – In: Kiesgewinnung, Wasser- und Naturschutz. – Umweltberatung ISTE Baden-Württ., **2**: 39–43, 2 Abb.; Ostfildern. – [2. erw. Aufl.]
- & STROHM, F. (1999): Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluß auf das Grundwasser: Literatursauswertung. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, **52**: 178 S., 50 Abb., 61 Tab.; Karlsruhe (LfU).
- & – (2000): Gefahrenpotentiale durch den Eintrag von Protozoen (*Cryptosporidium*; *Giardia*) aus Baggerseen in das abstromige Grundwasser. – Büro Gewässerkde. Landschaftsökol. Boos: 29 S., 6 Abb., 7 Tab.; Saarbrücken.
- DINCER, T. (1968): The use of <sup>18</sup>O and D concentrations in the water balance of lakes. – Water Resour. Res., **4**: 1289–1306; Washington.
- DVWK (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. – DVWK-Schr., **80**: 332 S.; Bonn.
- (1992): Gestaltung und Nutzung von Baggerseen. 4. Aufl. – DVWK-Regeln, **108**: 18 S.; Hamburg (Parey).
- (1995): Speicher-Durchfluss-Modelle zur Bewertung des Stoffein- und Stoffaustrags in unterschiedlichen Grundwasser-Zirkulationssystemen. – DVWK-Schr., **109**: 95 S., 47 Abb., 11 Tab.; Bonn.
- GAT, J. R. & GONFIANTINI, R. [Hrsg.] (1981): Stable isotope hydrology. Deuterium and oxygen-18 in the water cycle. – IAEA Tech. Rep. Ser., **210**: 337 S., 100 Abb., 18 Tab.; Vienna (IAEA).
- GROSCHOFF, R., KESSLER, G., LEIBER, J., MAUS, H., OHMERT, W., SCHREINER, A. & WIMMENAUER, W. (1996), mit Beitr. von ALBIEZ, G., HÜTTNER, R. & WENDT, O.: Erläuterungen zum Blatt Freiburg i. Br. und Umgebung. 3. erg. Aufl. – Geol. Kt. Baden-Württ. 1 : 50 000: 4, 364 S., 27 Abb., 7 Tab., 7 Taf., 1 Beil., 1 Kt.; Freiburg i. Br. (GLA).
- HÖLSCHER, J. & WALTHER, W. (1990): Auswirkungen des Kiesabbaus auf den Sauerstoff- und Stickstoffhaushalt eines Grundwasserleiters im Einzugsgebiet eines Wasserwerks im oberen Okertal. – GWF, Wasser, Abwasser, **131** (4): 192–197, 3 Abb., 3 Tab.; München.
- HUMMEL, P. (1990/2): Tabellarische Erläuterung und Karte Blatt 7115 Rastatt. – Bodenkt. Baden-Württ. 1 : 25 000: 41 S., 1 Tab., 1 Kt.; Freiburg i. Br. (GLA).
- JUNKER, B. & ESSLER, H. (1980): Baden-Württemberg (1980): Raum Lahr. – 63 S., 25 Abb., 7 Tab., 8 Kt.; Freiburg i. Br. (GLA), Karlsruhe (LfU).
- JUNKER, B., WERNER, J. & ESSLER, H. (1979): Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg: Bühl-Offenburg. – 68 S., 24 Abb., 7 Tab., 13 Anl., 10 Kt.; Freiburg i. Br. (GLA), Karlsruhe (LfU).
- ICKS, G. (1990): Auswirkungen des Kiesabbaus auf die Grundwasserhydraulik eines pleistozänen Grundwasserleiters im Einzugsgebiet eines Wasserwerks im oberen Okertal. – GWF, Wasser, Abwasser, **131** (4): 198–201, 6 Abb.; München.
- Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg (1997): Tracerhydrologische Untersuchungen zum Ein- und Ausstromverhalten des Grundwassers am Leissee. – Inst. Hydrol. Univ. Freiburg, Ber., **80**: 25 S., 1 Anl., 8 Tab.; Freiburg i. Br. – [unveröff.]
- KENDALL, C. & McDONNELL, J. J. (1998): Isotope tracers in catchment hydrology. – 839 S.; Amsterdam (Elsevier).
- Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (2000): Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen Baggerseewasser und Grundwasser. – Abschlussberichte für die im KaBa-Teilprojekt 6 untersuchten Seen (Epplesee, Leissee, Alter Vogelbaggersee, Waldsee/Hesselhurst, Apostelsee, Waldsee/Emmendingen, Binninger Baggersee und Bechinger See), 8 Bände: 226 S., 599 Anl., 56 Tab.; Freiburg i. Br. (LGRB). – [Bearbeiter: BERTLEFF, B., KILGER, M., PLUM, H., SELG, M., STICHLER, W., STORCH, D. H., TRAPP, C. & WATZEL, R.]
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1975): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen Baggerseen 1. Bericht. – 53 S., 5 Tab., 34 Anl.; Karlsruhe (LfU).
- (1977): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen Baggerseen 2. Bericht. – 165 S., 7 Tab., 66 Anl.; Karlsruhe (LfU).
- (1981): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen Baggerseen 3. Bericht. – 69 S., 66 Abb., 17 Tab.; Karlsruhe (LfU).
- (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm – Geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit – Ergebnisse aus dem Basismessnetz. – 94 S., 37 Abb., 3 Tab.; Karlsruhe (LfU).
- (in Vorbereitung): Leitfaden Kiesgewinnung und Grundwasserschutz. – Entwurf, Stand 09.09.00: 76 S.; Karlsruhe (LfU).
- MATTHESS, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. – In: Lehrbuch der Hydrogeol., **2**: 499 S., 139 Abb., 116 Tab.; Berlin (Borntraeger).
- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg & Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz (1988): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer. Analyse des Ist-Zustandes. Aufbau eines mathematischen Grundwassermodells. – 111 S., 23 Abb., 9 Tab., 11 Anl.; Stuttgart, Mainz.
- MOSER, H. & RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. – In: Lehrbuch der Hydrogeol., **8**: 400 S., 227 Abb., 32 Tab.; Berlin (Borntraeger).

- [Österreichisches] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft – Wasserwirtschaftskataster [Hrsg.] (1995): Baggerseen und ihre Wechselbeziehungen zum Grundwasser. – VII, 146 S., 65 S., 56 Tab.; Wien.
- PFEIFFER, K. D. (2000): Seenphysikalische Prozesse in Baggerseen - Modellgestützte Bewertungs- und Entscheidungshilfen. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, **62**: 57 S., 25 Abb.; Karlsruhe (LfU).
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. – 8., vollst. überarb. Aufl., 464 S., 135 Abb., 55 Tab.; Stuttgart (Fischer).
- STICHLER, W. (1980): Application of  $^2\text{H}$  and  $^{18}\text{O}$  in hydrological studies. – GSF-Bericht, **R 229: 32** S., 18 Abb.; München (GSF).
- & HERRMANN, A. (1982): Surface and subsurface runoff modeling using environmental isotopes. – Rainfall-Runoff Relationship: Proc. Mississippi Symp. Rainfall-Runoff-Modeling 1981: 244–260; Littleton, Colorado.
  - & – (1983): Application of environmental isotope techniques in water balance studies of small basins. – New Approaches Water Balance Computations. – Proceed. Hamburg Workshop, August 1983, IAHS Publ., **148**: 93–112, 9 Abb., 4 Tab.
- STICHLER, W., MALOSZEWSKI, P., BERTLEFF, B., TRAPP, CH., WATZEL, R. & WEINSZIEHR, R. (1999): Modeling of lake-groundwater interaction based on environmental isotopes. – Isotopes Water Resources Management, Proceed. Symp. Isotopes Water Resources Management, Vienna 1999, UNESCO, IAEA, CD-ROM, **IAEA-SM-361/5**; Vienna (IAEA).
- STICHLER, W. & MOSER, H. (1979): An example of exchange between lake and groundwater: isotopes in lake studies. – Proceed. Adv. Group Meeting Study Lake Dynamics, Vienna 1977: 115–119; Vienna (IAEA).
- WROBEL, J.-P. (1980a): Wechselbeziehungen zwischen Baggerseen und Grundwasser in gut durchlässigen Schottern. – GWF, Wasser/Abwasser, **121** (4): 165–173, 14 Abb.; München.
- (1980b): Beeinflussung des Grundwassers durch Baggerseen. – Tag.-Ber. 6/80 Baggerseen und Naturschutz, Akad. für Naturschutz u. Landschaftspflege, Germering 27.–29. Okt. 1980: 30–47, 5 Abb., 1 Tab.; Laufen/Salzach (Akad. Naturschutz u. Landschaftspflege).
- ZIMMERMANN, U. (1969): Bilanzierung von Seen mit Hilfe von stabilen Isotopen. – Diss. Univ. Heidelberg: 76 S., 11 Abb.; Heidelberg.
- (1978): Isotopenhydrologie von Baggerseen. – Steir. Beitr. Hydrogeol., **30**: 139–167, 10 Abb.; Graz.
  - (1979): Determination by stable isotopes of underground inflow and outflow and evaporation of young artificial groundwater lakes. – Isotopes in Lake Studies, Proceed. Adv. Group Meeting, Vienna, 1977: 87–94; Vienna (IAEA).
  - (1988): Quantitative Bestimmung des unterirdischen Zu- und Abflusses zweier Baggerseen. – GWF, Wasser/Abwasser, **129** (12): 801–804, 3 Abb.; München.

## Geologische Karte von Heilbronn 1 : 50 000

Geologische Karte von Baden-Württemberg 1 : 50 000, Blatt Heilbronn und Umgebung. – IX, 292 S., 68 Abb., 6 Tab., 11 Beil., 1 Kt.; Freiburg i. Br. (LGRB) 2000. DM 57,–.

Die Erstellung geologischer Karten gehört seit mehr als 100 Jahren zu den Hauptaufgaben staatlicher geologischer Dienste. Auf geologischen Karten ist ein flächendeckendes Bild vom Aufbau des Untergrunds wieder-gegeben, im allgemeinen werden die an der Erdoberfläche ausstreichenden Schichten sowie deren Lagerungsverhältnisse dargestellt. Dies ist insbesondere der Fall bei den amtlichen geologischen Karten im Maßstab 1 : 25 000 und 1 : 50 000. In den zugehörigen Erläuterungen gibt es zumeist umfassende Darlegungen zu Entstehung, Beschaffenheit und Alter (Lithologie und Stratigraphie) sowie Lagerungsverhältnissen (Tektonik) der dargestellten Schichten. Ferner findet man darin – zumindest in neueren Karten – vielfältige Angaben zu Fragestellungen der angewandten Geologie, z. B. zu Rohstoffen, Grundwasser-, Baugrund- und Bodenverhältnissen. Diese Karten enthalten somit wichtige Grundlagen für Planungsverfahren, wirtschaftliche Nutzungen und vielfältige wissenschaftliche Forschungsvorhaben. Darüber hinaus sind sie natürlich auch für die Weiterbildung von Schülern, Studenten und an der Landeskunde interessierten Personen geeignet.

Das Blattgebiet der neuen Karte Heilbronn und Umgebung bildet die nördliche Fortsetzung der zuletzt 1998 neu erschienenen Karte Stuttgart und Umgebung. Es reicht von Bietigheim-Bissingen im Süden bis Bad Rappenau im Norden und von Güglingen im Westen bis Backnang im Osten. Damit deckt die Karte das vollständige Gebiet von vier Blättern der Topographischen Karte 1 : 25 000 sowie mehr oder weniger große Teile von zehn weiteren Blättern dieses Kartenwerks ab. Wem das zu nüchtern klingt, der kann mit der folgenden Aufzählung der am Blattgebiet beteiligten landschaftlichen Einheiten vielleicht mehr anfangen: Den größten Teil nehmen das Neckarbecken, der Kraichgau und die Löwensteiner Berge ein, beteiligt sind ferner im Nordosten die Hohenloher Ebene und die Kocher-Jagst-Ebenen sowie im Westen der Heuchelberg und der Stromberg.

Zwei Besonderheiten zeichnen diese Karte und die zugehörigen Erläuterungen aus, die hier unbedingt erwähnt werden müssen, weil sie weit über das eigentliche Blattgebiet hinaus von Interesse sind. Auf dem Blattgebiet liegt das Typusgebiet für das geologische System Trias – der Begriff wurde 1834 durch FRIEDRICH AUGUST VON ALBERTI geschaffen – , worauf in der Einleitung hingewiesen wird. Ferner gibt es in den Erläuterungen ein sehr umfangreiches Kapitel über die Pflanzenwelt des Keupers, was man an dieser Stelle so nicht ohne weiteres erwartet.

Mit diesem vielfältigen Inhalt und den auf der Karte auch eingetragenen Aufschlüssen, die teilweise zu den besten des ganzen Landes gehören, wird die

Geologische Karte Heilbronn und Umgebung sicherlich einem weiten Interessentenkreis von großem Nutzen sein können. Sie ist für DM 57,– beim Buchhandel oder dem Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart, zu erwerben.

## Ergiebigkeitsuntersuchungen in Festgesteinsaquiferen

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Informationen **6/94**: 114 S., 65 Abb., 11 Tab.; Freiburg i. Br. 1994. DM 20,–.

Die Erschließung von Grundwasser aus Festgesteinen ist wesentlich kostenintensiver und mit höherem Risiko verbunden als die Erschließung aus Lockergesteinen. Trotzdem gab es dafür keine spezielle Arbeitsanleitung, obwohl für den Lockergesteinsbereich (= Porengrundwasserleiter) eine solche bereits seit 1976 in Baden-Württemberg existiert. Dies ist um so erstaunlicher, als ja 83 % der Landesfläche im Festgesteinsbereich liegen und hier etwa 70 % der Bevölkerung leben.

Das Geologische Landesamt hat unter Mitarbeit von Fachleuten der Wasserwirtschaftsverwaltung im Auftrage des Wirtschafts- und des Umweltministeriums diese Lücke geschlossen und ein umfangreiches Spektrum hydrogeologischer Methoden erfaßt. Diese Methoden werden in dem Heft 6/94 aus der Reihe Informationen des Geologischen Landesamts Baden-Württemberg gemeinsam mit zahlreichen Anwendungsbeispielen aus dessen langjähriger Tätigkeit vorgestellt. Damit leistete das Geologische Landesamt einen wichtigen Beitrag zur Erschließung und zum Schutz der Grundwasservorkommen.

Der Inhalt des großformatigen Heftes (DIN A 4) ist in elf Kapitel gegliedert: Festgesteinsgrundwasserleiter Baden-Württemberg – Wasserwegsamkeit und Grundwasserbewegung im Festgestein – Untersuchungsmethoden – Grundwasserneubildung – Grundwassermarkierungsversuche – Pumpversuche – Weitere hydraulische Untersuchungsverfahren – Beurteilung von Dauerergiebigkeiten – Hinweise zu thermalem, mineralisiertem und gasführendem Grundwasser – Bohrverfahren und Brunnenbau – Rechtliche Grundlagen. Den Abschluß des Heftes bilden eine Formelsammlung, eine Auflistung benutzter und weiterführender Literatur sowie das Stichwortverzeichnis.

Die Aufzählung der Kapitelüberschriften zeigt, daß das Thema vielseitig und umfassend bearbeitet wurde. Das vorliegende Heft kann damit nicht nur in staatlichen und kommunalen Dienststellen von geowissenschaftlichen sowie wasserwirtschaftlichen Sachverständigen und Fachbüros in Baden-Württemberg genutzt werden, sondern auch weit darüber hinaus.

Das Heft ist bei dem Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg für DM 20,– zu erwerben.