Institut für Hydrologie Der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Annika N. Willscheid

Hydrodynamische Gefährdungsabschätzung

als Methode

in der Altlastenuntersuchung

Diplomarbeit unter der Leitung von Prof. Ch. Leibundgut Freiburg i. Br., Februar 2007 **Institut für Hydrologie** Der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Annika N. Willscheid

Hydrodynamische Gefährdungsabschätzung

als Methode

in der Altlastenuntersuchung

Referent: Prof. Ch. Leibundgut Koreferent: Dr. Ch. Külls

Diplomarbeit unter der Leitung von Prof. Ch. Leibundgut Freiburg i. Br., Februar 2007

Inhalt

Zusammenfassung Abbildungsverzeichnis Tabellenverzeichnis			V
			VII
Ta	bellenverz	zeichnis	XI
1.	Einleitun	g	1
	1.1. Ziel der Arbeit 1.2. Stand der Forschung		
	1.2.1.	Arbeiten zur hydrodynamischen Gefährdung in	
		Deutschland	3
	1.2.2.	Arbeiten zur hydrodynamischen Gefährdung außerhalb	
		von Deutschland	5
	1.2.3.	Fazit	7
2.	Untersuc	hungsgebiet	11
	2.1. Land	nutzung	12
	2.2. Böde	n	12
	2.3. Geologie		
	2.4. Hydrologie		
	2.5. Hydrogeologie		
	2.6. Intera	aktion Grundwasser - Fließgewässer	16
	2.7. Altla	sten	18
3.	Methodik	ς	21
	3.1. Alter	sdatierung	21
	3.1.1.	FCKW	21
	3.1.2.	SF_6	25
	3.1.3.	$\delta^{18}O$	26
	3.2. Verw	veilzeitmodelle	29
	3.2.1.	Piston-Flow Modell	30
	3.2.2.	Exponentialmodell	30
	3.2.3.	Dispersionsmodell	31
	3.2.4.	Binary-Mixing Modell	32
	3.2.5.	Advection-Dispersion Modell	32
	3.2.6.	Diskussion der Modelle	33
	3.2.7.	Fazit	34

	3.3. Anal	ytische Grundwassermodellierung	35	
	3.3.1.	Analytik Element Methode	35	
	3.3.2.	WhAEM 2000	36	
	3.4. Fazit	und Definition der Methodik	38	
4.	Ergebniss	se der Isotopenmessungen im Zartener Becken	41	
	4.1. FCK	W und SF6	41	
	4.1.1.	Analysenergebnis	41	
	4.1.2.	Fazit	42	
	4.2. Varia	tion der δ^{18} O-Werte	44	
	4.2.1.	Zeitreihe (14.08 31.10.2006)	44	
	4.2.2.	Ereignis 1 (28.08 05.09.2006)	46	
	4.2.3.	Ereignis 2 (07.09 13.09.2006)	48	
	4.2.4.	Ereignis 3 (17.09 24.09.2006)	48	
	4.2.5.	Ereignis 4 (25.09 29.09.2006)	49	
	4.2.6.	Ereignis 5 (03.10 11.10.2006)	51	
	4.3. Variation der Leitfähigkeit			
	4.3.1.	Zeitreihe (14.08 31.10.2006)	51	
	4.3.2.	Ereignis 1 (28.08 05.09.2006)	53	
	4.3.3.	Ereignis 2 (07.09 13.09.2006)	53	
	4.3.4.	Ereignis 3 (17.09 24.09.2006)	55	
	4.3.5.	Ereignis 4 (25.09 29.09.2006)	55	
	4.3.6.	Ereignis 5 (03.10 11.10.2006)	57	
	4.4. Zusammenhang zwischen den Messergebnissen in der			
	Dreisam und im Hungerbrunnen 2			
	4.4.1.	δ ¹⁸ Ο	58	
	4.4.2.	Leitfähigkeit	60	
	4.4.3.	Korrelation von δ^{18} O und Leitfähigkeit	61	
5.	Ergebniss	se der Anwendung von WhAEM 2000	65	
	5.1. Modellannahmen			
	5.2. Modellergebnis			
	5.2.1.	Wasserbilanz	71	
	5.2.2.	Altersstruktur	72	
	5.3. Unsicherheiten			
	5.4. Fazit und Korrelation von WhAEM 2000 mit den Messungen			

6.	Gefährdungsabschätzung	79
	6.1. Zeit- Schad-Prognose	80
	6.2. Management Optionen	81
	6.3. Unsicherheit	81
7.	Diskussion und Ausblick	83
Lit	Literaturverzeichnis	
Ar	ihang	93

IV

Zusammenfassung

Das hydrodynamische Gefährdungspotential einer Trinkwasserfassung kann mithilfe der Verweilzeitverteilung des Grundwassers bestimmt werden. Weist das Trinkwasser einen großen Anteil an jungem Grundwasser (< 1 Jahr) auf, so ist das Gefährdungspotential gegenüber kurzfristigen Einflüssen durch die hohe Grundwasserdynamik groß. Dominieren eher alte Komponenten die Grundwasserzusammensetzung, so hängt von ihrer Qualität die Qualität des Trinkwassers ab. Die Qualität des an dieser Trinkwasserfassung gepumpten Wassers wird eher durch langfristige Einflüsse gefährdet sein, als durch kurzfristige.

Exemplarisch wurde in dieser Arbeit das hydrodynamische Gefährdungspotential des Hungerbrunnens 2 im Zartener Becken ermittelt. In diesem Rahmen sollte der Einfluss der Dreisam auf den Hungerbrunnen 2 quantifiziert werden. Zu Verfügung standen die Isotope ¹⁸O, SF₆, FCKW, sowie die Leitfähigkeit.

In einer dreimonatigen Messkampagne konnte kein signifikanter Einfluss der Dreisam auf den Hungerbrunnen 2 mit dem Isotop ¹⁸O und der Leitfähigkeit ermittelt werden. Die Altersbestimmung mit SF₆ und FCKW F-113 wies auf ein mittleres Alter des Grundwassers von weniger als 5 Jahren hin. Die Isotope FCKW F-11 und F-12 konnten auf Grund einer leichten Erhöhung nicht zur Altersdatierung herangezogen werden.

Mit dem Analytic Element Modell WhAEM 2000 konnte eine mittlere Verweilzeit von 3 bis 4 Jahren ermittelt werden. Die Strömungslinien, die das Einzugsgebiet des Hungerbrunnens 2 im Modell anzeigen, bestätigten die ¹⁸O-Messungen und somit die Annahme, dass es keinen signifikanten Einfluss der Dreisam auf den Hungerbrunnen 2 gibt.

VI

Abbildungsverzeichnis

		Seite		
Abb. 1	Das Zartener Becken mit allen Grundwasserbeobachtungs- pegeln und Brunnen	11		
Abb. 2	Mächtigkeit der quartären Lockersedimente in m			
Abb. 3	Über die Mächtigkeit der alten und jungen pleistozänen Schotter gemittelte kf-Werte im Zartener Becken			
Abb. 4	Probennahme für die FCWK-Analyse am Hungerbrunnen 2	24		
Abb. 5	Probennahme für die δ ¹⁸ O Messungen an der Dreisam in Zarten			
Abb. 6	Karte der Probennahmestellen für die δ ¹⁸ O- und Leitfähigkeitsmessungen	29		
Abb. 7	F-113 und SF ₆ Konzentration am Hungerbrunnen 2 sowie den beiden Neuen Brunnen	43		
Abb. 8	Verlauf der δ ¹⁸ O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam während des gesamten Untersuchungszeitraumes	45		
Abb. 9	Änderung der δ¹8O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 1	47		
Abb. 10	Änderung der δ¹8O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 2	47		
Abb. 11	Änderung der δ¹8O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 3	49		
Abb. 12	Änderung der δ¹8O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 4	50		
Abb. 13	Änderung der δ¹8O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 5	50		
Abb. 14	Verlauf der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam während des gesamten Untersuchungszeitraumes	52		
Abb. 15	Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 1	54		

Abb. 16	Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 2			
Abb. 17	Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 3			
Abb. 18	Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 4			
Abb. 19	Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 5			
Abb. 20	Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 1			
Abb.21	Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 2			
Abb. 22	Änderung der δ ¹⁸ O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 3			
Abb. 23	Änderung der δ¹8O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 4	63		
Abb. 24	Änderung der δ¹8O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 5	63		
Abb. 25	Lage des Modellgebietes im Zartener Becken	65		
Abb. 26	Karte der kf-Werte (10 ⁻⁴ m/s) und der Höhenlinien der Aquiferbasis (5 m Schritte) im Modellgebiet			
Abb. 27	Modellergebnis und Strömungsbild für den Hungerbrunnen 2 (Fall A)	70		
Abb. 28	Wasserbilanz (m³/Tag) und Grundwasserfließrichtung im Modellgebiet			
Abb. 29	Modellergebnis und Strömungsbild für den Hungerbrunnen 2 im Falle des Abschaltens des Hungerbrunnen 1 (Fall B)	73		
Abb. 30	Verweilzeitverteilung für den Hungerbrunnen 2. Fall A (blau) und Fall B (rot)	74		

Abb. 31	bb. 31 Wasseranteile unterschiedlicher Alter am Hungerbrunnen 2 für Fall A (links) und Fall B (rechts)	
Abb. 32	Wasseranteile unterschiedlicher Alter am Hungerbrunnen 2 bei einer "Resistance" von 0,4 Tagen	75

X

Tabellenverzeichnis

		Seite		
Tab. 1	Übersicht über die Ansätze zur Bestimmung der hydrodynamischen Gefährdung von Grundwasserfassungen	8		
Tab. 2	FCKW und SF6 Konzentrationen am 14.8.2006 am Hungerbrunnen 2 und 2 neuen Brunnen			
Tab. 3	Zeitliche Variation der maximalen Änderung der δ^{18} O-Werte am Hungerbrunnen 2	58		
Tab. 4	Isotopische Zusammensetzung der Dreisam und des Niederschlages im Verlauf der Ereignisse			
Tab. 5	Zeitliche Variation der maximalen Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2	60		
Tab. 6	Modelleigenschaften von Eschbach und Dreisam	67		
Tab. 7	Modelleigenschaften der Brunnen im Modellgebiet	67		
Tab. 8	Gemessene und modellierte Grundwasserstände der verwendeten Grundwasserbeobachtungspegel im Untersuchungsgebiet			
Tab. 9	Modellierte Grundwasserstände mit einer "Resistance" von 0,4 bzw. 0,2 Tagen	75		
Tab. 10	Vergleich der gemessenen und berechneten FCKW F-113 und SF6 Konzentrationen	77		

Das Trinkwasser ist eine lebensnotwendige Ressource für die Menschheit. Vielerorts ist bereits heute die Tatsache, dass es nicht genügend Trinkwasser gibt, nicht in der Menge begründet sondern vielmehr in der unzureichenden Qualität des Wassers.

Die Qualität des Trinkwassers hängt auch von der Herkunft ab, also ob es sich um Oberflächenwasser, Uferfiltrat oder Grundwasser handelt. Am Oberrhein wird das Trinkwasser aus dem Grundwasser gewonnen, das bei der Passage durch die Bodenzone bereits "gereinigt" wurde und im Normalfall auch nicht so schnell wie Oberflächengewässer kontaminiert wird.

Das Problem besteht gerade in dieser Tatsache, denn ein kontaminiertes Oberflächengewässer ist viel "schneller" wieder gereinigt als ein kontaminierter Grundwasserkörper, hier kann es leicht Jahrzehnte dauern bis die Qualität des Wassers wieder zur Trinkwasserversorgung geeignet ist.

An manchen Stellen im Oberrheingraben ist das Grundwasser bereits heute in einem Maße anthropogen verunreinigt, dass es zur Trinkwassergewinnung nicht mehr geeignet ist, da die Trinkwasserverordnung (EU-Wasserrahmenrichtlinie) nicht eingehalten werden kann. Ein Beispiel ist die Versalzung des Grundwassers im Markgräfler Land im Abstrom des Salzstocks und ehemaligen Kali-Bergwerks bei Buggingen-Heitersheim bzw. abstromig der Salzlaugeneinleitung aus der elsässischen Kaliindustrie in den Rhein bei Fessenheim. Dieses Gebiet ist im Rahmen der Arbeiten zur EU-Wasserrahmenrichtlinie als ein durch Chlorid gefährdeter Grundwasserkörper ausgewiesen worden (REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE 2005).

Ein weiteres Gefährdungspotential für die Trinkwassernutzung stellen die wenig beachteten Altlasten am Oberrhein dar. Aus den Altlasten gelangen gelöste Stoffe mit dem Sickerwasserstrom über lange Zeit hinweg nahezu unbemerkt aus der ungesättigten Zone in die Gesättigte und werden schließlich mit der Grundwasserströmung weiter transportiert.

Michelle Rohmann kartierte in seiner Diplomarbeit (2005) die Altlasten auf der deutschen und französischen Seite des Oberrheins. Diese Arbeit stellt die Grundlage für das seit 2006 am Institut für Hydrologie in Freiburg laufende Projekt ERGO (Entwicklung eines Bewertungskonzeptes und orientierende Risikoabschätzung zur Gefährdung des Trinkwassers durch Altlasten im Oberrheingraben) dar, das durch die AWBR (Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein) finanziert ist. Im Projekt ERGO wird die Gefahr, die von 8.000 Altlasten am Hoch- und Oberrhein für Trinkwasserfassungen ausgeht, abgeschätzt. Wobei neben dem Transport innerhalb des Grundwasserkörpers, ebenso der Transport durch die ungesättigte Zone und dem Übergang in die Gesättigte beachtet wird.

1.1. Ziel der Arbeit

Ziel dieser Diplomarbeit ist die Definition des Begriffes der "hydrodynamischen Gefährdung" eines Grundwasserbrunnens. Hierzu soll eine Methode entwickelt werden, mit der das hydrodynamische Gefährdungspotential eines Grundwasserbrunnens im Rahmen einer Grundwassermodellierung bestimmt werden kann.

Der Begriff der hydrodynamischen Gefährdung soll zur Quantifizierung des Problems der potentiellen Gefährdung von Trinkwasserfassungen durch Altlasten beziehungsweise allgemein durch Schadstoffe eingesetzt werden. Wichtige Einflussfaktoren bei der Einschätzung des Gefährdungspotentials sind vor allem in den Themenbereichen der Aquifereigenschaften mit den Strömungsbedingungen und dem Aquifermaterial, sowie in dem chemischen und physikalischen Verhalten des Schadstoffes im Grundwasserkörper zu sehen.

Die zu erstellende Methode zur Einschätzung der "hydrodynamischen Gefährdung" sollte möglichst einfach und kostengünstig sein. Es ist geplant die Methode innerhalb des Projektes ERGO anzuwenden und eventuell in leicht abgewandelter Form auch an den Wasserversorger weiterzureichen.

Ein methodischer Ansatz wird der Versuch sein, das Gefährdungspotential über die Altersdatierung des Grundwassers abzuschätzen: Dabei wird in einem Einzugs- bzw. Wasserschutzgebiet einer Trinkwasserfassung die mittlere Verweilzeit sowie die Altersstruktur des Grundwassers ermittelt. Zur Anwendung sollen hier natürliche Tracer wie ¹⁸O, FCKW und SF₆ kommen.

Eine weitere Methode wird die "Analytic Element Methode" darstellen. Mit einem analytischen Grundwassermodell wird die Dynamik des Schadstoffes im Aquifer untersucht und mit der Altersdatierung verglichen werden.

1.2. Stand der Forschung

In diesem Kapitel soll aufgezeigt werden, welche Methoden bislang angewendet wurden, um das Gefährdungspotential für einen Grundwasserbrunnen durch Schadstoffe abschätzen zu können. Diese Problematik hat zwei Aspekte:

- Die Dauer, die ein Schadstoff benötigt, um aus der ungesättigten Zone in die Gesättigte transportiert zu werden, ist entscheidend. Damit verbunden ist natürlich die Fracht, also die Frage, welche Menge des Schadstoffes in das Grundwasser eingetragen wird.
- Für die Trinkwasserqualität und somit für den Trinkwasserversorger und den Verbraucher ist die Länge der Zeitspanne von der Eintrittstelle zum Grundwasserbrunnen wichtig. Also die Transportzeit und die Konzentration des Schadstoffes.

Da in dieser Diplomarbeit lediglich der zweite Aspekt verfolgt werden soll, wird im Folgenden nicht auf die Pufferfunktion des Bodens bzw. die Vulnerabilität des Grundwassers eingegangen. Methoden hierzu werden beispielsweise in KLEIN (2000), SÁNCHEZ-MARTOS ET AL. (2001), WEBB & LILBURNE (1999) beschrieben.

Um einen Überblick über die unterschiedlichen Ansätze der Bestimmung des Gefährdungspotentials des Grundwassers in Bezug auf die Ausbreitung von Schadstoffen in Deutschland und im Ausland zu bekommen, werden diese entsprechend geordnet dargestellt.

1.2.1. Arbeiten zur hydrodynamischen Gefährdung in Deutschland

In Baden-Württemberg wurde eine Gefährdungsabschätzung des Grundwassers durch Altlasten über Emmissionsbestimmungen durch die LfU (1996) eingeführt. Das Konzept sieht hierbei eine Erkundung zur Charakterisierung einer Verdachtsfläche mittels eines unterstromigen Untersuchungsquerschnittes vor. Die Bestimmung der Schadstofffracht basiert in diesem Verfahren auf der Annahme einer gleichmäßigen Schadstoffbelastung auf den gesamten Erkundungsquerschnitt in einem stationären Strömungsfeld. Aufgrund der chemischen Prozesse wird die Retardation in diesem Ansatz vernachlässigt.

Die Ausdehnung des Untersuchungsquerschnittes wird über die Ausdehnung des Einzugsgebietes des Förderbrunnens während der Fördermaßnahme ermittelt. In der Praxis treten allerdings einige Randbedingungen auf, die im Modell nicht wiedergegeben werden können.

So kann in Abhängigkeit der Förderdauer und des natürlichen Gradienten die auf der Höhe des Brunnens bestimmte Breite des Einzugsgebietes kleiner sein als die tatsächliche.

Dadurch wird der Fluss über den Untersuchungsquerschnitt kleiner und die Schadstofffracht wird unterschätzt. Die im Förderstrom gemessene Konzentration wird als mittlere Konzentration über die gesamte Einzugsgebietsbreite angenommen und nicht wie in der Realität als mittlere Konzentration für die Isochrone, so dass es durchaus auch zu einer Unterschätzung der Fracht kommen kann.

In diesem Verfahren werden zur Ermittlung der Grundwassergefährdung der Wert der mittleren Konzentration des Untersuchungsquerschnittes, sowie die Fracht über den Untersuchungsquerschnitt herangezogen. Es wird eine Grundwassergefährdung angenommen, wenn der Grenzwert von wenigstens einer Größe überschritten wird (LfU 1996).

BARTETZKO ET AL. (1999) erarbeitete im Auftrag des Umweltbundesamtes ein Überwachungsprogramm für Altlasten und altlastenverdächtige Flächen. Hierin wird gesondert für die unterschiedlichen in Frage kommenden Stoffe, wie beispielsweise Schwermetalle, Polyzyklische Aromate oder Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe, das Verhalten in der ungesättigten Zone sowie im Grundwasser dokumentiert. Es wird eine Richtlinie gegeben zu den Überwachungsintervallen, der Probennahme und der Qualitätssicherung.

Im Rahmen eines detaillierten Verfahrens können die Konzentrationsverteilung und die räumliche Ausbreitung einer Schadstofffahne bestimmt werden. Das in TEUTSCH ET AL. (2000), PTAK ET AL. (2000) sowie SCHWARZ (2002) beschriebene Verfahren basiert auf einer sich im Unterstrom der Schadstoffquelle befindenden Brunnengalerie. Aufgrund der zeitlichen Auflösung der gemessenen Konzentrationsverläufe der verschiedenen Brunnen kann eine Ortung und Bestimmung der Schadstofffahne erfolgen. Die weitere Entwicklung der Schadstofffahne und somit die Gefährdung des Grundwassers wurde in diesem Fall mit Hilfe einer numerischen Modellierung abgeschätzt.

Eine vollkommen andere Herangehensweise zur Abschätzung des Gefährdungspotentials im Grundwasser durch Schadstoffe zieht das Umweltbundesamt in Betracht: in einer Studie wurden die Transporteigenschaften verschiedener Schadstoffe im Grundwasser untersucht.

Stoffe, die einer hohen Dispersion unterliegen und eine lange Fahne ausbilden, gelten demzufolge als gefährdender als Stoffe, die einer hohen

Sorption unterliegen oder sich nur schlecht mit Wasser mischen. Stoffe mit diesen Eigenschaften werden sich nicht großräumig im Aquifer ausbreiten, entsprechend ist die Gefahr geringer, dass durch diese weite Teile des Aquifers kontaminiert werden.

Differenzierte Betrachtungen hinsichtlich des potenziellen Wirkungsbereiches punktueller Schadstoffquellen können mit einer fünfstufigen Skala zur qualitativen Klassifizierung des standort- und stoffspezifischen Ausbreitungspotenzials durchgeführt werden (HUDEC 2003).

LEGE ET AL. (1996) erarbeiteten einen Leitfaden, der dem Grundwassermodellierer dabei behilflich sein soll, die Vielzahl der physikalischen Prozesse, die bei der Ausbreitung einer Schadstoffwolke unter einer Deponie ablaufen, auf die wesentlichen Prozesse zu beschränken. Denn trotz der Abstraktion der Natur im Modell soll das Modell das Original so zutreffend wie möglich beschreiben. Die Auswahl der für den bestimmten Fall wichtigen Prozesse ist von der Aufgaben- und Fragestellung bei der Bewertung des Schadenfalles abhängig.

Unter Berücksichtigung von Reaktions- und Abbauvorgängen wendete HOFFMANN (2000) eine 1D und 2D analytische Lösung der Transportgleichung an, um den Schadstofftransport im Grundwasser zu erfassen. So konnte die Schadstoffkonzentration im Aquifer, als eine Funktion von Ort und Zeit in einem homogenen Grundwasserleiter im Rheintal bestimmt werden.

1.2.2. Arbeiten zur hydrodynamischen Gefährdung außerhalb von Deutschland

In der Schweiz wird das NAQUA Monitoringprogramm zur großräumigen Überwachung der Qualität des Grundwassers und zur Erfassung deren Änderung angewendet. Erfasst werden hierbei sämtliche Stoffe, die die Nutzung des Grundwassers zur Trinkwassergewinnung einschränken oder unmöglich machen, neben Nitrat sind dies beispielsweise Kohlenwasserstoffe und MTBE (Methyl-tert-butylether). Um eine langfristige Aussage über die Veränderungen des Grundwassers machen zu können werden ebenso die chemischen Inhaltsstoffe und Spurenbestandteile des Wassers (Calcium, Magnesium, Bor, Sulfat) beobachtet (BUWAL & BWG 2004).

Das NSW Department of Land and Water Conservation in Sydney gab 1998 eine Risikobewertung für Aquifere heraus. Hierin wurden die Probleme behandelt, die bei schlechtem Grundwassermanagement entstehen. So kann es zu einer Erhöhung der Konzentration des Schadstoffes durch die Übernutzung des Aquifers kommen. Die Auswertung erfolgt mit einem Programm, das die verschiedenen Kriterien entsprechend ihrer Wichtigkeit in eine Rangfolge ordnet.

CIVITA & DE MAIO (1997) stufen das Risiko der Verschmutzung einer Grundwasserfassung durch Schadstoffe graphisch mit Hilfe von ArcInfo ein. Die Methode setzt voraus, dass im Einzugsgebiet mehrere Schadstoffquellen verteilt sind. Für jede Zelle im Untersuchungsgebiet werden mehrere Indizes entwickelt, die in der Kombination ein Maß für das Verschmutzungsrisiko darstellen. In Indizes ausgedrückt werden hierbei beispielsweise die Kontaminationsgefahr auf Grund der Landnutzung, die Vulnerabilität des Aquifers, die Wasserqualität oder die Bedeutung des Grundwasserbrunnens für die Wasserversorgung berücksichtigt. Um eine Vorhersage machen zu können wird aus den Indizes eine Karte erstellt, die unter Berücksichtigung der Fließgeschwindigkeit und der Hydrogeologie das Risiko der Grundwasserverschmutzung ermittelt.

Eine andere ArcView Anwendung, die zur Abschätzung der hydrodynamischen Gefährdung verwendet werden kann, findet sich in ArcFlow wieder. ArcFlow stellt beispielsweise die Verbindung zwischen geographischen Informationen und dem Analytic Element Modell "Split" her. "Split" ist für heterogene, einschichtige Aquifere konzipiert und enthält beispielsweise Module wie: Particle-Tracking, Darstellung der Grundwasser Schutzzonen und Parameter Beurteilung (JANKOVIC 2001)

Eine Möglichkeit der Abschätzung des Gefährdungspotentials für eine Grundwasserfassung ist das Aufstellen einer Stoffbilanz unter Berücksichtigung aller im Aquifer ablaufenden chemischen Reaktionen. Wichtig hierbei ist vor allem der Abbau. Also die Bestimmung der Fähigkeit des Aquifers, einen Schadstoff zu "neutralisieren".

ROBBINS ET AL. (2000) bestimmte die Biodegradation von BTEX (Benzol, Toluol, Ethylenbenzol, Dimethylbenzol) mithilfe von MTBE (Methylentetrabutylether). MTBE ist hinsichtlich der Biodegradation ein konservativer Tracer. Die Auswertung erfolgte mit einem drei dimensionalen analytischen Modell. Wobei die Biodegradation, die mit dem analytischen Modell berechnet wurde, geringer war als die gemessene. Auf Grund dessen empfehlen die Autoren die Anwendung von numerischen Modellen.

In MANNING ET AL. (2005) wurde die Empfindlichkeit von Grundwasserbrunnen gegenüber einer Verschmutzung mithilfe einer Altersdatierung abgeschätzt. Hierzu wurde das Verhältnis von Tritium Isotopen zu Helium Isotopen (³H/³He) sowohl gemessen, als auch mit dem Exponentialmodell modelliert. Die beiden Verweilzeiten des Wassers wurden miteinander verglichen und das Wasser in drei Alterskategorien aufgeteilt.

1.2.3. Fazit

Es wurden in der Vergangenheit bereits einige unterschiedliche Methoden zur Bestimmung der hydrodynamischen Gefährdung von Trinkwasserbrunnen beziehungsweise zur Vorhersage der künftigen Ausbreitung einer Schadstofffahne im Grundwasser angewendet. Die beschriebenen Methoden verfolgen unterschiedliche Ansätze und Ziele. Zur Auswahl der geeigneten Methode für die hier gestellte Fragestellung und den gegebenen Ansprüchen an das Ergebnis werden die Methoden in Tabelle 1 einander gegenüber gestellt.

Das Ergebnis dieser Arbeit sollte möglichst eine Schwellenzeit sein, beziehungsweise ein einfacher und doch genauer Wert der das Gefährdungspotential wiedergibt. Zusätzlich sollte dieser Wert mit geringen finanziellen Mitteln zu ermitteln sein.

Unter diesen Voraussetzungen sind die Methoden, die in BARTETZKO ET AL. (1999), CIVITA & DE MAIO (1997), LfU (1996), PTAK ET AL. (2000), SCHWARZ (2002), TEUTSCH ET AL. (2000) beschrieben sind hier nicht anzuwenden. Der von LEGE ET AL. (1996) erarbeitete Leitfaden ist sicherlich eine Hilfe, allerdings bei kleinräumigen Altlasten, deren genaueren Standort eventuell unbekannt ist nicht anzuwenden. Sehr stoffspezifisch stellt sich das analytische Modell dar, das in ROBBINS ET AL. (2000) beschrieben ist. HUDEC (2003)beschreibt zwar eine Methode zur Bestimmung des Ausbreitungspotentials von Schadstoffen, diese ist aber eher qualitativ als quantitativ. Ähnlich einzuschätzen ist die Methode der NSW (1998).

Der Ansatz von JANKOVIC (2001) kommt der Zielsetzung dieser Arbeit sehr nahe, denn die Grundwassermodellierung mit der Analytic Element Methode ist weniger aufwendig und damit Kosten sparender als die Anwendung eines numerischen Grundwassermodelles. Und auch durch eine Altersdatierung des Grundwassers, wie sie in MANNING ET AL. (2005) beschrieben ist, würde man eine klare Aussage über die unterschiedlichen Komponenten und deren Verweilzeit im Untergrund des geförderten Grundwassers erhalten.

Tabelle 1: Übersicht über die Ansätze zur Bestimmung der hydrodynamischen Gefährdung von Grundwasserfassungen

Methode	Modell	Ergebnis
Ermittlung der Transporteigenschaften der Schadstoffe (Hudec 2003)	keines	fünfstufige Skala zur qualitativen Klassifizierung des standort- und stoffspezifischen Ausbreitungs- potenzials des Schadstoffes
Kartierung verschiedener Indizes; Implementieren in ArcInfo (Civita & De Maio 1997)	keines	Karte der Gefährdungsklassen des Grundwassers/ der Trinkwasserfassung
Risikobewertung des Aquifers in Abhängigkeit von der Nutzung (NSW 1998)	keines	Grad des Risikos, dass der Aquifer nicht mehr zur Trinkwassergewinnung zu nutzen ist
Leitfaden (Lege et al. 1996)	keines	Hilfestellung für den Grundwassermodellierer, die wesentlichen Prozesse bei der Schad- stoffausbreitung am Standort zu erfassen
Emmissions- bestimmungen (LfU 1996)	numerisch	mittlere Konzentration und Fracht über den Untersuchungsquerschnitt; Grundwassergefährdung = Überschreitung des Grenzwertes durch mindestens eine Größe
Pumpversuch (Teutsch et al. 2000, Ptak et al. 2000, Schwarz 2002)	numerisch	Konzentrationsverteilung und räumliche Ausbreitung einer Schadstofffahne
Biodegradation von MTBE (Robbins et al. 2000)	analytisch	Degradation wurde vom Modell unterschätzt
Split implementiert in ArcFlow (Jankovic 2001)	Analytic Element Methode	mit Hilfe von Particle-Tracking: Darstellung der Grundwasser Schutzzonen
Altersdatierung (³H/³He) (Manning et al. 2005)	Exponential- modell	Aufteilen des Wassers in drei Altersgruppen (Alterspektrum des Wassers)
Hofmann (2000)	analytisch	Schadstofftransport in Richtung eines Grundwasserbrunnens

Kombinationen ähnlicher Ansätze sind in GOODE (1996), HINKLE & SNYDER (1997) und WEISSMANN ET AL. (2002) beschrieben:

WEISSMANN ET AL. (2002) verglichen die FCKW Altersdatierung (F-11, F-12) mit dem Ergebnis einer Grundwassersimulation. Das mit Modflow und der "Random-Walk Particle-Tracking Methode" simulierte Grundwasseralter war in dieser Studie älter, als das gemessene Alter. Der Anteil des Wassers, das vor 1948 gebildet worden war, war im Untersuchungsgebiet nicht zu vernachlässigen, konnte jedoch mit Hilfe der FCKW-Isotope nicht erfasst werden.

Eine Altersbestimmung des Grundwassers führt GOODE (1996) durch, diese Methode ist zwischen der Anwendung eines Particle-Tracking Modells, das die Advektion im Grundwasser beschreibt und einem Stofftransportmodell einzuordnen. Dabei wird das Alter des Grundwassers über eine Advektions-Dispersions Gleichung mit einer Verteilung, die der Alterungsrate entspricht, bestimmt. Die Methode behält die Einfachheit und die Tracerunabhängigkeit von Advektions Modellen bei, berücksichtigt aber auch die Dispersion und die Mischung von Wässern mit unterschiedlichem mittlerem Alter. Die Anwendung der Methode zeigte die Übereinstimmung mit einem Particle-Tracking Ansatz und kann sowohl mit einem analytischen als auch einem numerischen Modell angewendet werden.

Eine Alterdatierung mit FCKW führten HINKLE & SNYDER (1997) durch und verglichen diese mit den Ergebnissen des rückwärtigen Particle-Tracking in MODPATH. 76 % (39 von 51 Brunnen) der Ergebnisse aus dem Particle-Tracking waren mit den Ergebnissen der FCKW Altersdatierung vergleichbar. Im Falle der restlichen 24 % der untersuchten Brunnen zeigte entweder das Particle-Tracking junges Wasser an und die Altersdatierung altes, oder es fehlte laut der Particle-Tracking Analyse die junge Komponente des Grundwassers. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse kamen HINKLE & SNYDER (1997) zu dem Ergebnis, dass zur Bestimmung der minimalen Transportzeit 500 Partikel pro Zelle (3.000 x 3.000 feet) ausreichen.

In Anbetracht des Ergebnisses dieser Literaturrecherche werden in dieser Arbeit folgende Methoden zur Ermittlung der hydrodynamischen Gefährdung eines Trinkwasserbrunnens angewendet:

- Mit einer Altersdatierung werden die Grundwasserkomponenten bestimmt. Zur Ermittlung der mittelalten Komponente werden FCKW und SF6 eingesetzt, für die schnelle Komponente die Leitfähigkeit und das stabile Isotop 18-O.
- Mit Particle-Tracking im Analytical Element Modell WhAEM2000 wird versucht, die ermittelte Altersstruktur zu modellieren.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) dieser Arbeit befindet sich im nördlichen Teil des 20 km² großen Zartener Beckens, das sich östlich von Freiburg befindet. Das Zartener Becken ist ein Teil des Dreisam Einzugsgebietes. Den Gebietsauslass der Dreisam aus dem Zartener Becken stellt der Pegel Ebnet (308,29 müNN) dar und ist somit auch den niedrigsten Punkt des Untersuchungsgebietes. Buchenbach (460 müNN) ist der höchste Punkt des Zartener Beckens.

Die Dreisam entsteht oberhalb von Zarten durch den Zusammenfluss von Rotbach und Wagensteigbach. Weitere größere Zuflüsse zur Dreisam sind der Zastlerbach und Eschbach aus Norden, sowie die Brugga aus dem Süden. Das oberirdische Gesamteinzugsgebiet der Dreisam ist 258 km² groß. Die Teileinzugsgebiete erstrecken sich im Süden bis zum Feldberg (1493 müNN) und den Schauinsland (1284 müNN), im Norden und Osten bis auf 700 – 1000 müNN.



Aus methodischen Gründen wird im Folgenden das gesamte Zartener Becken, das von den Höhenzügen des Schwarzwaldes umgeben ist, vorgestellt. Hierbei werden die Aspekte Landnutzung, Böden, Geologie, Hydrologie, Hydrogeologie, Interaktion Grundwasser - Fließgewässer und Altlasten beleuchtet.

2.1. Landnutzung

Das Zartener Becken ist waldfrei und wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Insbesondere in den Wasserschutzgebieten der Trinkwasserbrunnen überwiegt die Nutzung als Grünland, andere Teile des Zartener Beckens werden konventionell ackerbaulich genutzt.

Auf Grund der Nutzung des Grundwassers zur Trinkwassergewinnung durch die Badenova AG sind große Flächen des Zartener Beckens als Wasserschutzgebiet ausgewiesen.

2.2. Böden

Am Rande des Zartener Beckens befindet sich entkalkter Löss, der durch die Ablagerung in den Hangschutt eingearbeitet wurde. Abhängig vom Grad der Lössbedeckung finden sich auch Parabraunerden-Braunerden und Braunerden-Parabraunerden.

Die bodenkundliche Deckschichten Kartierung von GLOMB & ZWÖLFER (1990) (zitiert in HERDEG 1993, EHRMINGER 1993) ergab, dass die Schotterflächen der Niederterrassen mit bis zu 1 m mächtigem so genannten älteren Hochflutlehm bedeckt sind. In den Flußauen, die in die Niederterrassen eingeschnitten sind, wurden in jüngster Vergangenheit Auenlehme abgelagert.

2.3. Geologie

Das Zartener Becken ist mit quartären, fluvioglazialen Lockersedimenten verfüllt. Unter diesen Lockersedimenten befinden sich wasserstauende Horizonte aus Gneisen, Anatexiten und Graniten des Paläozoikums.

Die quartären Sedimente weisen ein breites Krongrößenspektrum von großen Blöcken bis hin zur Ton- und Schlufffraktion auf. Die schlechte

Sortierung der Korngrößen hat einen verringerten nutzbaren Porenraum zur Folge.

Unter Vernachlässigung der jungen holozänen Auensedimente können die quartären Ablagerungen in zwei größere Einheiten gegliedert werden:

Der untere Abschnitt besteht überwiegend aus älteren verwitterten mürben Schottern und Sanden mit erhöhten Anteilen an Schluff und Ton. Diese Schichten weisen eine geringe Durchlässigkeit auf. Auf Grund des höheren Verwitterungsgrades werden diese als "faule Kiese" bezeichnet und dem Pleistozän zugeordnet.

Der obere Abschnitt besteht überwiegend aus frischen, unverwitterten Schottern und Sanden des jüngeren Pleistozän mit deutlich höherer Durchlässigkeit. Dieser als "frische Kiese" bezeichnete Abschnitt kann auch Sedimentpartien mit höherem Feinanteil enthalten.

Eine eindeutige Gliederung der Sedimente in "faule" und "frische" Kiese ist nicht immer möglich.

Die Gesamtmächtigkeit der quartären Lockersedimente beträgt im östlichen Zartener Becken bis zu 55 m (Abb. 2). Die Festgesteinsoberfläche fällt nach Westen hin deutlich geringer ab, als die Geländeoberfläche, wodurch eine Reduzierung der Sedimentmächtigkeit nach Westen auf 40 m zu vermerken ist (HERDEG 1993).



Abbildung 2: Mächtigkeit der quartären Lockersedimente in m

2.4. Hydrologie

Die Dreisam weist ein nivo-pluviales Abflussregime mit einer abgeschwächten Spitze im Dezember, einem Maximum im April und einem Minimum im August und September auf. Das Maximum im Dezember ist im langjährigen Mittel als Folge einer kurzweiligen Schneeschmelze, durch einen Warmlufteinbruch und damit verbundenem Regen, zu sehen. Die Frühjahrsschneeschmelze verursacht das Maximum im April.

Die sommerlichen Niedrigwasserabflüsse können auf eine hohe aktuelle Verdunstung in Verbindung mit geringen Niederschlagsmengen zurückgeführt werden.

Im Dreisam Einzugsgebiet sind, auf Grund des Reliefs, große Schwankungen der jährlichen Niederschlagssummen zu verzeichnen: am Feldberg werden im langjährigen Mittel 1873 mm/a und am Ausgang des Zartener Beckens an der Niederschlagsstation Ebnet 1080 mm/d gemessen.

Die Verdunstung im Gesamteinzugsgebiet, ermittelt nach dem Verfahren von Thronthwaite, beträgt 560 mm/a. Die potentielle Evapotranspiration (Thronthwaite) 675 mm/a (Station Freiburg-Herdern).

Die Grundwasserneubildungsrate, die über den monatlichen mittleren Niedrigwasserabfluss nach KILLE von FRIEG (1987) für das Zartener Becken berechnet wurde, beträgt 14,0 l/s km². Die Berechnungen beruhen auf der Basis eines monatlichen mittleren Niedrigwasserabflusses von 442 mm/a, also 30 % des Gebietsniederschlages. Für den Zeitraum von 1959 - 1988 berechneten GLOMB & ZWÖLFER (1990) (zitiert in Herdeg (1993)) auf der Basis der klimatischen Bodenwasserbilanz in Abhängigkeit der Bodenverhältnisse eine mittlere Grundwasserneubildungsrate von 10 - 14 l/s km² (320 - 450 mm/a).

Nach WUNDT (1965) (zitiert in FRIEG 1987) müsste die Wasserführung der Dreisam um 1 - 2 m³/s größer sein als der tatsächlich gemessene Abfluss. Dementsprechend vermutet FRIEG (1987), dass ein erheblicher Anteil der Bäche im Zartener Becken infiltriert.

Aus dem geschätzten Fließquerschnitt am Ausgang des Zartener Beckens, dem mittleren hydraulischen Gefälle und den Durchlässigkeitsbeiwerten beträgt die berechnete mittlere abströmende Grundwasserrate: 0,17 m³/s (FRIEG 1987).

2.5. Hydrogeologie

Hydrogeologisch bedeutungsvoll ist vor allem die Mächtigkeit der jüngeren durchlässigen pleistozänen Ablagerungen ("frische Kies"). Diese sind Hauptgrundwasserleiter Ablagerungen als anzusehen, dessen Mächtigkeit zwischen 35 m im Norden und 5 – 15 m im Süden variiert. Untersuchungsgebiet können Bereiche mit unterschiedlichen Im Durchlässigkeiten ausgewiesen werden. So ist der Durchlässigkeitsbeiwert der basalen "faulen" Kiese um eine Größenordnung geringer als derjenige der überlagernden "frischen" Kiese (STRAYLE 1988).

Am Hungerbrunnen 2 ermittelte STRAYLE (1988) in einem 48-stündigen, 3stufigen Pumpversuch einen kf-Wert von 6,4*10⁻³ m/s. EHRMIGER & HERDEG (1990) modifizierten mit einer Modellrechnung die Durchlässigkeitsbeiwerte und ermittelten für die "frischen" Kiese im Norden des Zartener Beckens Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen 1,0*10⁻³ und 4,0 *10⁻³ m/s, sowie im Süden zwischen 1,0*10⁻⁴ und 6,0 *10⁻⁴ m/s (Abb. 3).

STRAYLE (1988) ermittelte für den Nordteil einen Speicherkoeffizienten im Bereich zwischen 0,004 und 0,07.

In FRIEG (1987) wird eine Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers angegeben, die im südlichen Bereich des Zartener Beckens bei 3,8 m/d und im nördlichen bei 6,4 m/d liegt.

Generell ist die Grundwasseroberfläche von Osten nach Westen geneigt und weist mit nahezu 2 % ein relativ großes Gefälle auf.

Der mittlere Flurabstand bezogen auf die Jahre 1987-1989 bzw. 1971-1986 liegt im südlichen Teil zwischen 10 und 20 m, im nördlich zwischen 3 und 10 m. Der Grund hierfür liegt an den höheren Durchlässigkeiten im Norden. Im Westen des Zartener Beckens kommt es dahingegen durch den enger werdenden Talquerschnitt zu einem Anstau des Grundwassers (STRAYLE 1988).

Zur Trinkwassergewinnung entnimmt die Badenova AG aus dem Aquifer im Zartener Becken Grundwasser. Die mengenmäßig größten Grundwasserentnahmen finden am Hungerbrunnen 1 und 2, mit insgesamt 17.400 m³/Tag, im Norden des Zartener Becken statt.



Abbildung 3: Über die Mächtigkeit der alten und jungen pleistozänen Schotter gemittelte kf-Werte im Zartener Becken

Nach HERDEG (1993) bieten die Schotter im Zartener Becken, auf Grund hoher Sickergeschwindigkeiten, nur einen sehr geringen Schutz des Grundwassers gegenüber eventueller Schadstoffeinträge. Demnach bewirkt die derzeitige gute Qualität der Fließgewässer über die relativ hohen Mengen an Uferfiltrat einen Verdünnungseffekt, also eine Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit.

2.6. Interaktion Grundwasser - Fließgewässer

Auf Grund der Nutzung des Aquifers zur Trinkwassergewinnung am Wasserwerk Ebnet ist bereits in der Vergangenheit mit anderen Fragestellungen die Grundwasserströmung und -zusammensetzung modelliert worden (EHRMINGER 1993, JUNGHANS 1998, BOLD 2000, MORHARD 2006). Des Weiteren bestehen langjährige Datenreihen zum Grundwasserstand und den Entnahmemengen der Brunnen und Sammler der Badenova AG im Zartener Becken. Eine sehr variable Interaktion zwischen Grundwasser und Oberflächengewässer beschreiben JUNGHANS (1998) und BOLD (2000): Eine Modellierung mit FEFLOW ergab hier, dass nur in den Eschbach und die Brugga nennenswerte Mengen aus dem Grundwasser gelangen. Weiter konnte fast im gesamten Zartener Becken infiltrierende Verhältnisse bei niedrigem Grundwasserstand festgestellt werden. In Zeiten hoher Grundwasserstände konnten dann exfiltrierende Verhältnisse registriert werden. Mit ca. 70 % macht nach BOLD (2000) die Infiltration aus Oberflächengewässern den Hauptteil an der gesamten Grundwasserneubildung aus.

HERDEG (1993) führte eine Altersdatierung des Grundwassers im Zartener Becken mit Hilfe des Tritium-Isotops durch. Im Nordbereich des Zartener Becken konnte eine mittlere Verweilzeit von 2 bis 4 Jahren ermittelt werden, im Südbereich betrug diese lediglich 1 bis 1,5 Jahren. Die geringere mittlere Verweilzeit führte HERDEG (1993) auf einen schnelleren Grundwasserumsatz, geringere Durchlässigkeiten, den geringeren Flurabstand und die geringere Aquifermächtigkeit zurück.

Eine mittlere Verweilzeit von 3 bis 4 Jahren für den nördlichen Bereich des Zartener Beckens ermittelte MORHARD (2006) mit FEFLOW 5.2 (Methodik beschrieben in GOODE 1996).

Mit einer δ^{18} O-Zeitreihe über eineinhalb Jahre untersuchte HERDEG (1993) den Anteil des Uferfiltrats der Fließgewässer im Grundwasser des Zartener Beckens. Die für die einzelnen Brunnen aufgestellten Bilanzen zeigten den Anteil des Uferfiltrats im Brunnenwasser. Insgesamt konnte für den nördlichen Teil des Zartener Beckens ein durchschnittlicher Anteil des Uferfiltrats in der Grundlast von rund 40 % bestimmt werden. Das kurzfristige Uferfiltrat trägt nach HERDEG (1993) nur zu einem geringen Anteil (5 bis 25 %) der Grundwasserneubildung bei. Nach extremen Niederschlagsereignissen konnte HERDEG (1993) einen Rückgang des Uferfiltrats zu Gunsten der lokalen Komponente von 15 % verzeichnen.

Die durch HERDEG (1993) wöchentlich ermittelten δ^{18} O-Werte der Fließgewässer befanden sich im Bereich zwischen -9,38 ‰ und -10,25 ‰, die des Grundwassers zwischen -9,12 ‰ und -10,03 ‰. Der Hungerbrunnen 2 wies einen Mittelwert der δ^{18} O-Werte von -9,56 ‰ auf, die δ^{18} O-Werte lagen in einem Bereich zwischen -9,76 ‰ und -9,25 ‰. Da die δ^{18} O Werte am Hungerbrunnen 2 sowohl niedriger als die der lokalen Komponente als auch die des Eschbachs waren, ging HERDEG (1993) von einem überwiegenden Anteil an Grundlast im Grundwasser aus. Der für die Dreisam ermittelte Mittelwert lag bei -9,89 %, der für den Eschbach bei -9,38 ‰.

HERDEG (1993) ordnete den Hauptteil des am Hungerbrunnen 2 entnommenen Grundwassers, auf Grund der δ^{18} O-Ganglinie und des Nitratgehaltes, der Grundkomponente zu. In Mischungsrechnungen konnte HERDEG (1993) die Bildung der Grundkomponente am Hungerbrunnen 2 aus der Mischung des Uferfiltrats von Rotbach und Wagensteigbach ermitteln.

EHRMINGER (1993) und EHNES (2006) konnten im Zartener Becken einen generellen Einfluss der Schneeschmelze auf die Zusammensetzung des Grundwassers beobachten. EHRMINGER (1993) beobachtete zudem am Hungerbrunnen 2 keine Reaktion auf die Schneeschmelze im April 1988. EHNES (2006) beprobte den Hungerbrunnen 2 nicht.

Erklärungsversuche von HERDEG (1993) weisen darauf hin, dass der Hungerbrunnen 2 eventuell im Infiltrationsbereich des Eschbachs liegen könnte, dessen δ^{18} O-Werte sich allerdings durch die geringe Höhenlage des Einzugsgebietes nicht entscheidend von der lokalen Komponente unterscheiden.

Die δ^{18} O-Werte vom Hungerbrunnen 2 wiesen im Untersuchungszeitraum zwischen Januar 1987 und Juni 1988 keinen erkennbaren Jahresgang auf, wodurch HERDEG (1993) auf ein hohes Alter und/oder eine hohe Dispersion oder auf eine Mischung von Uferfiltrat des Eschbachs, lokalem Niederschlag und Grundlast, deren Amplituden sich durch Überlagerung auslöschen, schließt.

2.7. Altlasten

Im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurden im Dreisam Einzugsgebiet sanierungsbedürftige Altlasten nach dem Bundesbodenschutzgesetz mit dem Wirkungspfad Boden - Grundwasser kartiert. Dabei ergab sich im Untersuchungsgebiet ein Altlaststandort (Fluss-WK-Nr. 31-02-or2) in Kirchzarten (Flächennummer 7577-0), an dem eine Sicherungsmaßnahme zur Sanierung angeordnet wurde (REGIERUNGS-PRÄSIDIUM FREIBURG 2005).

Bei Kartierungen sind weitere Altlasten im Zartener Becken erkundet und auf ihre Gefährdung für das Grundwasser untersucht worden. Im Folgenden werden die kartierten Altlasten im nördlichen Bereich des Zartener Beckens aufgelistet (LANDRATSAMT BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD 2006).

<u>Kirchzarten:</u>

- Beobachtungsflächen:

Sägewerk (Altstandort); 4 Tankstellen (Altstandort); Omnibusbetrieb (Altstandort); Spedition (Altstandort); Elektronikindustrie

(Altstandort); Präzisionsmechanik (Altstandort); Tiefbauunternehmen(Altstandort); Bauindustrie (Altstandort); Autowerkstatt

(Altstandort)

 B- Flächen mit Entsorgungsrelevanz: Kippe (Altstandort); Bauschuttablagerung; 4 Altablagerungen; Maschinenbau (Altstandort); Silbergrube (Altstandort); Bergwerk (Altstandort)

<u>Zarten:</u>

 B- Flächen mit Entsorgungsrelevanz: Altablagerung (Altstandort)

Stegen:

- Beobachtungsflächen: Tankstelle (Altstandort)
- B- Flächen mit Entsorgungsrelevanz:
 2 Altablagerungen/Müllplatz; ehemaliger Steinbruch

St. Peter:

B- Flächen mit Entsorgungsrelevanz
 Kläranlage (Altstandort); Bauschuttdeponie (Altstandort);
 Schiessplatz (Altstandort)

<u>Buchenbach:</u>

 B- Flächen mit Entsorgungsrelevanz
 Sägewerk (Altstandort); Steinbruch (Altstandort); 2 Altablagerungen/Müllplatze Untersuchungsgebiet

Methodik

3 Methodik

3.1. Altersdatierung

Das Alter des Grundwassers ist definiert, als die Zeit, die verstrichen ist seitdem das Wasser in das Grundwassersystem eingetreten ist (PLUMMER ET AL. 2003). Durch die kontinuierliche Infiltration (humide Klimate), die hydrodynamische Dispersion, die Mischung verschiedener Fließkomponenten im Brunnen sowie einer Vielzahl weiterer Prozesse ist einfach zu erkennen, dass dem Grundwasser kein absolutes Alter zugeteilt werden kann. Am leichtesten ist die Beschreibung durch eine mittlere Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer (MAZOR & NATIV 1992, HINKLE & SNYDER 1997). Um die Altersstruktur eines Grundwassers möglichst gut beschreiben zu können, muss eine Altersverteilung angegeben werden.

In dieser Arbeit werden die Konzentrationen von FCKW (F-11, F-12, F-113) und SF₆ zur Altersdatierung herangezogen. Anhand einer ¹⁸O-Zeitreihe und der Leitfähigkeit wird versucht, die Verweilzeit der schnellen Grundwasserkomponente zu bestimmen.

3.1.1. Fluorchlorkohlenwasserstoff (FCKW)

<u>Allgemeines</u>

Fluorchlorkohlenwasserstoff (FCKW) ist ein Treibhausgas und gelangt über den Niederschlag bei der Grundwasserneubildung ins Grundwasser.

Ab 1930 wurden FCKWs technisch hergestellt und zunehmend als Kältemittel in Kältemaschinen, als Treibgas für Sprühdosen, als Treibmittel für Schaumstoffe, sowie als Reinigungs- und Lösungsmittel eingesetzt. Der Einsatz als Kältemittel in Kühlschränken ist seit 1995 verboten, da FCKW zur Zerstörung der Ozonschicht beiträgt.

Infolge des langsamen Fortschritts der Verwendung von FCKW-Produkten, beispielsweise als Kühlmittel, kam es seit den vierziger Jahren zu einer langsamen FCKW-Akkumulation in der Atmosphäre. Der globale Verlauf der FCKW-Konzentration entsprach bis Mitte der siebziger Jahre einem quasi-exponentiellen Anstieg. Auf Grund erster Restriktionen der FCKW-Verwendung (als Treibgas in Spraydosen) konnte zwischen 1975 und 1988 nur ein linearer Anstieg beobachtet werden (OSTER ET AL. 1996).

Da FCKW heute keine Anwendung mehr findet und nicht mehr produziert wird, ist die FCKW Konzentration seit 1999 in der Atmosphäre konstant. Auf Grund dieser kontinuierlichen Entwicklung der Konzentration in der Atmosphäre ist es möglich, heute mit den FCKW-Isotopen das Alter eines Grundwasserkörpers zu bestimmen.

Zur Analyse des Grundwasseralters mit Hilfe der FCKW-Methode kommen folgende FCKW-Moleküle in Betracht: F-11 (CCl₃F), F-12 (CCl₂F₂) und F-113 (CClF₂-CCl₂F).

Mit der FCKW Methode kann lediglich Grundwasser datiert werden, das nach 1944/48 neu gebildet worden ist (THIROS & MANNING 2004, HINKLE & SNYDER 1997). Die Abwesenheit von F-11 zeigt an, dass das Grundwasser vor 1948, beziehungsweise die Abwesenheit von F-12, dass dieses vor 1944 gebildet worden ist.

Somit zeigt FCKW in der Wasserprobe junges Wasser an, wenn sämtliche Fehlerquellen (Probenahme) ausgeschlossen werden können, also kein zufälliger FCKW Eintrag stattgefunden haben kann (HINKLE & SNYDER 1997).

Liegt eine Altlast im Einzugsgebiet vor, beispielsweise eine Hausmülldeponie mit alten Kühlschränken oder eine Industrie, in der FCKW's eingesetzt wurden, so kann eventuell bei ein oder zwei FCKW's eine anthropogene Konzentrationserhöhung vorliegen.

Laut BUSENBERG & PLUMMER (1992) kann dann von einer Kontamination des Grundwassers ausgegangen werden, wenn die FCKW Konzentration in der Wasserprobe deutlich höher ist als der erwartete Wert. In den USA gibt es keinen Grenzwert der festlegt, ab wann eine Kontamination vorliegt. Aus diesem Grunde schlagen HINKLE & SNYDER (1997) vor, dass das berechnete FCKW Alter als das minimale Alter des Grundwassers angesehen werden sollte.

BAUER ET AL. (2000) sowie BAUER ET AL. (2001) stellten Adsorption bzw. einen verzögerten Transport von FCKW F-113 (R=1,5) im Verhältnis zu ³H, ⁸⁵Kr und SF₆ fest. Hierdurch wäre eine Simulation eines verzögerten Schadstofftransportes im Aquifer möglich. Reaktive Tracer wie FCKW F-113 können maßgeblich zum Verständnis regionaler Transportprozesse in oberflächennahen Aquiferen beitragen.

PLUMMER ET AL. (2003) bemerkten in Proben, die wenig gelösten Sauerstoff enthielten, einen mikrobiellen Abbau von F-11. Einen Abbau von F-12 beobachteten BUSENBERG & PLUMMER (1992) unter reduzierenden Bedingungen, was auf kein konservatives Verhalten schließen ließ.

Allerdings beschrieben beispielsweise THIROS & MANNING (2004) unter aeroben Bedingungen ein konservatives Verhalten der FCKW's.

Beide Beobachtungen machten ebenso OSTER ET AL. (1996) und sehen diese im Zusammenhang mit der Tiefe unter der Grundwasseroberfläche, in der die Probennahme erfolgte. OSTER ET AL. (1996) beschreiben eine Korrelation

Methodik

zwischen der Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit der Tiefe und der Abnahme der F-11 Konzentration.

Die Unsicherheit der FCKW-Altersdatierung ist bei der Datierung eines Wassers, das in den 1990er Jahren in das Grundwasser infiltriert ist, mit F-12 größer, als eine Datierung mit SF₆ oder ³H/³He (PLUMMER ET AL. 2003).

Probenahme

Die im Folgenden geschilderte Probennahme (Abb. 4) ist nicht die einzige Möglichkeit, um ein optimales unverfälschtes Analysenergebnis zu erreichen. In der Literatur können verschiedene Probenahme Möglichkeiten nachgelesen werden. So beschreiben beispielsweise HINKLE & SNYDER (1997) eine FCKW Probenahme, bei der in der Glasschlifflasche eine Luftblase eingeschlossen wurde.

Am 14. August 2006 erfolgte am Hungerbrunnen 2, einem Trinkwasserbrunnen der Badenova östlich von Ebnet gelegen, eine Probenahme des Rohwassers zur Bestimmung der FCKW- Konzentration. Um die Gasdiffusion aus der Probe zu verhindern und so ein möglichst genaues Ergebnis zu erzielen, wurde eine spezielle Probennahmetechnik angewendet: das Rohwasser wurde langsam auf den Boden einer Glasschliffflasche geleitet, wobei darauf geachtet wurde, dass keine Luftblasen eingeschlossen wurden. Nachdem die Glasschliffflasche gefüllt war, lief das überlaufende Wasser in eine Blechdose und anschließend in einen Eimer. Als die Blechdose mit dem Rohwasser überstaut war, wurde diese Luftdicht unter Wasser verschlossen. Auch hierbei wurde darauf geachtet, dass keine Luftblase eingeschlossen wurde.

Nach der gleichen Methode wurden, die neuen Brunnen Ebnet 1 und Ebnet 2 beprobt.

Die Proben wurden vom Spurenstofflabor Dr. Harald Oster in Wachenheim untersucht.


Abbildung 4: Probennahme für die FCWK-Analyse am Hungerbrunnen 2

<u>Berechnung des Alters aus den FCKW-Konzentrationen</u>

Entscheidende Größen bei der FCKW-Datierung sind die Bildungstemperatur und die Infiltrationshöhe (HINKLE & SNYDER 1997, CORCHO ALVARADO ET AL. 2005). Insbesondere in einem Einzugsgebiet wie dem der Dreisam kann die Neubildungshöhe und -temperatur auf Grund des Höhengradienten nur sehr schwer geschätzt werden, der Hauptanteil der Grundwasserneubildung könnte sowohl aus der Schneeschmelze im Schwarzwald, als auch aus der Infiltration des Niederschlages im Zartener Becken stammen.

Zur Datierung des Grundwassers wurden die Konzentrationen der FCKW-Isotope in der Atmosphäre für folgende Zeiträume herangezogen: FCKW F-12 seit 1942, F-11 seit 1951, F-113 seit 1972. Aus den gegebenen Bedingungen im Einzugsgebiet (Infiltrationshöhe und Neubildungstemperatur des Grundwassers) wurde mit dem Exponential- und dem Piston-Flow Modell die Akkumulation im Grundwasser berechnet. Durch die Anwendung beider Modelle kann ebenso der Typus der Grundwasserneubildung bestimmt werden.

3.1.2. Schwefelhexafluorid (SF₆)

Allgemeines

Schwefelhexfluorid (SF₆) ist ein farbloses, geruchloses, ungiftiges und stabiles Gas und wurde hauptsächlich anthropogen in die Atmosphäre eingetragen, es kann jedoch auch in geringeren Mengen aus natürlichen Quellen stammen.

SF₆ kommt meist zur Isolation von Hochspannungs-Schützen, in Transformatoren und als Schutzgas bei der Magnesiumschmelze während der Metallproduktion zur Anwendung. Die industrielle Produktion von SF₆ begann 1953, in Folge dessen stieg die jährliche Produktion von nahezu null 1953 auf 85700 t im Jahr 1995 (BUSENBERG & PLUMMER 2000).

Das SF₆ Mischungsverhältnis in der Atmosphäre steigt aus folgenden Gründen rasch an:

- 1. Hohe Lebensdauer von 1935 bis 3200 Jahren
- 2. Geringe Wasserlöslichkeit
- 3. Scheinbare hohe Stabilität im Boden
- 4. Mangel an natürlichen Senken

BUSENBERG & PLUMMER (2000) ermittelten eine Wachstumsrate der SF₆ Konzentration in der Atmosphäre von rund 6 % im Jahr.

SF₆ kann zur Datierung eines Grundwasserkörpers beziehungsweise bei sehr altem Grundwasser der jungen oder mittelalten Grundwasserkomponente herangezogen werden. Voraussetzung hierfür ist, dass das Grundwasser zum Zeitpunkt des Abflusses oder der Grundwasserneubildung mit der SF₆ Konzentration in der Atmosphäre im Gleichgewicht steht und es keine signifikanten SF₆ Quellen im Einzugsgebiet gibt.

Bei der Anwendung von SF₆ als Umwelttracer ist zu beachten, dass in magmatischen, vulkanischen und sedimentären Gesteinen sowie in hydrothermalen Wässern eine natürliche Erhöhung der SF₆ Konzentration auftreten kann. Wichtige Eigenschaften von SF₆ hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Altersdatierung ist die Tatsache, dass es im Grundwasser nicht mikrobiell abgebaut wird und nicht zur Sorption am organischen Material neigt (BUSENBERG & PLUMMER 2000).

Wie FCKW zeigt auch die Löslichkeit von SF₆ eine Abhängigkeit von der Neubildungstemperatur und -höhe. Diese Parameter können mit den Ergebnissen einer Edelgasanalyse korrigiert werden (CORCHO ALVARADO ET AL. 2005). Im Verhältnis zum theoretischen Lösungsgleichgewicht

beobachteten BAUER ET AL. (2001) einen maximalen Exzess des SF $_6$ Gehaltes im Grundwasser von 28 %.

Die Analytik von SF₆ ist heute mit einer Genauigkeit von weniger als 0,01 fmol/l möglich. Somit kann Grundwasser, das seit 1970 gebildet wurde, mit einer Sicherheit zwischen 1 und 3% datiert werden (BUSENBERG & PLUMMER 2000).

Probenahme

SF₆ wurde zusammen mit FCKW vom Spurenstofflabor Dr. Harald Oster in Wachenheim analysiert. Es erfolgte keine spezielle Probennahme für SF₆ (Beschreibung siehe oben).

<u>Berechnung des Alters</u>

Mit den Analysenergebnissen für SF₆ wurde nach der gleichen Methode verfahren mit den FCKW-Rohdaten (Beschreibung siehe oben). In der verwendeten Datei wird die Entwicklung der SF₆ Konzentration in der Atmosphäre seit 1961 berücksichtigt.

3.1.3. δ^{18} O Zeitreihe

Als zusätzlicher Umwelttracer kommt in dieser Arbeit das Sauerstoffisotop ¹⁸O zum Einsatz, so ist eine Unterscheidung der verschiedenen Grundwasserkomponenten möglich. Des Weiteren besteht die Möglichkeit die Verweilzeit der kurzfristigen, schnellen Grundwasserkomponente zu bestimmen. Beispielsweise führte THIROS & MANNING (2004) eine Trennung der Grundwasserkomponenten (Gebirge, Tal) mithilfe von ¹⁸O, ²H und der Abflussbildungstemperatur, die über die im Grundwasser gelösten Edelgase berechnet wurde, durch.

Die Nutzungsmöglichkeit des ¹⁸O-Isotopes zur Altersdatierung beruht auf der Tatsache, dass der Dampfdruck von isotopisch "leichtem" Wasser (¹H₂¹⁶O) höher ist als der von isotopisch "schwerem" (²H₂¹⁸O).

Dies hat zur Folge, dass bei allen Phasenübergängen (Verdunstung, Kondensation) und teilweise auch bei Lösungs- und Austauschvorgängen mit Isotopenfraktionierung mit einer Änderung des Isotopengehaltes zu rechnen ist.

Entsprechend der Temperaturabhängigkeit des Dampfdruckes ist die Isotopenfraktionierung auch eine Funktion der Temperatur. So kann unter anderem der Temperatur- und davon abgeleitet der Jahreszeiteneffekt bei der Isotopenfraktionierung beobachtet werden:

Im Winter kommt es auf Grund der geringeren Temperaturen zu einer Abreicherung, der Niederschlag wird isotopisch leichter als im Sommer (KÄSS 2004). Der entstehende Jahresgang der isotopischen Zusammensetzung des Niederschlages kann in verzögerter und abgeschwächter Form ebenso im Grundwasser wieder gefunden werden.

Die Niederschläge, die während der Zeitreihe gefallen sind, können in ihrer Isotopenzusammensetzung dem Sommer zugeordnet werden. Sie sind also isotopisch schwerer als im Winter.

Allgemeines

Auf Grund der unterschiedlichen Fließ- und Sickersysteme im Lockergestein setzt sich jede Grundwasserkomponente aus einem langfristigen (Monate bis viele Jahre) und einem kurzfristigen Anteil (wenige Tage bis Wochen) zusammen. So erscheinen beispielsweise die jahreszeitlichen Schwankungen des ¹⁸O-Signals im Niederschlag im Grundwasser gedämpft.

Über die Größe der jahreszeitlichen Schwankungen können Rückschlüsse auf das mittlere Alter des Grundwassers gezogen werden. Ist ein ausgeglichener zeitlicher Verlauf des δ^{18} O Gehaltes zu erkennen, so kann die schnelle Komponente (2 Jahre und jünger) im Einzugsgebiet vernachlässigt werden. Dieses Vorgehen ist allerdings nur sinnvoll wenn ausgeschlossen werden kann, dass zwei Komponenten vorliegen, die sich gegenseitig ausgleichen.

Neben der "Datierung" ist ein Vergleich der δ^{18} O Ganglinien des Grundwassers und eines Oberflächengewässers möglich. Über den Unterschied der beiden δ^{18} O Bereiche kann eine Abschätzung des Anteils an Uferfiltrat im Grundwasser erfolgen beziehungsweise die Frage geklärt werden, ob eine Interaktion zwischen Oberflächengewässer und der Grundwassermessstelle besteht oder nicht (HERDEG 1993).

Die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der δ^{18} O-Altersdatierung hängt von der Genauigkeit der Kenntnis der Inputfunktion und der Messgenauigkeit ab. Die Messgenauigkeit des Massenspektrometers im Institut für Hydrologie in Freiburg liegt im langjährigen Mittel bei 0,1 ‰. Bei Einzelmessungen ist ein Fehler von 0,15 ‰ anzunehmen.

Dargestellt werden die δ^{18} O-Werte als ein Verhältnis des gemessenen Wertes zum VSMOW (Vienna Standart Mean Ocean Water) Standart.

$$\delta^{18}O \equiv \frac{R_{\text{Pr}\,obe} - R_{S\,\tan\,dart}}{R_{S\,\tan\,dart}} \bullet 1000 \qquad (\text{Gleichung 1})$$

Um eine mögliche Interaktion zwischen der Dreisam und dem Hungerbrunnen 2 untersuchen zu können wurde eine dreimonatige Messkampagne durchgeführt. Hierzu wurde die Dreisam in Zarten und das Grundwasser am Hungerbrunnen 2 beprobt.

<u>Probenahme</u>

An der Dreisam war in Zarten vom 14. August 2006 bis zum 31. Oktober 2006 ein automatischer Probennehmer installiert. So konnte viermal (0h, 6h, 12h, 18h) am Tag eine Probe aus der Dreisam genommen werden. Das sechsstündige Intervall der Probenahme (Abb. 5) wurde gewählt, um in ausreichender Genauigkeit die Veränderung des δ^{18} O Gehaltes während eines Hochwassers erfassen zu können.



Abbildung 5: Probennahme für die $\delta^{18}O$ Messungen an der Dreisam in Zarten

Der Hungerbrunnen 2 wird dauerhaft durch die Badenova zur Trinkwassergewinnung genutzt, so dass die Pumpen durchgehend in Betrieb sind. Am Hungerbrunnen 2 (Abb. 6) wurde wochentags täglich eine Probe genommen.



Abbildung 6: Karte der Probennahmestellen für die δ^{18} O- und Leitfähigkeitsmessungen

Um den Analysenaufwand der δ^{18} O Bestimmung in Grenzen zu halten, wurde durchgehend die 12 h Probe aus der Dreisam/Zarten, sowie die tägliche Probe aus dem Hungerbrunnen 2 untersucht. Lediglich um die Reaktion des Grundwassers auf einen erhöhten Abfluss in der Dreisam untersuchen zu können, wurden während des Hochwasserdurchgangs alle vier Proben der Dreisam analysiert.

3.2. Verweilzeitmodelle

Eine methodische Möglichkeit, die Altersdatierung mittels Isotopen zu quantifizieren, stellen Transportmodelle dar. Mit Ihnen können über den Black-Box-Ansatz die Transportgeschwindigkeit und -eigenschaften des Tracers im Grundwasser in Abhängigkeit von der Fliessgeschwindigkeit und den Aquifereigenschaften ermittelt werden.

Entscheidend für die Anwendung eines hydraulischen Modells bei der Altersdatierung auf die gemessenen Umweltisotope ist die Frage, ob die Inputfunktion der Isotopengehalte zeitlich konstant (natürliche ¹⁴C, ³⁶Cl) war oder nicht (²H, ³H, ³He (aus ³H), ¹⁸O, "Bomben"- ¹⁴C und ⁸⁵Kr). Isotope bei denen keine zeitliche Abhängigkeit der Inputfunktion (¹³C, ¹⁵N, ³⁴S) angegeben werden kann, scheiden für die folgenden Modelle zur Grundwasserdatierung aus (KÄSS 2004).

3.2.1. Piston-Flow Modell

Das Piston-Flow Modell berücksichtigt nur die Konvektion beim Tracertransport im Grundwasser, wie sie beispielsweise in einem gespannten Aquifer annäherungsweise auftritt. Die Input-Konzentration wird nur, falls vorhanden, durch den radioaktiven Zerfall verringert. Es finden keinerlei Veränderungen der Konzentration durch Mischung, Dispersion, Diffusion oder sonstige Austauscheffekte statt (KÄSS 2004). Die einfachste Art und Weise der Altersdatierung ist laut RUPERT & PLUMMER (2004) mit dem Piston-Flow Modell möglich, da hier weder die Dispersion noch die Mischung der Wasserkomponenten berücksichtigt wird.

$$c(t) = c_0 \exp(-\lambda t)$$
 (Gleichung 2)

Mit:

c(t): Konzentration zum Zeitpunkt t co: Konzentration zum Zeitpunkt 0 λ : Abbaurate des Tracers

Mit Hilfe der Gleichung 2 kann das Alter des Wassers bestimmt werden.

3.2.2. Exponentialmodell

Das Exponentialmodell nimmt eine exponentielle Verteilung und vollkommene Mischung der Alterskomponenten im Grundwasser an. Die Mengenanteile der unterschiedlichen Niederschlagswässer verringern sich mit zunehmender Verweilzeit exponentiell (KÄSS 2004). Über die gemessene Konzentration des Tracers in der Probe kann die mittlere Verweildauer bestimmt werden.

Im Falle eines konstanten Inputs lautet die Formel dann:

$$\frac{c(t)}{c(0)} = \frac{1}{(1+\lambda t)}$$
 (Gleichung 3)

Mit:

c(t): Konzentration zum Zeitpunkt t co: Konzentration zum Zeitpunkt 0

 λ : Abbaurate des Tracers

Der hydraulische Gradient ist proportional zur Distanz. Um das Exponentialmodell korrekt anwenden zu können muss die Grundwassermessstelle über die gesamte Aquifermächtigkeit verfiltert sein. Nur so bekommt man eine vollständig durchmischte Probe, in der Wasser jeder Tiefe enthalten ist. (MALOSZEWSKI 1982, KÄSS 2004).

3.2.3. Dispersionsmodell

Als zusätzliche Transporteigenschaft wird im Dispersionsmodell (Gl. 4), längs des Grundwasserfließweges die hydrodynamische Dispersion angenommen. Die aus dieser Annahme entstehende Verteilung der Grundwasserfließzeiten zwischen dem Gebiet der Grundwasserneubildung und der Grundwasserprobennahmestelle wird durch die Dispersionsfunktion c(t) beschrieben, die als Parameter die mittlere Verweilzeit toi und den Dispersionsparameter D/vx enthält.

In den Grenzbereichen nähert sich das Dispersionsmodell an das Exponential- $(D/vx = \infty)$ bzw. das Piston-Flow (D/vx = 0) Modell an.

In einem homogenen Medium ist die Dispersionskonstante, D/v, annäherungsweise proportional zur Porenlänge (MALOSZEWSKI 1982, KÄSS 2004).

$$c_{i}(t) = \frac{M_{i}}{Q t \sqrt{4\pi \left(\frac{D}{vx}\right)_{i} \left(\frac{t}{t_{0i}}\right)^{3}}} * \exp\left[-\frac{\left(1 - \frac{t}{t_{0i}}\right)^{2}}{4\left(\frac{D}{vx}\right)_{i} \left(\frac{t}{z_{0i}}\right)}\right]$$
(Gleichung 4)

Mit:

- c(t): Konzentration zum Zeitpunkt t
- D: Dispersionskoeffizient
- M: Tracermasse

Q: Abfluss

- v: Fließgeschwindigkeit
- x: Fließstrecke

3.2.4. Binary-Mixing Modell

Das Binary-Mixing Modell ist ein sehr einfaches und wichtiges Modell um die Transportvorgänge in Festgesteinsaquiferen zu beschreiben. Im Modell wird junges mit altem Wasser gemischt. Es wird angenommen, dass das ältere Wasser frei vom untersuchten Tracer ist (PLUMMER ET AL. 2003).

Dementsprechend kann ähnlich wie bei der End-Member-Mixing Methode aus der Konzentration des Tracers im jungen Wasser dessen Alter bestimmt werden.

3.2.5. Advection-Dispersion Modell

Das Advection-Dispersion Modell stellt die Basisgleichung dar, um den Stofftransport zu modellieren und um das Kontaminationsrisiko abzuschätzen. Die Gleichung kann, entlang verknüpfter Grenzen, entweder analytisch oder numerisch gelöst werden.

Die Abbaurate des Schadstoffes ist abhängig von der Konzentration der gelösten Phase. Ist der Schadstoff sorbiert, wird er vermutlich keine Bioverfügbarkeit mehr aufweisen (LIU ET AL. 2004).

Die Gleichung beinhaltet eine konstante Dispersivität, diese wird durch das Konzept der Makrodispersion hervorgerufen (LIU ET AL. 2004, GOLDSTEIN ET AL. 2006).

$$v = \sqrt{\frac{4Dh \bullet \ln\left[\left(\frac{c_2}{c_1}\right)\sqrt{\frac{t_2}{t_1}}\right]}{t_1 - t_2}}$$

(Gleichung 6)

Mit:

v: Fließgeschwindigkeit
D: Dispersionskoeffizient
c1: Konzentration zum Zeitpunkt t1
c2: Konzentration zum Zeitpunkt t2

3.2.6. Diskussion der Modelle

Mit Hilfe des Piston-Flow Modells ist eine hohe Übereinstimmung zwischen den gemessenen Isotopendaten und der daraus resultierenden Altersbestimmung und der Berechnung des Alters möglich (DEHAY ET AL. 2004, PARK ET AL. 2002). Handelt es sich um ein komplexeres System so zeigt sich, dass die Altersdatierung mittels Isotopen nicht immer mit dem einfachen Piston-Flow Modell beschrieben werden kann, sondern ein differenzierteres Modell nötig wäre, das weitere Prozesse berücksichtigt (PARK ET AL. 2002, CORCHO ALVARADO ET AL. 2005).

RUPERT & PLUMMER (2004) verwendeten sowohl das Piston-Flow Modell als auch das Binary-Mixing Modell. Zur Altersdatierung wurden die Verhältnisse der Isotope FCKW F-113/ FCKW F-12, ³H/ FCKW F-12 und ¹⁴C/ FCKW F-12 herangezogen. Die Grundannahme war hier, dass im oberen Teil des Aquifers jüngeres Wasser als im unteren Teil sein wird. Dadurch wird während des Pumpens jüngeres mit älterem Wasser im Brunnen gemischt dieser Prozess sollte mit dem Binary-Mixing Modell dargestellt werden.

MANNING ET AL. (2005) führte eine Altersdatierung aus dem Verhältnis von Tritium zu 3-Helium Isotopen durch. Die Überprüfung des mittleren Alters mit dem Exponentialmodell führte zu einer Überschätzung des mittleren Alters von bis zu 13 Jahren.

Kombinationen aus dem Piston-Flow Modell und dem Exponentialmodell bevorzugten MORGENSTERN ET AL. (2004), und HOFMANN (2000).

Innerhalb der Kopplung kann der Anteil des durchmischten Wassers an der gesamten Wassermenge in Abhängigkeit von den Bedingungen eingestellt werden. Hiermit kann der Transport in einem Aquifer beschrieben werden, der teilweise einer vollkommenen Durchmischung unterliegt. Die Outputfunktion wird bei dieser Kombination durch die Lösung des Wellenintegrals beschrieben. Die Bestimmung der durchschnittlichen Verweilzeit erfolgt dann aus der Anpassung des Modells an die gemessenen Konzentrationen.

Zu beachten ist bei der Anwendung dieser Kombination, dass wenn der Mischungsanteil nicht durch hydrogeologische Informationen bestimmt werden kann, entweder zwei unabhängige Tracer zum Einsatz kommen müssen (³H, FCKW) oder zwei Beprobungen nötig sind (MORGENSTERN ET AL. 2004).

KATZ (2002) führte eine Altersdatierung im Karst mit den Isotopen FCKW F-11, FCKW F-113, ³H durch. Bei der Modellanpassung mit drei verschiedenen Modellen fiel folgendes auf: In Abhängigkeit vom Alter des Wassers sind die Modelle unterschiedlich gut geeignet. Das Exponentialmodell ermittelte zuverlässig die mittlere Verweilzeit des Grundwassers. Das Piston-Flow Modell konnte mit allen drei Tracern gut an Wässer mit einem durchschnittlichen Alter von ca. 25 Jahren angepasst werden. Gute Ergebnisse lieferte das Binary-Mixing Modell bei Proben mit einem hohen Anteil an sehr jungem Wasser, also wenn mehr als 50 % jünger als 5 Jahre alt waren.

Ein ähnliches Problem beschreiben PLUMMER ET AL. (2003): FCKW F-11 und FCKW F-12 zeigten in der Vergangenheit einen ähnlichen Verlauf und erreichten auch ihre Konzentrationshöhepunkte zu einer ähnlichen Zeit. Somit zeigen ebenso die angewendeten Modelle (Piston-Flow-, Exponential Mixing- und Binary-Mixing Modell) einen ähnlichen Kurvenverlauf. Jedoch geben die Modelle sehr unterschiedliche Altersverteilungen und Werte an.

Ein Nachteil des Advection-Dispersion Modells wird bei geringen Transportzeiten bemerkbar. Der sehr geringe Korrelationskoeffizient macht die Anwendung des Advection-Dispersion Modells in diesem Bereich fast unmöglich. Ebenso ist nur eine geringe Gültigkeit anzunehmen, wenn im Aquifer enge, miteinander verbundene Fliesswege dominieren. Dies gilt auch wenn die Heterogenität als gering anzunehmen ist. Mit dem Advection-Dispersion Modell simulierte Tracerwolken sind entweder symmetrisch oder in die Fließrichtung eingeregelt. So repräsentiert das Advection-Dispersion Modell nie die aktuelle asymmetrische Ausbreitung der Tracerwolke (LIU ET AL. 2004).

Aus der gegebenen Unsicherheit der unterschiedlichen Modelle kommt MAZOR & NATIVE (1992) zum Schluss, dass jede Methode bestimmte Fehler beinhaltet. Deshalb sollten zur Grundwasserdatierung mehrere Methoden angewendet werden, denn nur so könne eine relative Sicherheit in der Altersbestimmung erlangt werden.

3.2.7. Fazit

Auf Grund der bisherigen Studien zur Grundwasserdynamik im Zartener Becken kann davon ausgegangen werden, dass das Advection-Dispersion Modell hier keine gute Darstellung der Prozesse ermöglicht. Um auch über den Weg der Grundwasserneubildung durch das Modell Informationen zu erhalten, wird für diese Untersuchung sowohl das Piston-Flow Modell als auch das Exponentialmodell ausgewählt.

So ist es möglich zu erfahren, ob die Grundwasserneubildung flächenhaft (Exponentialmodell) über den Niederschlag direkt im Zartener Becken geschieht oder durch Randzuflüsse (Piston-Flow Modell) dominiert wird.

3.3. Analytische Grundwassermodellierung

Analytische Modelle stellen in der Grunderwassermodellierung eine Alternative zu den meist verwendeten numerischen Modellen wie beispielsweise Modflow dar:

Das Ziel der analytischen Modellierung ist die Entwicklung expliziter Berechnungsformeln, also der analytischen Lösung für alle Feldgrößen im Untersuchungsgebiet. Hierbei wird die funktionale Abhängigkeit der Berechnungsgrößen von den Parametern (Ort, Zeit, Eigenschaften) in Form mathematischer Formeln dargestellt. Der Zusammenhang wird durch Differentialgleichungen beschrieben. Die Anwendung analytischer Lösungsverfahren auf Transportprobleme setzt eine Reihe von Modellvereinfachungen voraus: es können nur lineare Differentialgleichungen (keine Temperatur- und Druckabhängigkeiten der Materialeigenschaften) und vereinfachte, symmetrische Modellgeometrien (Einzelund Parallelkluftsysteme) behandelt werden. Ebenso müssen Einschränkungen bei den Anfangs- und Randbedingungen hingenommen werden.

Gekoppelte Prozesse (Konvektion, hydraulisch-thermisch-mechanische Wechselwirkungen) und komplexe räumliche Modellgeometrien (Kluftnetzwerke) können besser mit einem numerischen Modell dargestellt werden.

Bei der Verwendung von analytischen Methoden können hydraulische Problemstellungen (Brunnenhydraulik) effizient mit der Potential- und Funktionentheorie behandelt werden. Die Basis der dispersionsfreien Näherung stellen Isochronen (Linien gleicher Laufzeit) dar, wie sie auch in der Hydraulik Anwendung finden. Zur Lösung des Transportproblems werden scharfe Grenzen zwischen kontaminierten und unbelasteten Aquiferbereichen angenommen (LEGE ET AL. 1996).

3.3.1. Analytik Element Methode

Die Analytik Element Methode ist eine analytische Methode, die Strömungsund Transportproblematik im Grundwasser bei der Modellierung zu lösen und basiert auf der Überlagerung von analytischen Funktionen (LEGE ET AL. 1996). Eine wichtige Grundlage der Analytik Element Methode ist die Depuit-Forchheimer Gleichung. Eine grundlegende Annahme ist hier, dass die Grundwasserfließgeschwindigkeit über die Tiefe nicht variiert. Somit wird das 3 dimensionale - zu einem 2 dimensionalen Problem (HAITJEMA, H.M. 1995)

Analytik Elements sind mathematische Funktionen, die im Unterschied zu vielen existierenden klassischen Lösungen nicht auf ein einziges

Randwertproblem beschränkt sind, eine Kombination ist durch mehrere Freiheitsgrade möglich.

Mit der Analytik Element Methode können instationäre und stationäre Fließbedingungen in heterogenen Aquifersystemen modelliert werden. Durch die zusätzliche Skalenunabhängigkeit der Modelle, sind der Methode theoretisch keine Grenzen gesetzt.

Ist der Super-Block Ansatz im verwendeten Modell integriert, können in Echtzeit die Strömungsverhältnisse modelliert werden. Der Super-Block Ansatz erhöht entscheidend die Rechnereffizienz eines Analytik Element Modells. Eine Voraussetzung für die Anwendung des Super-Block Ansatzes ist, dass die Mehrheit der analytischen Elemente im Modell harmonische Funktionen sind. Verwendet werden die Super-Blocks zur Verringerung der benötigten Rechnerleistung bei der Ermittlung der Koeffizienten, sowie zur Verringerung der Speicherkapazität bei der Erzeugung von Strömungslinien und Konturdiagrammen.

Somit ist es möglich effektiv mit diesen Modellen in großen Skalen (Niederlande: NAGROM (DELANGE 1991); the Twin Cities Metropolitan Model (SEABERG ET AL. 1997) zu arbeiten (STRACK 1999, 2001, STRACK ET AL. 1999).

LUTHER & HAITJEMA (1999) zeigten, dass die Grundwasseroberfläche in der Umgebung einer oder mehrerer Brunnen mit einem iterativen Prozess beschrieben werden kann. Hierbei wird unterstützend ein analytisches Element, das sich außerhalb des Strömungsbereiches befindet, verwendet.

3.3.2. WhAEM 2000

WhAEM 2000 ist ein freizugängliches Grundwassermodell, das in homogenen, ungeschichteten Aquiferen den stationären Grundwasserfluss und die advektiven Strömungslinien modelliert. Konzipiert wurde das Programm, um das Einzugsgebiet, unter Berücksichtigung des Wasserschutzgebietes, von Trinkwasserbrunnen darstellen zu können.

Die graphische Benutzeroberfläche von WhAEM 2000 wurde in Visual Basic von Vic Kelson geschrieben. Das Fortran Lösungssystem basiert auf dem Code ModAEM von Vic Kelson. Durch die Ergänzung des Modells mit dem GFLOW Lösungssystem von Henk Haitjema können auch Heterogenitätselemente und Verweilzeit bestimmende Elemente im Modell berücksichtigt werden.

WhAEM 2000 basiert auf der Analytik Element Methode und enthält folgende Elemente:

- Punktabfluss für Brunnen
- Linienhaften Abfluss für Flüsse
- Linienhafte undurchlässige Elemente für undurchlässige Grenzen
- Einheitliche Abfluss Funktionen um entfernte Grenzen zusammenzuführen
- Niederschlagsfunktion um eine konstante Grundwasserneubildung simulieren zu können

WhAEM 2000 unterstützt die Darstellung des Entnahmebereiches des Trinkwasserbrunnens, die (1) auf einer berechneten Radien-Methode für Brunnen basiert; (2) auf einer einheitlichen Abfluss Methode, bei der weiter entfernte Ausgangspunkte des Wassers zu einer einzigen Funktion komprimiert werden; und (3) eine geohydrologische Modellierung, die den Einfluss der hydrologischen Grenzen wie Flüsse oder Seen beinhaltet.

Die Auflösung der Strömungslinien durch den Brunnenradius in Bezug auf die Verweilzeit liefert die Basis des Entnahmetrichters (KRAEMER 2001).

Folgende Elemente des Modells sind bei der Modellierung behilflich, als Output eine Aussage über das Altersspektrum des Grundwassers zu erhalten:

Particle-Tracking ist eine Methode mit der Grundwasserfließwege simuliert werden können. Hierbei wird der Fließweg eines Wasserteilchens in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten, der hydraulischen Leitfähigkeit und der effektiven Porosität berechnet. Das Modell gibt den Startpunkt, die Endposition, die Transportzeit und die Fließgeschwindigkeit aus. Mit dieser Methode kann der Fließweg des Wasserteilchens entweder vorwärts dem Gradienten folgend oder rückwärts dem Neubildungspunkt entgegen, verfolgt werden (HINKLE & SNYDER 1997).

Da für die Fließgeschwindigkeit analytische Ausdrücke verwendet werden und die Geschwindigkeitskomponenten nicht durch Interpolation diskreter Punkte gewonnen werden, kann das Particle-Tracking mit einem hohen Präzisionsgrad ausgeführt werden.

In WhAEM 2000 kann zudem angegeben werden, in welcher Tiefe das Teilchen in den Grundwasserkörper eingesetzt werden soll. Wird keine Tiefe eingegeben, so startet das eingesetzte Teilchen an der Oberfläche der gesättigten Zone.

Ein **Rückwärtsgerichtetes Particle-Tracking** ist in WhAEM 2000 von Brunnen aus möglich. Mit dieser Methode kann das Einzugsgebiet einer Trinkwasserfassung abgegrenzt werden. Mit den, über das Particle-Tracking gesammelten, Informationen kann nicht nur auf das Alter des Grundwassers geschlossen werden, sondern auch auf die Fließwege im Grundwasserleiter. Es besteht also die Möglichkeit, mit dieser Methode den Weg einer Schadstofffahne und deren Geschwindigkeit zu ermitteln.

Mit Hilfe der **Flux Inspection Line** kann ermittelt werden, wie viel Wasser eine bestimmte Stelle innerhalb des Grundwasserkörpers während des Modelllaufes passiert. Das Modell gibt einen positiven Wert aus, wenn das Wasser die Linie, vom Startpunkt aus gesehen, von links nach rechts überquert hat, einen negativen Wert, wenn die Fließrichtung entgegengesetzt ist.

Tic Marks geben für jeden Strömungsfaden einzustellende Zeitintervalle an. Bei einem Modelllauf über einen größeren Zeitraum, kann die Fließstrecke eines Partikels innerhalb kleinerer zeitlicher Intervalle angezeigt werden.

3.4. Fazit und Definition der Methode

In dieser Diplomarbeit wird über eine Bestimmung des Altersspektrums des Grundwassers versucht, die hydrodynamische Gefährdung eines Trinkwasserbrunnens zu quantifizieren. Hierzu werden Proben in Zarten, Proben aus der Dreisam, sowie Grundwasserproben am Hungerbrunnen 2 genommen und auf die natürlichen Tracer ¹⁸O, FCKW und SF₆, sowie die Leitfähigkeit und die Temperatur untersucht. Die gesammelten Daten werden eine Aussage über die Alterskomponenten des Grundwassers und Interaktion zwischen dem einer eventuellen der Dreisam und Hungerbrunnen 2 ermöglichen.

Zur Auswertung der gemessenen FCKW und SF6 Konzentration wird unter Berücksichtigung der Neubildungstemperatur und -höhe sowohl das Piston-Flow Modell als auch das Exponentialmodell herangezogen.

Mit Umwelttracern (hier: FCKW, SF₆) kann nur eine Aussage über das mittlere Alter eines Grundwasserkörpers gemacht werden. Im Projekt ERGO ist es wichtig das Verweilzeitspektrum des Grundwassers zu kennen, aus dem dann das Volumen der verschiedenen Grundwasserkomponente und somit auch eine zugehörige Schadstoffkonzentration im Ernstfall berechnet werden kann.

Durch die Kombination der oben beschriebenen Methoden wird in dieser Arbeit wie folgt mit WhAEM 2000 eine Verweilzeitverteilung für den Hungerbrunnen 2 ermittelt:

Mit Hilfe des rückwärtsgerichteten Particle-Trackings kann eine Fließzeitverteilung für einzelne Strömungsfäden des Hungerbrunnens 2 ermittelt werden. Tic Marks zeigen hierbei nach dem Modelllauf den Aufenthaltspunkt der markierten Wasserpakete in Abhängigkeit der Fließzeit an. Mit der Methode "Flux Inspection Line" werden Linien gleicher Fließzeit um den Brunnen herum gelegt, die nach einem weiteren Modellauf den Durchfluss in m³/Tag angeben. Der Volumenstrom, der die Flux Inspection Lines passiert, wird in weiterer Entfernung zum Brunnen kleiner. Die entstehende Volumendifferenz zwischen den Flux Inspection Lines entspricht der "Grundwasserneubildung" in diesem Bereich und kann einer Verweilzeit im Aquifer bis zum Erreichen des Brunnens zugeordnet werden. Werden die Volumendifferenzen gegen die Zeit, die zum Erreichen des Brunnens benötigt wird, aufgetragen, entsteht eine Verweilzeitverteilung. Aus dieser kann dann in Abhängigkeit des Fördervolumens berechnet werden, wie groß der Anteil des Wassers ist, das einer bestimmten Verweilzeit entspricht.

Aus dem Verweilzeitspektrum, das aus dem Modellergebnis von WhAEM 2000 ermittelt wurde, wird dann unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Isotopenuntersuchung eine exemplarische Zeit-Schadprognose für den Hungerbrunnen 2 erstellt.

In diesem Kapitel werden die Analysenergebnisse der im Untersuchungszeitraum zwischen dem 14. August und dem 31. Oktober 2006 genommenen Proben dargestellt und ausgewertet.

4.1. SF₆ und FCKW

Mit den Isotopen SF₆ und FCKW kann auf Grund der ähnlichen Entwicklung der Konzentrationen beider Gase in den vergangenen Jahren die gleiche Grundwasserkomponente datiert werden, somit werden im Folgenden die Analysenergebnisse zusammen dargestellt.

Um einen besseren Überblick über die Prozesse und die Altersverteilung im Grundwasser zu gewinnen, wurde für diese Analyse nicht nur der Hungerbrunnen 2 (HU 2), sondern auch zwei neue Brunnen beprobt. Die beiden neuen Brunnen (NB 1 und NB 2) befinden sich in Richtung Dreisam in unmittelbarer Nähe des Hungerbrunnen 2. Einer der beiden Brunnen wird künftig der Trinkwassergewinnung dienen.

4.1.1. Analysenergebnis

In der Tabelle 2 sind die gemessenen Konzentrationen der FCKW Isotope und von SF₆ dargestellt.

Tabelle 2: FCKW und SF₆ Konzentrationen am 14.8.2006 am Hungerbrunnen 2 und 2 neuen Brunnen

	FCKW	SF ₆ Konz.		
	F-12	F-11	F-113	[fmol/l]
NB 1	22 ± 5	10 ± 2	$0,6 \pm 0,1$	$2,0 \pm 0,3$
NB 2	13 ± 3	9 ± 2	$0,6 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,2$
HU 2	9 ± 1	13 ± 3	$0,7 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,2$

Auf den ersten Blick zeigen die Analysenergebnisse, dass das Grundwasser der 3 Probennahmestellen im weitesten Sinne der gleichen Hydrogeographischen Einheit entspringt und ähnlichen Bildungsbedingungen ausgesetzt war. Insbesondere die SF₆ und F-113 Konzentrationen der 3 Probennahmestellen weisen innerhalb der angegebenen Fehlertoleranz quasi identische Werte auf: Mit einem Unsicherheitsbereich von 0,1 pmol/l liegen die F-113 Konzentrationen zwischen 0,6 pmol/l und 0,7 pmol/l. Die SF6 Konzentrationen liegen mit einer Unsicherheit von 0,2 fmol/l bis 0,3 fmol/l zwischen 2,0 fmol/l und 1,7 fmol/l.

Bei der Betrachtung der F-12 und F-11 Konzentrationen fallen gewisse Schwankungen, über den Unsicherheitsbereich hinaus, zwischen den Brunnen auf. So variieren die F-12 Konzentrationen zwischen 9 pmol/l (Hungerbrunnen 2) und 22 pmol/l (Neuer Brunnen 1).

Schwankungen zwischen 9 pmol/l (Neuer Brunnen 2) und 13 pmol/l (Hungerbrunnen 2) sind bei den F-11 Konzentrationen zu verzeichnen.

Für die weitere Auswertung sollte beachtet werden, dass die heutigen F-11 Konzentrationen bei 6,63 pmol/l und die Konzentrationen von F-12 in der Atmosphäre bei 3,07 pmol/l liegen. Das bedeutet, dass das beprobte Grundwasser im Zartener Becken eine erhöhte Konzentration der FCKW-Formen F-12 und F-11 aufweist. Somit können in dieser Arbeit die FCKW-Isotope F-11 und F-12 nicht zur Altersdatierung des Grundwassers verwendet werden. Es verbleibt die Möglichkeit der Altersdatierung des Grundwassers mit F-113 und SF6.

4.1.2. Fazit

Anhand der relativ hohen Werte der Rohdaten der SF₆ und F-113 Konzentrationen kann bereits vermutet werden, dass es sich um ein junges Grundwasser im nördlichen Zartener Becken handelt.

Zur Altersdatierung und Auswertung der gemessenen SF_6 und F-113 Konzentrationen wurden diese gegeneinander aufgetragen und mit der theoretischen Verteilung des Exponential- und Piston-Flow Modelles verglichen.

Die Neubildungshöhe, wie auch die Neubildungstemperatur, des Grundwassers haben einen starken Einfluss auf die im Grundwasser gelöste Menge der Isotope (vergleiche Kap. 3.1.1 und 3.1.2), weshalb mit diesen Parametern die angewendeten Modelle kalibriert wurden. So konnte durch die Änderung der Neubildungshöhe und -temperatur die Kurve des Exponential- und des Piston-Flow Modelles zur Deckung gebracht werden. Mit der Annahme einer Neubildungshöhe von 600 mNN und einer Neubildungstemperatur von 8 °C ist dieses Ziel im Untersuchungsgebiet zu erreichen. Die Messergebnisse können nun zu den theoretischen Verteilungen in Bezug gesetzt werden.

In Abbildung 7 ist zu sehen, dass die Analysenergebnisse der drei beprobten Brunnen weder auf der Kurve des Piston-Flow- noch des Exponentialmodelles liegen.

Das bedeutet, dass im Zartener Becken die Grundwasserneubildung weder hauptsächlich flächenhaft über den Niederschlag noch hauptsächlich an den Rändern des Zartener Beckens stattfindet.

Dies deutet darauf hin, dass wie bereits frühere Studien besagten (Kap. 2.6) die Grundwasserneubildung im Zartener Becken durch das Uferfiltrat der zahlreichen Fließgewässer bestimmt wird.

Die Variation der FCKW F-113 Konzentrationen ist weitaus größer als die der SF₆Konzentration. Somit sollte neben der Erhöhung der Konzentrationen der FCKW F-11 und F-12 Isotope von einer leichten Erhöhung der FCKW F-113 Konzentration ausgegangen werden.

Die gemessenen SF₆ Konzentration weisen dahingegen an allen drei Messstellen ähnliche Werte auf und befinden sich innerhalb des jeweiligen Messunsicherheitsbereiches. Weiter liegen die Messwerte innerhalb des Plausibilitätsbereiches, der durch die angewendeten Modelle vorgegeben wird.



Abbildung 7: F-113 und SF₆ Konzentration am Hungerbrunnen 2 sowie den beiden Neuen Brunnen

Die SF₆ Konzentrationen zeigen eine mittlere Verweilzeit des Grundwassers im nördlichen Zartener Becken zwischen 2 und 5 Jahren auf.

4.2. Variation der δ^{18} O-Werte

Die ermittelten δ^{18} O-Werte wurden in Form einer Zeitreihe für die gesamte Probennahmedauer, als auch für einzelne Abflussereignisse ausgewertet. Hierfür wurden 5 Abflussereignisse ausgesucht, die im Folgenden einzeln besprochen werden.

4.2.1. Zeitreihe (14.08. - 31.10.2006)

Die Zeitreihe der δ^{18} O-Werte (Abb. 8) zeigt die ermittelten Daten der Dreisam bei Zarten, sowie des Hungerbrunnen 2. Der Abfluss wurde am Pegel Ebnet gemessen, die Stundenwerte des Niederschlags an der vom Institut für Hydrologie betriebenen Klimastation St. Wilhelm.

In der vom 14. August bis zum 31. Oktober 2006 dauernden Zeitreihe lagen die δ^{18} O-Werte der Dreisam zwischen -8,79 ‰ und -9,82 ‰. Die Standard-Abweichung um den Mittelwert von -9,42 ‰ beträgt 0,19 ‰. Am Hungerbrunnen 2 war eine deutliche Variation über den Unsicherheitsbereich der δ^{18} O Messung von 0,15 ‰ hinaus zu sehen: Die gemessenen δ^{18} O Werte schwanken zwischen -9,37 ‰ und -8,99 ‰. Die Standardabweichung um den Mittelwert von -9,21 ‰ beträgt 0,09 ‰.

An den Bereichen der δ^{18} O-Werte von Dreisam und Hungerbrunnen 2 ist zu erkennen, dass es keinen deutlichen Unterschied zwischen der isotopischen Zusammensetzung der Dreisam und des Grundwassers gibt. Zwar ist das Wasser während der Beobachtungsperiode im Mittel in der Dreisam leichter als im Hungerbrunnen 2, jedoch schließen die Schwankungen der Dreisam den δ^{18} O-Wertebereich des Hungerbrunnens ein.

Im **August** ist ein deutlicher kontinuierlicher Schwankungsverlauf im Hungerbrunnen 2 zu erkennen. Die Werte der Dreisam unterscheiden sich nicht durchgehend signifikant von den Messergebnissen im Hungerbrunnen 2 und sind im Vergleich sowohl höher als auch niedriger.

Im **September** können deutliche Reaktionen der δ^{18} O-Werte in der Dreisam während der Abflussereignisse erkannt werden. Des Weiteren ist im Verhältnis zum 18-O-Verlauf im August eine Veränderung im Hungerbrunnen 2 zu beobachten. Hier sind die δ^{18} O-Werte im Schnitt etwas leichter geworden

Der Anstieg der δ^{18} O-Werte in der Dreisam zwischen den Ereignissen 2 und 3 (Beschreibung der Ereignisse siehe unten) ist im Zeitraum vom 12. bis zum 17. September besonders auffallend. Die δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 steigen in diesem Zeitraum nicht signifikant über den Unsicherheitsbereich hinaus an.



Abbildung 8: Verlauf der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam während des gesamten Untersuchungszeitraumes

Im **Oktober** zeigte sich bezüglich der hydrologischen Situation im Vergleich zum September ein stark abweichendes Bild. Während im September ein Abflussereignis dem nächsten folgte, ist hier nach einem großen Ereignis (Ereignis 5) Anfang Oktober knapp 3 Wochen lang kein Niederschlag mehr gefallen, wodurch sich ein anders Bild der isotopischen Zusammensetzung von Dreisam und Grundwasser darstellt. Auf das Ereignis reagiert die Dreisam mit ansteigenden und wieder fallenden δ^{18} O-Werten. Im Hungerbrunnen 2 ist eine schwache aber kontinuierliche Abnahme der δ^{18} O-Werte zu verzeichnen. Während der nahezu niederschlagsfreien Zeit ist ein deutlicher Unterschied zwischen den δ^{18} O-Werten der Dreisam und des Hungerbrunnens 2 zu erkennen, wobei die isotopische Zusammensetzung der Dreisam leichter ist als die des Grundwassers.

Vor erneutem Niederschlagsbeginn am 22.10.06 steigen die δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 über den Unsicherheitsbereich hinaus an, fallen dann im weiteren Verlauf wieder ab. In der Dreisam steigen die δ^{18} O-Werte kontinuierlich in diesem Zeitraum bis zum 29.10.06 an um dann wieder abzufallen.

4.2.2. Ereignis 1 (28.08. - 05.09.2006)

Das Ereignis 1 dauerte vom 28. August bis zum 5. September 2006 (Abb.9). Insgesamt fielen 48,4 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten Niederschlagsmenge betrug 3 mm. Der Abfluss stieg von 12 m³/s auf 42 m³/s an.

Simultan zum Abfluss steigt der δ^{18} O-Wert zu Beginn des Ereignisses in der Dreisam von -9,44 ‰ auf -9,08 ‰ an, um dann wieder auf -9,29 ‰ zu sinken. Mit einer 13-stündigen Verzögerung, im Verhältnis zum Abflusspeak, erreicht dann der δ^{18} O-Wert mit -8,81 ‰ sein Maximum.

Ebenso sind im weiteren Verlauf des Ereignisses Reaktionen der δ^{18} O-Werte in der Dreisam auf die einzelnen Niederschlagsintervalle zu verzeichnen.

Auf einen Niederschlagspeak folgt ein Absinken des δ^{18} O-Wertes und daraufhin ein Anstieg über die Unsicherheitsgrenze hinaus. Entsprechend der geringeren Niederschlagsmenge ist hier im Verhältnis zum ersten Niederschlagspeak die folgende Änderung des δ^{18} O-Wertes geringer (von - 9,13 ‰ auf -9,29 ‰ auf -9,17 ‰). Der Niederschlag endete am 30. August um 16 Uhr. Eine erneute Schwankung kann in der Zeit zwischen dem 31. August um 6 Uhr und dem 1. September um 0 Uhr beobachtet werden: hier sinkt der δ^{18} O-Wert vorerst von -9,17 ‰ auf -9,41 ‰ um anschließend wieder auf - 9,26 ‰ anzusteigen und in der Folge bis zum 2. August, 12 Uhr auf -9,58 ‰ zu sinken.

Am Hungerbrunnen 2 kann ebenso eine Veränderung der δ^{18} O-Werte verbucht werden: Noch am 29. August kann nur eine geringe Änderung der δ^{18} O-Werte zum 28. August analysiert werden (-9,35 ‰; -9,33 ‰), am 30. August steigt der δ^{18} O-Wert auf -9,11 ‰ an. In den folgenden zwei Tagen sinkt der δ^{18} O-Wert auf -9,20 ‰ ab und bleibt konstant auf diesem Niveau.



Abbildung 9: Änderung der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 1



Abbildung 10: Änderung der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 2

4.2.3. Ereignis 2 (07.09. - 13.09.2006)

Das Ereignis 2 dauerte vom 7. bis zum 13. September 2006 (Abb.10). Insgesamt fielen 67,7 mm Niederschlag, die höchste Niederschlagsmenge innerhalb 10 Minuten betrug 17 mm. Der Abfluss stieg von 3,3 m³/s auf 30,4 m³/s an. Hierbei ist zu beachten, dass die Niederschlagsmenge und verteilung nicht für dieses Abflussereignis repräsentativ ist, da an der Klimastation St. Wilhelm ein extrem lokales Niederschlagsereignis im Brugga Einzugsgebiet aufgenommen wurde. Die Brugga mündet westlich der Probennahmestelle in die Dreisam. Die Niederschlagsstation Schweizerhof fiel in diesem Zeitraum aus, so dass diese Werte nicht verwendet werden konnten.

Zu Beginn des Ereignisses sinkt der δ^{18} O-Wert in der Dreisam von -9,51 ‰ auf -9,74 ‰. Eine eindeutige Reaktion auf den Niederschlag zeigt die erste Probe mit einem δ^{18} O-Wert von -9,03 ‰, noch vier Stunden später hat sich dieser Wert mit -9,06 ‰ nicht stark verändert. Im weiteren Verlauf fallen die Werte kontinuierlich bis auf -9,6 ‰ am 9. September um 6 Uhr ab. Anschließend steigt der δ^{18} O-Wert wieder auf -9,4 ‰.

Am Hungerbrunnen 2 ist in diesem Zeitraum auf Grund der geringen Datengrundlage nur eine schwache Reaktion über den Unsicherheitsbereich hinaus zu erkennen. Der δ^{18} O-Wert steigt im Ereigniszeitraum von -9,37 ‰ vor dem Niederschlag auf -9,19 ‰ nachher an. Zu beachten ist hier allerdings, dass keine Messwerte vom 9. und 10. September vorhanden sind. Dadurch kann eine mögliche Reaktion des Hungerbrunnens 2 nicht beschrieben werden.

4.2.4. Ereignis 3 (17.09. - 24.09.2006)

Das Ereignis 3 dauerte vom 17. bis zum 24. September 2006 (Abb.11). Insgesamt fielen 97,8 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten-Niederschlagsmenge betrug 4,4 mm. Der Abfluss stieg von 1,8 m³/s auf 90,6 m³/s an. Dieses Ereignis war das Größte während des Probennahmezeitraumes und entsprach einem 10jährigen Hochwasser am Pegel Ebnet.

Zu Beginn des Niederschlagereignisses ist ein Anstieg des δ^{18} O-Wertes von -9,56 ‰ auf -9,07 ‰ zu sehen. Der δ^{18} O-Wert sinkt im weiteren Verlauf nach einem weiteren Anstieg auf -9,16 ‰ bis auf -9,50 ‰. Weitere zwei Maxima des δ^{18} O-Wertes treten noch am 19. September um 6 Uhr mit -9,27 ‰ und am 20. September um 6 Uhr -9,31 ‰ auf. Im folgendem sinkt der δ^{18} O-Wert noch einmal auf -9,61 ‰ um dann im weiteren Verlauf konstant im Unsicherheitsbereich um -9,50 ‰ zu verbleiben.

Für die Auswertung von diesem Ereignis stehen keine Proben vom Hungerbrunnen 2 kurz vor dem Ereignis zur Verfügung, sondern erst ab dem 19. September. Bis zum 21. September bewegen sich die Schwankungen der δ^{18} O-Werte innerhalb des Unsicherheitsbereiches zwischen -9,23 ‰ und -9,15 ‰. Eine Reaktion ist allerdings am 22. September zu erkennen, hier sinkt der δ^{18} O-Wert auf -9,33 ‰ ab.



Abbildung 11: Änderung der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 3

4.2.5. Ereignis 4 (25.09. - 29.09.2006)

Das Ereignis 4 dauerte vom 25. bis zum 29. September 2006 (Abb. 12). Insgesamt fielen 31,8 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten-Niederschlagsmenge betrug 3,3 mm. Der Abfluss stieg von 5,8 m³/s auf 18,3 m³/s an.

Während des ersten Abflusspeaks ist bei den δ^{18} O-Werten keine Änderung über den Unsicherheitsbereich hinaus zu erkennen. Anschließend ist dann ein deutlicher Anstieg des δ^{18} O-Wertes von -9,6 ‰ auf -9,14 ‰ zu sehen. Nach einem Abfall auf -9,52 ‰ steigt dann der δ^{18} O-Wert bis zum 26. September um 18 Uhr auf -8,79 ‰ an. Im weiteren Verlauf fallen die δ^{18} O-Werte wieder bis auf -9,31 ‰.

Die δ^{18} O-Werte der Proben vom Hungerbrunnen 2 schwanken innerhalb des Unsicherheitsbereiches, so dass im Zeitraum bis einschließlich des 28. Septembers keine Reaktion auf das Ereignis zu erkennen ist. Die δ^{18} O-Werte der Proben befinden sich zwischen -9,36 ‰ und -9,27 ‰.



Abbildung 12: Änderung der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 4



Abbildung 13: Änderung der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 5

4.2.6. Ereignis 5 (04.10. - 11.10.2006)

Das fünfte und zweitgrößte Ereignis der Untersuchungsperiode dauerte vom 4. bis zum 11. Oktober 2006 (Abb.13). Insgesamt fielen 55,3 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten- Niederschlagsmenge betrug 2,1 mm. Der Abfluss stieg von 18 m³/s auf 78,9 m³/s an.

Vor dem Niederschlagsbeginn wies das Wasser der Dreisam einen δ^{18} O-Wert von -9,38 ‰ auf. Mit dem andauernden Niederschlag und dem Anstieg des Abflusses steigt ebenso der δ^{18} O-Wert bis auf -9,12 ‰ an, wobei dieses Maximum vor dem Abflussmaximum erreicht wurde. Anschließend sinkt der δ^{18} O-Wert bis auf -9,30 ‰, um direkt wieder auf -9,22 ‰ zu steigen. Im weiteren Verlauf kann eine Verringerung des δ^{18} O-Wertes bis auf -9,56 ‰ bzw. -9,52 ‰ erkannt werden.

Nach der, durch eine Versandung ausgelösten, Messpause in der Dreisam stieg am 6. und 7. Oktober der δ^{18} O-Wert von -9,52 ‰ auf -9,30 ‰ an. Anschließend verbleibt die δ^{18} O-Werte innerhalb des Unsicherheitsbereiches auf zirka -9,50 ‰.

Die Proben vom Hungerbrunnen 2 zeigen die δ^{18} O-Werte bis zum 6. Oktober einen geradlinigen und konstanten leicht abnehmenden Verlauf zwischen -9,13 ‰ und -9,25 ‰. Diese Änderung liegt noch im Unsicherheitsbereich der Isotopenmessung.

Im weiteren Verlauf konnte nach einer Unterbrechung der Probennahme zwischen dem 9. und 11. Oktober höheres Niveau der δ^{18} O-Werte (-9,13 ‰ bis -9,04 ‰) beobachtet werden.

4.3. Variation der Leitfähigkeit

Bei der Auswertung der Leitfähigkeitsmessungen wurde nach dem gleichen Schema vorgegangen wie zuvor bei den δ^{18} O-Werten.

4.3.1. Zeitreihe (14.08. - 31.10.2006)

Während des Beprobungszeitraumes zwischen dem 14. August 2006 und dem 31. Oktober 2006 variiert die Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 zwischen 173 μ S/cm und 303 μ S/cm (Abb. 14). Der Mittelwert beträgt bei einer Standardabweichung von 30,5 μ S/cm, 208 μ S/cm. In Zarten in der Dreisam variiert die Leitfähigkeit zwischen 90 μ S/cm und 158 μ S/cm. Der Mittelwert der Leitfähigkeit der Dreisam beträgt innerhalb des Beprobungszeitraumes 115 μ S/cm, die Standardabweichung 13,6 μ S/cm.

Die Bereiche in denen sich die Schwankungen der Leitfähigkeit in der Dreisam und im Hungerbrunnen 2 bewegen, sind gut voneinander zu unterscheiden.



Abbildung 14: Verlauf der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam während des gesamten Untersuchungszeitraumes

Deutliche Reaktionen auf die Abflussereignisse zeigt das Grundwasser am Hungerbrunnen 2 vor allem durch einen Anstieg der Leitfähigkeit. Einen deutlichen Abfall unter das "normale" Niveau der Leitfähigkeit am Hungerbrunnen 2 kann innerhalb der Beobachtungsperiode nicht erkannt werden.

In der Dreisam kann bei großen Abflussereignissen eine Verringerung der Leitfähigkeit infolge des Verdünnungseffektes beobachtet werden.

4.3.2. Ereignis 1 (28.08. - 05.09.2006)

Das Ereignis 1 dauerte vom 28. August bis zum 5. September 2006 (Abb.15). Insgesamt fielen 48,4 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten-Niederschlagsmenge betrug 3 mm. Der Abfluss stieg von 12 m³/s auf 42 m³/s an.

Am Verlauf der Leitfähigkeitswerte in der Dreisam ist als erste Reaktion eine Verringerung der Leitfähigkeit von 148 μ S/cm auf 126 μ S/cm zu erkennen. Darauf folgt ein Anstieg auf 158 μ S/cm und ein erneuter Abfall auf 111 μ S/cm. Während des zweiten Niederschlagintervalls pendelt die Leitfähigkeit über 20 Stunden hinweg zwischen 140 μ S/cm und 122 μ S/cm. Im weiteren Verlauf des Ereignisses werden die Schwankungen der Leitfähigkeiten größer (132 μ S/cm bis 109 μ S/cm). Am 2. September, also 2,5 Tage nach dem letzten Niederschlag verschwinden diese Schwankungen und die Leitfähigkeit beträgt noch 104 μ S/cm.

Die Proben vom Hungerbrunnen 2 weisen eine relativ konstante Leitfähigkeit von ungefähr 200 μ S/cm das gesamte Ereignis hindurch auf. Lediglich am 31. August, also zweieinhalb Tage nach dem Abflusspeak stieg die Leitfähigkeit auf 235 μ S/cm an.

4.3.3. Ereignis 2 (07.09. - 13.09.2006)

Das Ereignis 2 dauerte vom 7. bis zum 13. September 2006 (Abb. 16). Insgesamt fielen 67,7 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten-Niederschlagsmenge betrug 17 mm. Der Abfluss stieg von 3,3 m³/s auf 30,4 m³/s an. Zur Problematik der Niederschlagsmenge und -verteilung siehe oben.

Zu Beginn des Ereignisses sinkt die Leitfähigkeit in der Dreisam von 130 μ S/cm auf 105 μ S/cm. Während des Abflussereignisses schwankt die Leitfähigkeit dann zwischen 132 μ S/cm und 106 μ S/cm. Am Ende des Ereignisses erreichte die Leitfähigkeit einen Wert von 119 μ S/cm.



Abbildung 15: Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 1



Abbildung 16: Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 2

Wie bereits bei den δ^{18} O-Werten ist auch hier durch die geringe Probenanzahl nur eine vage Aussage über den Einfluss des Niederschlages auf die Leitfähigkeit am Hungerbrunnen 2 möglich. Es kann jedoch ein Anstieg der Leitfähigkeit von 188 µS/cm vor dem Niederschlag auf 201 µS/cm am 12. September erkannt werden. Am 13. September, 6 Tage nach dem Niederschlag, konnte eine Leitfähigkeit von 249 µS/cm gemessen werden.

4.3.4. Ereignis 3 (17.09. - 24.09.2006)

Das Ereignis 3 dauerte vom 17. bis zum 24. September 2006 (Abb. 17). Insgesamt fielen 97,8 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten-Niederschlagsmenge betrug 4,4 mm. Der Abfluss stieg von 1,8 m³/s auf 90,6 m³/s an. Dieses Ereignis war das Größte während des Probennahmezeitraumes und entsprach einem 10jährigen Hochwasser am Pegel Ebnet.

Während des ersten Niederschlagsintervalls und ersten Abflusspeak sinkt die Leitfähigkeit in der Dreisam von 125 μ S/cm auf 105 μ S/cm. Noch vor dem erreichen des Maximalen Abflusses steigt die Leitfähigkeit auf 133 μ S/cm an, um dann auf 92 μ S/cm zu sinken. Auf einem Niveau zwischen 90 μ S/cm und 100 μ S/cm verbleibt die Leitfähigkeit während des Abflussereignisses und steigt erst um 18 Uhr am 21. September wieder auf 111 μ S/cm an.

Eine ähnlich eindeutige Reaktion ist am Hungerbrunnen 2 zu sehen: Noch am 19. September, also nach dem Niederschlagsereignis, liegt die Leitfähigkeit bei 192 μ S/cm. In den folgenden Tagen steigt die Leitfähigkeit auf 303 μ S/cm an und in der Folge bis zum 22. September fällt diese wieder auf 176 μ S/cm ab.

4.3.5. Ereignis 4 (25.09. - 29.09.2006)

Das Ereignis 4 dauerte vom 25. bis zum 29. September 2006 (Abb. 18). Insgesamt fielen 31,8 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten-Niederschlagsmenge betrug 3,3 mm. Der Abfluss stieg von 5,8 m³/s auf 18,3 m³/s an.

Im Verlauf des Abflussereignisses zeigt die Leitfähigkeit in der Dreisam eine Reaktion auf den Niederschlag.

Zu Beginn des Ereignisses liegt die Leitfähigkeit bei 124 μ S/cm, reduziert sich dann durch den Niederschlag und den ansteigenden Abfluss auf 104 μ S/cm, steigt aber nach einer Niederschlagspause wieder auf 129 μ S/cm an. Im weiteren Verlauf des Ereignisses schwanken die Leitfähigkeitswerte zwischen 98 μ S/cm und 109 μ S/cm. Im abfallenden Ast des Abflusses ist am 27. September nochmals eine Leitfähigkeit von 147 μ S/cm zu sehen.



Abbildung 17: Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 3



Abbildung 18: Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 4

Am Hungerbrunnen 2 ist hier eine deutliche Reaktion der Leitfähigkeit zu verzeichnen. Nach dem ersten Niederschlagsintervall am 25. September hat das Grundwasser eine Leitfähigkeit von 262 μ S/cm, im weiteren Verlauf sinkt diese am 27. September auf 173 μ S/cm ab. Am 28. September lag die Leitfähigkeit wieder bei 230 μ S/cm. Tags darauf sinkt diese wiederum auf 182 μ S/cm.

4.3.6. Ereignis 5 (03.10. - 11.10.2006)

Das fünfte und zweitgrößte Ereignis der Untersuchungsperiode dauerte vom 4. bis zum 8. Oktober 2006 (Abb.19). Insgesamt fielen 55,3 mm Niederschlag, die höchste Zehnminuten- Niederschlagsmenge betrug 2,1 mm. Der Abfluss stieg von 18 m³/s auf 78,9 m³/s an.



Abbildung 19: Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 und in der Dreisam im Verlauf des Ereignisses 5

Ebenso wie bei den δ^{18} O-Werten müssen hier die Messergebnisse des Ereignisses in zwei Abschnitte unterteilt werden. Die Werte der ersten Messreihe der Leitfähigkeit zeigen einen durchgängigen schwankenden Verlauf zwischen 90 µS/cm und 104 µS/cm. Hier ist herauszuheben, dass ungefähr zum Zeitpunkt des Abflusspeaks über zwei Messwerte die Leitfähigkeit bei 101 µS/cm bzw. 104 µS/cm lag, vorher und hinterher bei 90 µS/cm bzw. 91 µS/cm.

Eine deutlich höhere Leitfähigkeit weisen die Messergebnisse der zweiten Hälfte auf. Im abfallenden Ast der Abfusskurve schwanken die Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung zwischen 109 μ S/cm und 132 μ S/cm.

Eine eindeutige Reaktion zeigt der Hungerbrunnen 2: Am 4. Oktober betrug die Leitfähigkeit noch 191 μ S/cm. Am 6. Oktober konnte ein Anstieg der Leitfähigkeit auf 227 μ S/cm gemessen werden, bis zum 9. Oktober stieg die Leitfähigkeit weiter bis auf 303 μ S/cm an. Nach dem erreichen des Maximums sinkt die Leitfähigkeit am Hungerbrunnen 2 bis zum 11. Oktober wieder auf 186 μ S/cm ab.

4.4. Zusammenhang zwischen den

Messergebnissen in der Dreisam und im Hungerbrunnen 2

4.4.1. 18-0

In folgender Tabelle (Tab. 3) ist eine Übersicht über die Reaktionen des Grundwassers am Hungerbrunnen 2 infolge der Abflussereignisse in der Dreisam zu sehen:

Tabelle 3: Zeitliche Variation der maximalen Änderung der δ ¹⁸ O-Werte	am
Hungerbrunnen 2	

Hungerbrunnen 2	max. δ¹8O Änderung [‰]	δ¹8O Änderung nach Abflusspeak	δ¹8O Änderung nach max. Niederschlag
Ereignis 1	+0,22	1,5 Tage	1,5 Tage
Ereignis 2	(+0,11)	6,5 Tage	6,5 Tage
Ereignis 3	-0,18	2 Tage	2 Tage
Ereignis 4	-	-	-
Ereignis 5	(+0,12)	7 Tage	7 bzw. 4,5 Tage

Lediglich bei den **Ereignissen 1 und 3** kann eine deutliche Reaktion des δ^{18} O Wertes am Hungerbrunnen 2 auf die Abflussereignisse gesehen werden. Zu beachten ist hier auch, dass die Reaktion im Hungerbrunnen 2 bei beiden Ereignissen in einem ähnlichen zeitlichen Abstand zum Abflussmaximum in der Dreisam zu beobachten ist.

Auf Grund der innerhalb der Messunsicherheit liegenden Änderung des δ^{18} O-Wertes können die **Ereignisse 2 und 5** lediglich mit Einschränkungen als Reaktionen des Grundwassers angesehen werden.

In Tabelle 3 ist weiter zu sehen, dass die Reaktionen am Hungerbrunnen 2 recht unterschiedlich auf die Ereignisse sind: so beträgt die Änderung bei **Ereignis 1** +0,22 ‰, auf **Ereignis 3** -0,19 ‰. Die Änderungen zeigen, dass es sich um zwei verschiedene Prozesse im Grundwassersystem im Zartener Becken handeln könnte.

Durch die normalen Schwankungen der isotopischen Zusammensetzung des Niederschlages, eventuell auch begründet durch jahreszeitlich bedingte Witterungsänderungen während der Messkampagne, muss der Einfluss der isotopischen Zusammensetzung des Niederschlages auf die Dreisam bedacht werden.

	max. δ ¹⁸ O	Variation der δ^{18} O Werte [%]		
Dreisam	Änderung auf den Niederschlag	Dreisam	Niederschlag	
Ereignis 1	+0,36	-8,81 bis -9,58	-9,17	
Ereignis 2	-0,23/+0,71	-9,03 bis -9,74	-6,25	
Ereignis 3	+0,49	-9,07 bis -9,64	-10,11	
Ereignis 4	+0,46	-8,79 bis -9,64	-10,34	
Ereignis 5	+0,28	-9,12 bis -9,56	-7,57	

Tabelle 4: Isotopische Zusammensetzung der Dreisam und des Niederschlages im Verlauf der Ereignisse

In Tabelle 4 ist zu sehen, dass die unterschiedliche Reaktion der δ^{18} O-Werte im Hungerbrunnen 2 bei **Ereignis 1** und **3** nicht durch stark unterschiedliche δ^{18} O-Werte in der Dreisam bedingt sind. Denn in der Dreisam wurde bei beiden Ereignissen eine ähnliche Bandbreite der δ^{18} O-Werte gemessen. Insgesamt ist zu erkennen, dass sich die isotopische Zusammensetzung zwischen dem ersten Ereignis Ende August und dem letzten Anfang Oktober in der Dreisam nicht maßgeblich geändert hat.

Die Verringerung des δ^{18} O-Wertes bei Ereignis 3, das den größten Abfluss aufwies, sowie Erhöhung der δ^{18} O-Werte bei Ereignis 1 im Hungerbrunnen 2 könnte auf die unterschiedliche isotopische Zusammensetzung des Niederschlags zurückzuführen sein. Die zur Verfügung stehenden δ^{18} O-Werte des Niederschlages wurden in den jeweiligen Wochensammelproben der Klimastation St. Wilhelm gemessen. Wie in Tabelle 4 zu sehen ist, könnten die unterschiedlichen Reaktionen der δ¹⁸O-Werte auf die isotopische Zusammensetzung des Niederschlages zurückzuführen sein. Der Niederschlag im Zeitraum des Ereignisses 1 war etwas schwerer als bei Ereignis 3. Somit könnte ein direkter Einfluss des Niederschlages auf die Grundwasserzusammensetzung am Hungerbrunnen 2 vermutet werden. Jedoch ist hier zu beachten, dass die Niederschlagssammelproben der beiden Ereigniszeiträume lediglich eine Differenz von 0,94 ‰ aufweisen.

Des Weiteren verändert sich bei allen Ereignissen die isotopische Zusammensetzung zu Beginn des Abflussereignisses in gleicher Weise: Der δ^{18} O-Wert steigt in der Dreisam signifikant an.

Dem zu Folge könnte eine Erhöhung des δ^{18} O-Wertes im Hungerbrunnen 2, wie bei Ereignis 1, durch Uferfiltrat aus der Dreisam hervorgerufen werden.
4.4.2. Leitfähigkeit

In Tabelle 5 sind die Änderungen der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 infolge der ausgewählten Abflussereignisse in der Dreisam dargestellt.

Direkt zu erkennen ist, dass es im Untersuchungszeitraum zwei verschiedene Arten der Reaktion der Leitfähigkeit im Grundwasser gab: eine Erhöhung, sowie eine Verringerung in Folge des Niederschlages und des Abflussereignisses in der Dreisam.

Die signifikanten Änderungen der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2 während der Ereignisse wie auch die hohe Standardabweichung zeigen, dass eine schnelle Fließkomponente die Dynamik des Grundwassers im Zartener Becken beeinflusst.

Hungerbrunnen 2	LF Änderung [µS/cm]	Änderung der LF nach Abflusspeak	LF Änderung nach max. Niederschlag
Ereignis 1	+ 29	2,5 Tage	2,5 Tage
Ereignis 2	(+13)	(halber Tag)	
C C	+ 44		
Ereignis 3	+111	2 Tage	
Ereignis 4	(a) - 82	6h	1,5 Tage
	(b) - 89	1 Tag	2,5 Tage
Ereignis 5	+112	7 Tage	7 bzw. 4,5 Tage

Tabelle 5: Zeitliche Variation der maximalen Änderung der Leitfähigkeit im Hungerbrunnen 2

Die Erhöhungen der Leitfähigkeit um 29 μ S/cm während des **ersten** und um 111 μ S/cm während des **dritten Ereignisses**, treten nach 2 bzw. 2,5 Tagen ein, sowie beim **Ereignis 5** um 112 μ S/cm 7 Tage nach dem maximalen Abfluss. Das **Ereignis 2** kann in diesem Rahmen lediglich zur Bestätigung dieser Reaktion des Grundwassers dienen. Man kann zwar an der schnellen Änderung der Leitfähigkeit des Grundwassers auf den Niederschlag eine sehr schnelle Reaktion sehen, doch eine Änderung um 13 μ S/cm kann im Vergleich zu den anderen beobachteten Schwankungen nicht als signifikant angesehen werden. Ob eine größere Änderung der Leitfähigkeit in den folgenden Tagen des **Ereignisses 2** noch aufgetreten ist, kann durch die vorliegenden Proben nicht geklärt werden. Jedoch stieg am 13. September, 4 Tage nach dem Ende des Abflussereignisses, die Leitfähigkeit von 205 μ S/cm auf 249 μ S/cm an.

Bei den **Niederschlagsereignissen 1 und 3** handelte es sich um länger als einen Tag andauernden Niederschlag, der teilweise höhere Intensitäten erreichte. Es traten Niederschlagspausen auf. In der Dreisam nahm die Leitfähigkeit während dieser Ereignisse auf Grund des Verdünnungseffektes, der durch den Niederschlag erreicht wurde, deutlich ab. Ergebnisse der Isotopenmessungen im Zartener Becken

Somit besteht die Möglichkeit, dass auf Grund der Abflussereignisse vermehrt Wasser aus der Dreisam in das Grundwasser infiltrierte. Das Uferfiltrat könnte in Folge dessen verstärkt mineralisiertes Wasser, also älteres Grundwasser mit einer höheren Leitfähigkeit, in Richtung Hungerbrunnen 2 gedrückt haben.

Das **Ereignis 4** bewirkt am Hungerbrunnen 2 zweimal eine signifikante Verringerung der Leitfähigkeit. Möglicherweise könnte es sich bei dem weniger mineralisierten Grundwasser um Uferfiltrat handeln, das bereits bei Ereignis 3 in den Aquifer infiltrierte. Wenn es sich zu einem gewissen Anteil um Uferfiltrat handelte, der die Leitfähigkeit absinken ließ, so kann an dieser Stelle nicht geklärt werden, ob dieses von der Dreisam oder vom näher gelegenen, nicht beprobten Eschbach stammte.

In direkter Nähe zum Hungerbrunnen 2 befindet sich der Hungerbrunnen 1, der wenn der Eschbach Hochwasser führt, wegen zu starker Trübung abgestellt werden muss. Am Hungerbrunnen 2 tritt in diesen Fällen keine Trübung auf.

Eine Möglichkeit wäre auch ein direkter Einfluss des Niederschlagswassers, das zu einer Verringerung der Leitfähigkeit führte.

4.4.3. Korrelation von δ^{18} O und der Leitfähigkeit

Hier sollen die Ergebnisse der Analyse der δ¹⁸O-Werte (Tab. 3) mit den Ergebnissen der Leitfähigkeitsmessungen (Tab. 5) vom Hungerbrunnen 2 miteinander verglichen werden. Es können drei Typen der Reaktion von Leitfähigkeit und ¹⁸O während der Ereignisse unterschieden werden:

Bei **Ereignis 1** reagierten die Leitfähigkeit und ¹⁸O zeitversetzt. Während die Leitfähigkeit erst 2,5 Tage nach dem Abflusspeak reagierte, konnte bereits nach 1,5 Tagen eine Veränderung des δ¹⁸O-Wertes und somit eine Änderung der Grundwasserzusammensetzung beobachtet werden.

Eine gleichzeitige Reaktion von ¹⁸O und der Leitfähigkeit kann bei **Ereignis 3**, dem größten Hochwasserereignis im Untersuchungszeitraum, nach 2 Tagen vermerkt werden.

Bei **Ergebnis 4** und **5** kann keine Änderung des δ^{18} O-Wertes, dahingegen aber eine signifikante Änderung der Leitfähigkeit festgestellt werden: ¹⁸O zeigte lediglich eine zu vernachlässigende Reaktion (-0,09 ‰, +0,12 ‰) innerhalb des Fehlerbereiches. Die Leitfähigkeit dahingegen sank beim Ereignis 4 bereits tags zuvor um 82 µS/cm und zeigte über 2 Tage hinweg eine eindeutige Reaktion.

Bei Ereignis 5 stieg die Leitfähigkeit 7 Tage nach dem Abflussmaximum an.

Dieses bereits beschriebene heterogene Bild der Reaktionen der verwendeten Tracer Leitfähigkeit und der δ^{18} O-Werte, wird ebenso durch eine 1:1 Darstellung (Abb.20 bis 24) der Änderungen beider Tracer an Dreisam (x-Achse) und Hungerbrunnen 2 (y-Achse) bestätigt. Ergebnisse der Isotopenmessungen im Zartener Becken



Abbildung 20: Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 1



Abbildung 21: Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 2



Abbildung 22: Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 3



Abbildung 23: Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 4



Abbildung 24: Änderung der δ^{18} O-Werte (links) und der Leitfähigkeit (rechts) im Verlauf des Ereignisses 5

Bei der Betrachtung der Abbildungen 20 bis 24 sollte beachtet werden, dass hier lediglich die Werte der Zeitpunkte verwendet wurden, zu denen sowohl Messungen in der Dreisam als auch vom Hungerbrunnen 2 vorlagen. In den Abbildungen 20 bis 24 ist zu sehen, dass der Verlauf der Veränderungen von ¹⁸O und der Leitfähigkeit keinem einheitlichen Muster folgt. Es ist weder ein klares Muster innerhalb der Veränderungen von ¹⁸O bzw. der Leitfähigkeit zu erkennen, noch innerhalb der Ereignisse. Zwar zeigen die ¹⁸O Werte bei Ereignis 1 ein klares Muster (Abb. 20), jedoch kann dieses in der Folge bei keinem anderen Ereignis wieder gefunden werden. Sehr gut ist in dieser Darstellungsform zu sehen, dass die Änderungen der ¹⁸O Werte in der Dreisam zum Teil deutlich über den Unsicherheitsbereich der Messung (0,15 ‰) hinausgehen, im Hungerbrunnen 2 dahingegen nicht. Ergebnisse der Isotopenmessungen im Zartener Becken

Somit kann also davon ausgegangen werden, dass sich mehrere unterschiedliche Prozesse im Zartener Becken zeitweise überlagern, wodurch kein klares Bild der Reaktionen erkannt werden kann.

Es ist anzunehmen, dass kein signifikanter direkter Einfluss der Dreisam am Hungerbrunnen 2 innerhalb des Untersuchungszeitraumes festgestellt werden konnte.

Für die Anwendung des Analytic Element Modells WhAEM 2000 wurde ein 7,2 km² großes Gebiet innerhalb des Zartener Beckens ausgewählt. Das ausgewählte Gebiet umfasst die beiden Hauptentnahmebrunnen Hungerbrunnen 1 und 2 (HU 1 und 2) und befindet sich zwischen Eschbach (nördlich HU 1 und HU 2) und Dreisam (südlich HU 1 und HU2) (Abb 25).



Durch die alleinige Modellierung des Ausschnittes wurden folgende Probleme, auf die der Modellierer mit WhAEM 2000 im Zartener Becken trifft, gelöst:

- Im Zartener Becken weist die Aquiferbasis ein Gefälle von fast 2 % auf, mit WhAEM 2000 kann nur eine waagerechte Aquiferbasis modelliert werden. Zwar besteht die Möglichkeit, über die Definition von Inhomogenitäten eine Neigung der Aquiferbasis zu erzeugen, allerdings setzt WhAEM 2000 die entstehende Treppenstruktur in unterschiedliche kf-Werte um, wodurch eine nicht zu unterschätzende Ungenauigkeit bei der Modellierung entsteht.
- Ebenso weist die Geländeoberkante zwischen dem Gebietsauslass am Pegel Ebnet (308 müNN) und dem höchsten Punkt des Zartener Beckens Buchenbach (460 müNN) einen Höhenunterschied von 152 m auf. Dieses Gefälle müsste in WhAEM 2000 mit einer erhöhten Aquifermächtigkeit von 200 m ausgeglichen werden.

WhAEM 2000 ist für einen ungeschichteten homogenen Aquifer konzipiert, im Zartener Becken besteht der Aquifer allerdings aus zwei Kiesen mit unterschiedlicher Mächtigkeit und unterschiedlichen hydrogeologischen Eigenschaften. Um diese im Modell berücksichtigen zu können wurden ein "Ersatz" kf-Wert aus den über die Mächtigkeit gemittelten kf-Werte der "faulen" und "frischen" Kiese generiert und als eine Inhomogenität in das Modell eingefügt. Durch den Ausschnitt des Untersuchungsgebietes aus dem Zartener Becken konnte die Anzahl der unterschiedlichen hydrogeologischen Bedingungen auf zwei reduziert werden (Abb. 26), im Modell konnte nun nochmals auf Grund der flächenhaften Verteilung auf eine Klasse des kf-Wertes verzichtet werden.



Abbildung 26: Karte der kf-Werte (10⁻⁴ m/s) und der Höhenlinien der Aquiferbasis (5 m Schritte) im Modellgebiet

- Mit den Grundwasser Beobachtungspegeln im Zartener Becken können die Wasserstände und Grundwassergleichen im westlichen Teil gut nachvollzogen werden, im östlichen Teil, wo besonders hohe Durchlässigkeiten auftreten, ist das Messnetz so dünn, dass hier keine flächenhafte Information des Grundwasserstandes zu ermitteln ist.
- Eine Modellierung des gesamten Zartener Beckens würde eine kombinierte Anwendung der Inhomogenitäten für die Aquiferbasis und der kf-Werte verlangen. Diese Kombination auf der gleichen Fläche ist in WhAEM 2000 nicht möglich.

5.1. Modellannahmen

In diesem Kapitel werden die Modellannahmen für den modellierten Ausschnitt des Zartener Beckens dargestellt und erläutert.

<u>Eigenschaften der Fließgewässer Dreisam und Eschbach</u>

Die Anfangs- und Endhöhen (Tab. 6) von Dreisam und Eschbach wurden für den modellierten Ausschnitt dem grundlegenden Kartenmaterial in ArcView (auch in MORHARD (2006) angewendet) entnommen. Die Breite der Fließgewässer wurde im Gelände abgemessen, im Gelände abgeschätzt wurde ebenso der mittlere Wasserstand des Eschbachs, da für diesen kein Pegel vorhanden ist. Die angenommene Tiefe der Dreisam entspricht dem mittleren Wasserstand am Pegel Ebnet.

	Eschbach	Dreisam
Head-Specified	-	-
Discharge-Specified	+	+
Treat as "far field"	-	-
Starting Head [meters]	362	352
Ending Head [meters]	322	322
Resistance [days]	0,1	0,1
Width	3	7
Depth	0.3	0.7

Tabelle 6: Modelleigenschaften von Eschbach und Dreisam

Die "Resistance" entspricht hier einer kalibrierten Größe. Sie wurde für beide Fließgewässer als identisch angenommen.

<u>Eigenschaften der Brunnen</u>

Tabelle 7: Modelleigenschaften der Brunnen im Modellgebiet

	HU 1	HU 2	R 5	S 2	K 2	K 3
Head-Specified	-	-	-	-	-	-
Discharge-Specified	+	+	+	+	+	-
Pumping Rat [m ³ /day]	e 7.700	9.700	2.680	3.170	815	470

Für das Modell sind mittlere Pumpraten (Tab. 7) der Brunnen gewählt worden. Zur Ermittlung der mittleren täglichen Pumpraten konnte auf Monatswerte aus dem Zeitraum von 1987 bis 2002 zurückgegriffen werden.

<u>Eigenschaften der Grundwasserpegel</u>

Im Untersuchungsgebiet befinden sich 5 Grundwasserpegel (Abb. 25), die zur Kalibrierung des Modells berücksichtigt wurden. Des Weiteren wurden die Wasserstände des Brunnens K 4 berücksichtigt, hier ist die Grundwasserentnahme verhältnismäßig gering und wurde aus diesem Grunde vernachlässigt.

Da das Modellergebnis mit den gemessenen Ergebnissen zu vergleichen sein sollte und somit eventuelle jahreszeitlich bedingte Änderungen der Grundwasserdynamik nicht berücksichtigt wurden, wurde die Stichtagsmessung der Grundwasserstände vom 1.10.2002 verwendet.

<u>Allgemeine Aquifer Eigenschaften</u>

Folgende Parameter wurden in WhAEM 2000 für die Aquifer Eigenschaften im Untersuchungsgebiet gewählt:

Aquiferbasis	280 m		
Mächtigkeit	70 m		
Hydraulische Leitfähigkeit	259 m/Tag (30*10 ⁻⁴ m/s)		
Porosität	0.3 []		
Grundwasserneubildung	0,0014 m/Tag (500 mm/Jahr)		

In 5 m-Schritten wurde das Gefälle des Aquifers im Zartener Becken im Modell nachgebildet. WhAEM 2000 rechnet die entstehende Treppenstruktur in unterschiedliche kf-Werte um, wodurch ein gewisser Fehler in Kauf genommen werden musste.

In WhAEM 2000 ist neben einer waagerechten, nicht geneigten Aquiferbasis eine ebensolche Geländeoberfläche implementiert. Wird nun wie oben beschrieben die Aquiferbasis geneigt, verbleibt die Geländeoberfläche waagerecht. Die eingegebene Mächtigkeit des Aquifers wird allerdings in WhAEM 2000 auf den niedrigsten Punkt des Aquifers bezogen und entsprechend waagerecht für die restliche Fläche berechnet. Um somit auch am höchsten Punkt der Aquiferbasis im Modell eine reelle Mächtigkeit des Aquifers zu erzeugen, muss die Mächtigkeit im Modell erhöht werden.

Dies führte dazu, dass im modellierten Gebiet des Zartener Beckens eine Mächtigkeit von 70 m angenommen werden musste.

Kalibriert wurde das Modell anhand der Parameter "Resistance" und im geringen Maße mit der hydraulischen Leitfähigkeit. Für diese sind der Literatur entsprechend, wie in Kapitel 2.5 beschrieben, bei Pumpversuchen am Hungerbrunnen 2 Werte zwischen 20*10⁻⁴ und 60*10⁻⁴ m/s ermittelt worden, wobei 20*10⁻⁴ m/s bis 30*10⁻⁴ m/s auch in Bezug auf das grundlegende Kartenmaterial in ArcView (auch in MORHARD (2006) angewendet) als realistisch anzusehen waren.

Die über die Mächtigkeit der alten und jungen Schotter gemittelte hydraulische Leitfähigkeit liegt im Bereich des Hungerbrunnen 2 zwischen 12*10⁻⁴ m/s und 24*10⁻⁴ m/s.

5.2. Modellergebnis

Den obigen Modellannahmen zufolge können folgende Ergebnisse für das Untersuchungsgebiet im Zartener Becken festgestellt werden:

Mit WhAEM 2000 konnten die beobachteten Grundwasserstände im Verhältnis zur Schwankungsamplitude (Tab. 8) des Grundwassers gut modellierten modelliert werden. Die Wasserstände fünf der Beobachtungspunkte K 4, PE 20, PE 38, PE 6 und PE 39 befinden sich innerhalb des Schwankungsbereiches. Lediglich am Pegel PE 40, am Ostrand des modellierten Gebietes, unterschätzt das Modelle die Grundwasserhöhe. Dieses Ergebnis ist auf die hier nicht zu definierenden Randbedingungen und der nach Osten hin stärker ansteigenden Steigung des Aquifers zurückzuführen. Dieser Fehler wird jedoch im Modell in Richtung Westen schnell wieder ausgeglichen.

Die Porosität hatte bei der stationären Modellierung mit WhAEM 2000 keinerlei Einfluss auf die Grundwasserstände. Aus methodischen Gründen stellte die Porosität allerdings eine wichtige Größe für die spätere Ermittlung der Verweilzeitverteilung dar und wurde auf 0,3 geschätzt. Diese Porosität wurde bereits bei früheren Grundwassermodellierungen für das Zartener Becken gewählt.

Für die Fließgewässer muss in WhAEM 2000 neben Angaben zur Gewässergeometrie und Geländemorphologie auch eine so genannte "Resistance" angegeben werden. Dieser Durchlässigkeits-Parameter regelt im Modell die Interaktion zwischen Fließgewässer und Grundwasser und wird in Tagen angegeben.

Wobei die "Resistance" der Quotient aus der Mächtigkeit einer geringer durchlässigen Schicht unter dem Gewässerbett und der vertikalen Leitfähigkeit ist. Nimmt die "Resistance" einen großen Wert an, findet ein geringerer Austausch zwischen Fließgewässer und Grundwasser, als bei einer kleinen "Resistance", statt. So kann auch ein Einfluss der "Resistance" auf den Grundwasserstand beobachtet werden.

[mNN]	K 4	PE 20	PE 38	PE 6	PE 39	PE 40
Mittelwert (1987/2002)	332,50	331,78	333,50	337,15	337,28	342,30
Maximum	341,43	336,18	337,63	341,48	343,01	347,51
Minimum	328,33	329,41	329,82	335,17	332,62	340,55
1.10.2002	334,01	331,37	332,60	335,69	335,30	341,61
Modell	333,89	331,82	334,11	335,71	335,84	337,16
Differenz [m]	-0,12	+0,45	+1,51	+0,02	+0,54	-4,45

Tabelle 8: Gemessene und modellierte Grundwasserstände der verwendeten Grundwasserbeobachtungspegel im Untersuchungsgebiet

Im Zartener Becken ist das Uferfiltrat ein wichtiges Element der Grundwasserneubildung. Demzufolge wurde hier ein kleiner Wert für die "Resistance" angestrebt. Nach mehreren Modellläufen wurde ein Wert von 0,1 Tagen für Dreisam und Eschbach für geeignet empfunden.

Das Modell zeigt anhand der Strömungslinien des Hungerbrunnens 2 (Abb. 27), dass nicht mit einem direkten schnellen Einfluss der Dreisam zu rechnen ist.



Abbildung 27: Modellergebnis und Strömungsbild für den Hungerbrunnen 2 (Fall A)

Die Strömungslinien erreichen erst weit im Osten des Untersuchungsgebiets die Dreisam, wobei hier zu beachten ist, dass dieses Gebiet nicht mehr adäquat in WhAEM 2000 dargestellt ist (vergleiche PE 40 oben). Ein weiterer Hinweis auf die fehlerhaften Randbedingungen liefern die am rechten Rand zu sehenden Particles (dunkelrot), die entgegen der natürlichen Fließrichtung nach rechts abtriften. Der Grund dieses Phänomens ist im Ende der letzten Inhomogenität für den Höhenunterschied des Aquifers (hellgrau) zu sehen.

Die Grundwassergleichen (Abb. 27) wie auch die eingesetzten Particle (dunkelrot) weisen darauf hin, dass die Interaktion zwischen Dreisam und Grundwasser innerhalb des modellierten Gebietes zwei verschiedene Zustände annimmt. Über weite Strecken hinweg infiltriert die Dreisam in das Grundwasser. Im Bereich der Brunnen K 2, K3, S 2 und R 5 exfiltriert Grundwasser in die Dreisam.

5.2.1. Wasserbilanz

Die Wasserbilanz wird im Folgenden für die heutigen Verhältnisse (Hungerbrunnen 1 und 2 in Betrieb) im Zartener Becken vorgestellt. Die Ermittlung der Wasserbilanz brachte weitere Erkenntnisse über die

Fließwege im Untersuchungsgebiet. Hierzu wurden Flux Inspection Lines parallel zu den Fließgewässern Eschbach und Dreisam, sowie am östlichen und westlichen Ende des Gebietes zur Begrenzung eingefügt.



Abbildung 28: Wasserbilanz (m³/Tag) und Grundwasserfließrichtung im Modellgebiet

In Abbildung 28 ist die Wasserbilanz des Modellgebietes zu sehen. Von Norden her fließen über den Eschbach 14.030 m³/Tag in das Modellgebiet, aus südlicher Richtung aus der Dreisam 16.083 m³/Tag. Von Osten her fließen 4.659 m³/Tag zu, dieser Zustrom wird möglicherweise im Modell auf Grund der fehlerhaften Randbedingungen unterschätzt. Aus dem Modellgebiet heraus fließen im Westen 20.788 m³/Tag, entnommen werden zusätzlich an den Hungerbrunnen 1 und 2 im Gesamten 17.400 m³/Tag. Die fehlende Wassermenge von 3446 m³/Tag entspricht der Grundwasserneubildung auf der Fläche.

Die Wassermengen weisen auch hier darauf hin, dass die Randbedingungen am östlichen Ende des modellierten Gebietes nicht erfasst werden können.

5.2.2. Altersstruktur

Mit dem oben vorgestellten Modell wurde die Altersstruktur des Grundwassers am Hungerbrunnen 2 für zwei verschiedene Fälle bestimmt. Die genauen Wassermengen, die mit Hilfe der Flux Inspection Lines ermittelt wurden und die Grundlage der ermittelten Altersstruktur darstellen, sind im Anhang 3 dargestellt.

In beiden Fällen wurde die Lage der Flux Inspection Lines entsprechend dem Modellergebnis des rückwärtigen Particle-Tracking gewählt. Der Anteil des "Neuen Wassers" wurde aus der Differenz zwischen der jeweiligen Flux Inspection Line und der vorherigen beziehungsweise der Pumprate vom Hungerbrunnen 2 (9700 m³/Tag) ermittelt.

Fall A zeigt die heutigen Verhältnisse im Zartener Becken (Abb. 27). Sowohl der Hungerbrunnen 1 (7700 m³/Tag), als auch Hungerbrunnen 2 (9700 m³/Tag) entnehmen Grundwasser.

Fall B beschreibt ein mögliches Szenario der Zukunft. Der Hungerbrunnen 1 (nördlich HU 2) ist nicht mehr in Betrieb, die Entnahmemenge am Hungerbrunnen 2 (9700 m³/Tag) bleibt konstant. Das Entfernen des Hungerbrunnen 1 hat wie in Abbildung 29 zu sehen, einen direkten Einfluss auf das Strömungsbild des Hungerbrunnens 2.

Es kommt zu einer leichten Erhöhung der Grundwasserstände, sowie zu einer Verlagerung der Strömungslinien Richtung Norden. Zu beachten ist, dass hier nicht der dann in Betrieb genommene neue Hungerbrunnen 3, zwischen der Dreisam und dem Hungerbrunnen 2, integriert ist. Dieser wird aller Vorrausicht nach nicht die Strömungslinien des Hungerbrunnens 2 beeinflussen.



Abbildung 29: Modellergebnis und Strömungsbild für den Hungerbrunnen 2 im Falle des Abschaltens des Hungerbrunnens 1 (Fall B)

In Abbildung 30 sind für die Fälle A und B vergleichend die Wassermengen des jeweiligen Alters am Hungerbrunnen 2 gegen die Zeit aufgetragen. Hier ist zu sehen, dass sich die Verweilzeitverteilungen am ehesten durch ein Dispersionsmodell beschreiben lassen. Die Verteilungen weisen ein Maximum bei drei Jahren auf. Die Verweilzeitverteilung von Fall A, die die heutigen Verhältnisse widerspiegelt, unterscheidet sich nicht grundlegend von der Verweilzeitverteilung im Fall B. Bei Eintreten des Falles B wird das Grundwasser am Hungerbrunnen 2 etwas jünger, wobei auch weiterhin die Hauptmenge des gepumpten Wasser einem Alter von 3 Jahren entsprechen wird.

In Abbildung 31 sind vergleichend die Altersanteile des Grundwassers am Hungerbrunnen 2 für die Fälle A und B dargestellt. Für kurzfristige Änderungen der Wasserqualität ist hier der Anteil des bis zu 50 Tage alten Wassers wichtig - dieser Anteil wird entsprechend dem Modellergebnis quasi konstant bleiben.

Signifikant ansteigen wird der Anteil des 1 Jahr (3 % auf 12 %) und 2 Jahre (14 % auf 25 %) alten Wassers. Kaum ändern wird sich voraussichtlich der Anteil des 3 Jahre altem Wasser. Verringern wird sich der Anteil des älteren Wassers, so wird beispielsweise der Anteil des älter als 5 Jahre alten Wassers von 18 % auf 6 % sinken.



Abbildung 30: Verweilzeitverteilung für den Hungerbrunnen 2. Fall A (dunkelblau) und Fall B (hellblau)



Abbildung 31: Wasseranteile unterschiedlicher Alter am Hungerbrunnen 2 für Fall A (links) und Fall B (rechts)

5.3. Unsicherheiten

Das Zartener Becken ist ein gut erforschtes Untersuchungsgebiet, indem während der Modellierung wenig Fragen bezüglich der Parameterwahl offen blieben.

Als Unsicherheit ist in WhAEM 2000 sicherlich der Parameter der "Resistance" für Oberflächengewässer zu nennen. Bereits ein kleiner Unterschied in der "Resistance" bewirkte im Zartener Becken eine große Veränderung der Verweilzeitverteilung.

Im Zartener Becken musste auf Grund der bereits erfolgten Untersuchungen eine hohe Durchlässigkeit von Dreisam und Eschbach angenommen werden. Diese Annahme konnte auch im Rahmen der Kalibrierung bestätigt werden, wobei insbesondere auf die Grundwasserstände geachtet wurde.

Um die Unsicherheit, die von der "Resistance" auf die Verweilzeitverteilung ausgeht, zu quantifizieren, wurde ein Modelllauf mit einer "Resistance" von 0,4 Tagen ausgewertet.

[mNN]	K 4	PE 20	PE 38	PE 6	PE 39	PE 40
1.10.2002	334,01	331,37	332,60	335,69	335,30	341,61
"Resistance" 0,2 Tage	333,89	331,82	334,11	335,71	335,84	337,16
Differenz [m]	-0,12	+0,45	+1,51	+0,02	+0,54	-4,45
"Resistance" 0,4 Tage	335,24	334,30	335,06	335,76	335,78	336,36
Differenz [m]	+1,23	+2,93	+2,46	+0,07	+0,48	-5,25

Tabelle 9: Modellierte Grundwasserstände mit einer "Resistance" von 0,4 bzw. 0,2 Tagen

In Tabelle 9 ist zu sehen, dass die "Resistance" einen bedeutenden Einfluss auf die Grundwasserstände im Zartener Becken hat.



Abbildung 32: Wasseranteile unterschiedlicher Alter am Hungerbrunnen 2 bei einer "Resistance" von 0,4 Tagen Einen entscheidenden Einfluss hat, wie man in Abbildung 32 sieht, die "Resistance" auf die Verweilzeitverteilung. Die anderen Parameter wurden im Verhältnis zu den Modellergebnissen Fall A und Fall B nicht verändert. Der Anteil des Wassers, das älter als 5 Jahre ist, ist durch die alleinige Änderung der "Resistance" von 18 % auf 85 % angestiegen. Die weiteren Ergebnisse des Modelllaufs sind im Anhang 4 nachzulesen.

Wichtig ist auch die möglichst genaue Darstellung der Gebietsränder in WhAEM 2000. Undurchlässige Grenzen haben hier einen großen Einfluss auf das Grundwassersystem.

Bereits oben angesprochen wurde die Problematik des Randeffektes in WhAEM 2000. Durch den nicht ausreichenden Grundwasserzustrom in das Modellgebiet könnte die Verweilzeitverteilung eventuell in der Realität etwas älter als die berechnete sein.

5.4. Fazit und Korrelation von WhAEM 2000 mit den Messungen

Die Ergebnisse dieser Diplomarbeit unterscheiden sich auf den ersten Blick sehr stark von denen von HERDEG (1993), die in Kapitel 2.7 dargestellt sind. HERDEG (1993) ermittelte über 1,5 Jahre hinweg wöchentlich die δ^{18} O-Werte der Fließgewässer (-9,38 ‰ bis -10,25 ‰) und des Grundwassers (-9,12 ‰ bis -10,03 ‰) im Zartener Becken, wobei der Mittelwert der wöchentlichen Proben für den Hungerbrunnen 2 -9,56 ‰ (-9,76 bis -9,25 ‰), für die Dreisam einen Mittelwert von -9,89 %, sowie für den Eschbach -9,38 ‰ betrug.

In der vorliegenden knapp 3-monatigen Messkampagne konnte für die Dreisam ein Mittelwert von -9,42 % und für den Hungerbrunnen 2 -9,21 % ermittelt werden.

Dieser signifikante Unterschied der Zusammensetzung des Grundwassers im Untersuchungsgebiet zwischen 1987/88 und 2006 weist darauf hin, dass keine große alte Grundwasserkomponente besteht. Diese Vermutung konnte in dieser Arbeit bestätigt werden: einerseits mit den Ergebnissen der FCKW und SF6 Untersuchungen, andererseits anhand der Verweilzeitverteilung, die mit WhAEM 2000 ermittelt wurde.

Die in dieser Untersuchung ermittelte Verweilzeitverteilung gibt auch eine Erklärung dazu, warum HERDEG (1993) keinen Jahresgang der δ^{18} O-Werte am Hungerbrunnen 2 ermitteln konnte: Das Wasser, das ein Jahr oder jünger ist, macht nur einen geringen Anteil (4 %) am Gesamtvolumen des gepumpten Grundwassers aus, 78 % beträgt dahingegen der Anteil des Grundwassers, das 2 bis 5 Jahre alt ist. Auf Grund der hohen Durchmischung im Aquifer ist somit kein Jahresgang der δ^{18} O-Werte am Hungerbrunnen 2 mehr zu beobachten.

Mit Hilfe der in HERDEG (1993) ermittelten Anteile an Grundlast im Bereich der Hungerbrunnen von 89 % kann erklärt werden, warum hier am Hungerbrunnen 2 keine eindeutige konstante Reaktion auf Abflussereignisse beobachtet werden konnte.

Gestützt wird diese Beobachtung zudem von dem Ergebnis von HERDEG (1993), dass der Hungerbrunnen 2 nicht stark durch Uferfiltrat beeinflusst wird. Das mit WhAEM 2000 modellierte Strömungsbild unterstützt diese Beobachtung: Das Einzugsgebiet des Hungerbrunnen 2 reicht nicht bis direkt an die Dreisam heran. Die am Rande der Dreisam eingegebenen Particle bewegen sich in WhAEM 2000 zuerst Richtung Norden, triften dann aber parallel zu den Strömungslinien des Hungerbrunnen 2 nach Westen hin ab. Dies deutet darauf hin, dass das Uferfiltrat der Dreisam eine natürliche Barriere zum Einzugsgebiet des Hungerbrunnens 2 aufbaut.

Insbesondere die hohe Variabilität der Leitfähigkeit würde dahingegen für eine größere, schnelle Komponente im Grundwassersystem sprechen, die hier allerdings mit WhAEM 2000 nicht modelliert werden konnte. Der Grund ist im Modellaufbau zu sehen: WhAEM 2000 ist ein stationäres Modell. Stationäre Modelle berücksichtigen keine kurzfristigen Prozesse oder Hochwasserereignisse. Dementsprechend ist die ermittelte Verweilzeitverteilung hier eine mittlere Verteilung der Komponenten in der kurzfristige Einflüsse, wie anhand der Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung zu sehen ist, nicht berücksichtigt sind.

Zur grundsätzlichen Überprüfung der Plausibilität des Modellergebnisses wurde eine Mischungsrechnung mit FCKW F-113 und SF6 durchgeführt:

Hierzu wurden die berechneten Altersanteile (Fall A) des gepumpten Grundwassers am Hungerbrunnen 2 mit den dazugehörigen FCKW F-113 und SF₆ Konzentrationen multipliziert, anschließend wurden die Konzentrationen der Anteile addiert. Es wurden nicht die atmosphärischen Konzentrationen der Isotope verwendet, sondern die entsprechend der Neubildungshöhe und -temperatur veränderten Konzentrationen im Grundwasser, die bereits bei der Auswertung der FCKW F-113 und SF₆ Analysen verwendet wurden.

	FCKW F-113 [pmol/l]	SF6[fmol/l]
Gemessen	0,7	1,8
Messungenauigkeit	0,1	0,2
Berechnet	0,56	1,83

Tabelle 10: Vergleich der gemessenen und berechneten FCKW F-113 und SF₆ Konzentrationen

Die berechnete FCKW F-113 Konzentration lag bei 0,56 pmol/l, die berechnete SF₆ Konzentration bei 1,83 fmol/l. Wie in Tabelle 10 zu sehen ist, liegt die mit Hilfe der in WhAEM 2000 ermittelten Verweilzeitverteilung (Fall A) berechnete SF₆ Konzentration innerhalb des Toleranzbereiches.

Die berechnete FCKW F-113 Konzentration ist dahingegen geringer als es die Untergrenze des Toleranzbereiches der Messung zulässt. Die berechnete FCKW F-113 Konzentration ist um 0,04 pmol/l geringer als es der Toleranzbereich der Messung zulässt.

In Anbetracht der bereits beschriebenen Möglichkeit der Erhöhung des FCKW F-113 Isotopes kann davon ausgegangen werden, dass mit WhAEM 2000 eine zuverlässige Verweilzeitverteilung für den Hungerbrunnen 2 ermittelt werden konnte.

6 Gefährdungsabschätzung

In diesem Kapitel wird aus den in dieser Arbeit ermittelten Ergebnissen eine exemplarische Gefährdungsabschätzung für den Hungerbrunnen 2 erstellt. Entscheidendes Kriterium für die Gefährdungsabschätzung ist hierbei die hydrodynamische Gefährdung einer Trinkwasserfassung durch einen Schadstoff.

Das hydrodynamische Gefährdungspotential einer Trinkwasserfassung wird durch die Grundwasserdynamik und somit durch das Speicherungsbeziehungsweise Austauschvermögen des Aquifers beeinflusst. Das Austauschvermögen gibt an, wie schnell das Wasser innerhalb des Aquifers ausgetauscht wird, ist also sozusagen eine Größe, die aus der Grundwasserneubildung und den Aquifereigenschaften abgeleitet werden kann. Das hydrodynamische Gefährdungspotential gibt den Grad der Gefährdung einer Grundwasserfassung durch einen Schadstoff an und ist wiederum von den Aquifereigenschaften abhängig. Das Austauschvermögen bezieht sich also allgemein auf den Aquifer, während das hydrodynamische Gefährdungspotential für eine bestimmte Grundwasserfassung angegeben wird. Beide Größen berücksichtigen allerdings in besonderem Maße die Aquifereigenschaften, wie die Porosität, den kf-Wert und das Gefälle.

Ist das Austauschvermögen gering, kann es neben einer Akkumulation der Schadstoffkonzentration zu einer langfristigen Beeinflussung der Grundwasserqualität kommen. Bei einem hohen Austauschvermögen des Aquifers ist dahingegen in kürzerer Zeit der größte Anteil des Grundwassers ausgetauscht. Es kommt weder zu einer langfristigen Akkumulation der Schadstoffkonzentration noch zu einer längerfristigen Belastung des Trinkwasserbrunnens. Jedoch kann es in diesem Falle zeitweise zu einer hohen Schadstoffkonzentration im Grundwasser kommen.

Wie aus der Definition des hydrodynamischen Gefährdungspotentials hervorgeht ist die Verweilzeitverteilung in diesem Zusammenhang ein direktes Maß für das hydrodynamische Gefährdungspotential.

Bei einer Verunreinigung der jungen Komponente ist bereits binnen eines Jahres der Brunnen nicht mehr zur Trinkwassergewinnung geeignet. Weist also die junge Komponente im Verhältnis zum Gesamtvolumen des Grundwasserkörpers ein großes Volumen auf, so besteht ein hohes hydrodynamisches Gefährdungspotential für den Trinkwasserbrunnen. Im anderen Falle, wenn der Anteil der jungen Komponente relativ klein ist, ist eher die Wasserqualität des Speichers für das Gefährdungspotential maßgebend, da der Brunnen aus dem Aquifer ein Gemisch aller Alterskomponenten entnimmt.

In Bezug auf eine sich aus weiterer Entfernung den Grundwasserbrunnen nähernde Schadstoffwolke, die von einer Altlast ausgeht, wäre demnach der jeweilige Anteil der Alterskomponente für die Wasserqualität des Wassers verantwortlich. In diesem Falle könnte aller Voraussicht nach nicht von einer extrem hohen Schadstoffkonzentration ausgegangen werden.

6.1. Zeit-Schad-Prognose

Die Zeit-Schad-Prognose gibt hier Auskunft über die Gefährdung einer Trinkwasserfassung durch eine Altlast in Abhängigkeit der Zeit. Es soll über eine Zeit-Schad-Prognose die hydrodynamische Gefährdung einer Trinkwasserfassung abgeschätzt werden. Auf Grund der Vielzahl der möglichen Schadstoffe, die ins Grundwasser gelangen können, wird diese Prognose hier unabhängig von den Eigenschaften eines Schadstoffes und dessen Wechselwirkungen mit der Aquifermatrix erstellt.

Maßgebend für die Zeit-Schad-Prognose ist die Verweilzeitverteilung des an Brunnen entnommenen Grundwassers. In Kapitel 5 wurden bereits die Verweilzeitverteilung und die anteiligen Wassermengen der Altersstufen für den Hungerbrunnen 2 im Zartener Becken dargestellt.

Das Grundwassersystem im Zartener Becken ist sehr dynamisch und weist eine hohe Austauschkapazität auf, wobei die mengenmäßig größten Komponenten weniger als 5 Jahre alt sind.

Die Verweilzeitverteilung (Abb.30) gibt ein Maximum des drei Jahre alten Wassers am Hungerbrunnen 2 an, sowie eine mittlere Verweilzeit des Grundwassers von knapp 4 Jahren an. Ältere als 5 Jahre alte Komponenten dominieren mit heute 18 % am Hungerbrunnen 2 (Abb. 31) nicht die Wasserqualität.

Sowohl die Literaturergebnisse, als auch die Ergebnisse dieser Untersuchung deuten auf keine signifikante Beeinflussung des Hungerbrunnens 2 durch Uferfiltrat der Dreisam hin. Jedoch weisen beispielsweise die Ergebnisse der Arbeit von HERDEG (1993) und das hierzu passende Strömungsbild, das mit WhAEM 2000 ermittelt wurde, auf eine signifikante Beeinflussung des Hungerbrunnens 2 durch das Uferfiltrat von Wagensteigbach und Rotbach hin.

Die anteilige Verteilung der Grundwasserkomponenten (Abb. 31), die mit WhAEM 2000 ermittelt worden ist, zeigt keinen vorherrschenden Einfluss einer Alterskomponente auf die Wasserqualität am Hungerbrunnen 2. Das bedeutet bei einem punktuellen kurzfristigen Schadstoffeintrag könnte durch die Mischungs- und Dispersionsprozesse im Aquifer die Schadstoffkonzentration weit genug abgesenkt werde, dass das Wasser weiterhin als Trinkwasser genutzt werden könnte. Findet der Schadstoffeintrag allerdings diffus über eine längere Zeitspanne statt, könnten mehrere Komponenten verunreinigt werden, was zu einer generellen Belastung des Grundwassers führen würde. Dies ist vor allem zu beachten, da das Verweilzeitspektrum des Grundwassersystems im Zartener Becken keine große alte Komponente aufweist.

Gefährdungsabschätzung

Die hohe Dynamik und Austauschkapazität des Grundwassers im Bereich des Hungerbrunnens 2 deuten auf ein schnelles Reaktionsvermögen des Grundwassersystems bezüglich eines Schadstoffeintrages hin. In Abhängigkeit der Eigenschaften des Schadstoffes in Bezug auf seine mikrobiellen Abbaubarkeit, kann somit eine Gefährdung der Trinkwasserfassung nicht ausgeschlossen werden.

6.2. Management Optionen

Die Grundwasserqualität am Hungerbrunnen 2 wird heute maßgeblich durch die Mischung des Wassers unterschiedlicher Verweilzeiten bestimmt. Um Management-Empfehlungen für die Zukunft geben zu können, müssen die künftigen hydraulischen Bedingungen im nördlichen Bereich des Zartener Beckens berücksichtigt werden. Ein mögliches Zukunftsszenario ist in Kapitel 5.2.2. (Fall B) beschrieben: In diesem Falle ist der, bei Hochwasserführung des Eschbachs, stark getrübte Hungerbrunnen 1 nicht mehr in Betrieb. Diese Maßnahme würde einen erhöhten Einfluss des Eschbachs und somit möglicherweise eine Erhöhung des Anteils der schnellen Komponente für den Hungerbrunnen 2 bedeuten.

Eine Möglichkeit wäre, den Betrieb am Hungerbrunnen 1 gedrosselt weiterhin aufrecht zu erhalten, um so eine weitestgehende Abschirmung des Hungerbrunnens 2 auch in Zukunft zu gewährleisten.

6.3. Unsicherheit

Die Unsicherheit des hydrodynamischen Gefährdungspotentials ist bei der Bestimmung über die Verweilzeitverteilung, die in diesem Falle mit WhAEM 2000 ermittelt wurde, vor allem in der Bestimmung des Anteils der schnellen (Tage bis wenige Wochen) Komponente zu sehen. Die Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung zeigen, dass bereits heute phasenweise eine schnelle Komponente die Qualität des Grundwassers am Hungerbrunnen 2 beeinflusst.

Diese konnte in dieser Arbeit jedoch nicht ausreichend für den Hungerbrunnen 2 bestimmt werden und auch nicht mit einem Hochwasser in der Dreisam in Verbindung gebracht werden. Gefährdungsabschätzung

7 Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse der FCKW und SF₆ Analyse zeigen, dass es sich im Zartener Becken um relativ junges Grundwasser handelt (jünger 5 Jahre). Im Rahmen der Auswertung der FCKW-Messungen konnte eine leichte Erhöhung der FCKW Isotope F-11 und F-12 an den neuen Brunnen 1 und 2, sowie dem Hungerbrunnen 2 festgestellt werden.

Die Modellierung mit WhAEM 2000 bestätigte die Plausibilität der gemessenen F-113 und SF₆ Konzentrationen. Somit konnte ebenso die Plausibilität der mit WhAEM 2000 ermittelten Verweilzeitverteilung bestätigt werden.

Die Ergebnisse (Kapitel 5) zeigen, dass sich WhAEM 2000 grundsätzlich für die einfache und relativ schnelle Ermittlung der Verweilzeitverteilung eines Grundwasserkörpers eignet. Einige gerade in heterogenen Gebieten nicht einfach zu bestimmende Parameter beeinflussen jedoch das Modellergebnis und somit die Verweilzeitverteilung sehr stark. Somit ist die zusätzliche Bestimmung einer Alterskomponente des Grundwasserkörpers unverzichtbar. Werden die Ergebnisse der Isotopenbestimmung als Anhaltspunkt genommen, so kann eine plausible Verweilzeitverteilung mit WhAEM 2000 ermittelt werden.

Mit den Ergebnissen aus der Modellierung mit WhAEM 2000 konnte in dieser Arbeit keine schnelle Komponente separiert werden, die mehrere Tage oder wenige Wochen alt ist. Dahingegen zeigen die Leitfähigkeitsmessungen teilweise signifikante Abweichungen der Zusammensetzung des Wassers an, was auf eine Beeinflussung durch eine schnelle Komponente hinweist.

Eine Möglichkeit die Herkunft der schnellen Komponente und deren Größe zu erfassen, wäre neben einer Beprobung des Hungerbrunnens 2, eine Beprobung von Eschbach, Rotbach und Wagensteigbach. Ausgehend von den Ergebnissen von HERDEG (1993) wäre hierbei eine Untersuchung der chemischen Parameter zu überdenken. Eine zusätzliche Beprobung der Pegel PE 38, 40 und insbesondere von PE 39 könnte ebenso weitere Kenntnisse über die Grundwasserdynamik und die räumliche Verteilung chemischer Parameter ergeben, wodurch auf die mögliche Ausbreitung und das Verhalten eines Schadstoffes geschlossen werden könnte.

Um den künftigen Grad der Beeinflussung durch den verhältnismäßig kleinen Eschbach für den Hungerbrunnen 2 zu quantifizieren wäre auch eine Beprobung von Hungerbrunnen 1 und Eschbach sinnvoll. Diskussion und Ausblick

Albers, Holger (1998):

Berechnung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag für die Wasserwerke Ebnet und Hausen. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie, Freiburg (unveröffentlicht).

BARTETZKO, G., RIPPEN, G., WIESERT, P., ARCCADIS TRITSCHLER & PARTNER CONSULT (1999):

Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. Im Auftrag des Umweltbundes, Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Umweltplanung/Ökologie. UBA-Texte 96/99. 133 Seiten.

BAUER, SEBASTIAN, FULDA, CHRISTIAN, SCHÄFER, WOLFGANG (2000):

Numerical simulation of a multitracer study in a basaltic aquifer. Aus: Dassargues, A. (2000): IHAS Publication no. 262: Tracers and Modelling in Hydrogeology. Wallingford. S. 277 – 282.

BAUER, SEBASTIAN, FULDA, CHRISTIAN, SCHÄFER, WOLFGANG (2001):

A multi-tracer study in a shallow aquifer using age dating tracers ³H, ⁸⁵Kr, CFC-113 and SF₆ – indication for retarded transport of CFC-113. Journal of Hydrology 248 (2001) 14 – 34.

BOLD, STEFFEN (2000):

Instationäre Grundwassermodellierung des Zartener Beckens. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie, Freiburg. 94 Seiten. (unveröffentlicht)

BUSENBERG, E., PUMMER, L.N. (1992):

Use of chlorofluorocarbons (CCI3F and CCl2F2) as hydrologic tracers and agedating tools—Example - The alluvium and terrace system of central Oklahoma: Water Resources Research, 28, S. 2.257 - 2.284.

BUSENBERG, E., PUMMER, L.N. (2000):

Dating young groundwater with sulfur hexafluoride—Natural and anthropogenic sources of sulfur hexafluoride: Water Resources Research, 36, S. 3.011 - 3.030.

BUWAL & BWG (2004):

Wegleitung Grundwasserschutz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz. 133 Seiten.

CIVITA, M.V., DE MAIO, M. (1997): Assessing Groundwater contamination risk using ArcInfo via GRID function. http://gis.esri.com/library/userconf/proc97/proc97/to600/pap591/p591.htm 3.8.2006 CORCHO ALVARADO, J.A., PUTSCHERT, R., HINSBY, K., TROLDBORG, L., HOFER, M., KIPFER, R., AESCHBACH-HERTIG, W., ARNO-SYNAL, H. (2005):

36Cl in modern groundwater dated by a multi-tracer approach (3H/3He, SF6, CFC-12 and 85Kr): a case study in quaternary sand aquifers in the Odense Pilot River Basin, Denmark. Applied Geochemistry 20 (2005) 599 – 609.

DEHAY, KELLI L., ANDREWS, WILLIAM J., SUGHRU, MICHAEL P. (2004):

Hydrology and Ground-Water Quality in the Mine Workings within the Picher Mining District, Northeastern Oklahoma, 2002 – 2003. U.S. Geological Service, Reston, Virginia. 71 Seiten.

DE LANGE, W.J. (1991):

A groundwater model of the Netherlands. Note No. 90.066, National Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Lelystad, The Natherlands.

EHNES, TIMO (2006):

Der Einfluss der Schneeschmelze auf die Abflussbildung und die Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Dreisam. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie, Freiburg. 106 Seiten. (unveröffentlicht)

Ehrminger, Bernhard (1993):

Simulation der Sauerstoffisotopenzusammensetzung von Grundwasser mit einem numerischen Strömungs- und Transportmodell am Beispiel des Zartener Beckens. Dissertation an der Albert-Ludwigs Universität Freiburg. 104 Seiten.

EHRMIGER, B., HERDEG, U. (1990):

Stand der Arbeiten im Einzugsbereich des Wasserwerkes Ebnet - Untersuchungen der Freiburger Energie- und Wasserversorgungs AG, Freiburg (FEW). 174 Seiten.

FRIEG, BERNHARD (1987):

Hydrogeologie und Grundwasserhydraulik des Einzugsgebietes des Wasserwerkes Freiburg-Ebnet. Dissertation an der Ruprecht-Karls Universität Heidelberg.143 Seiten.

GLOMB, G., ZWÖLFER, F. (1990):

Grundwassermodell Zartener Becken -Bodenkundliche Untersuchungen-AZ.080.01/89-4765.Zw/Gg. - unveröff. Gutachten des geol. Landesamt Baden-Württemberg, 5 Seiten.

GOLDSTEIN, S., LUO, S., KU, R., MURRELL, M. (2006):

Uranium-Series Constraints on Radionuclide Transport and Groundwater Flow Beneath the Nopal I Uranium Deposit, Sierra Pena Blanc, Mexico. 28 Seiten. In: 2006 International High-Level Radioactive Waste Management Conference, Las Vegas.

GOODE, DANIEL J. (1996):

Direct simulation of groundwater age. Water Resources Research, Vol.32, No. 2, S. 289 – 296.

НАІТЈЕМА, Н.М. (1995):

Analytic element Modeling of Ground Water Flow. Academic Press, INC., San Diego. 390 Seiten.

HERDEG, UTA (1993):

Untersuchungen zu den Grundwasserfließsystemen im Bereich der Wasserwerke von Freiburg im Breisgau auf der Grundlage isotopenhydrologischer und geologischer Daten. Freiburg. 230 Seiten.

HINKLE, S.R., SNYDER D.T. (1997):

Comparison of Chlorofluorocarbon-Age Dating with Particle Tracking Results of a Regional Ground-Water Flow Model of the Portland Basin, Oregon and Washington. U.S. Geological Survey Water-Supply, Paper 2483, Denver. 30 Seiten.

HOFFMANN, BERND (2000):

Mitteilungen Heft 104: Entwicklung eines rechnergstützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

HUDEC, BARBARA (2003):

Erfassung und Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch punktuelle Schadstoffquellen – Konkretisierung von Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Umweltbundesamt Texte 28/03. 350 Seiten.

JANKOVIC, IGOR (2001):

AEM Codes for 2D & 3D Groundwater Flow. S. 3. International Groundwater Modling Center, Newsletter, Volume XVIIII, Issue 1. 6 Seiten.

JUNGHANS, UDO (1998):

Grundwassermodell Zartener Becken - Entwicklung und Aufbau eines dreidimensionalen, instationären Grundwasserströmungsmodells für das Einzugsgebiet Ebnet der Freiburger Wasserversorgung. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie, Freiburg. 113 Seiten. (unveröffentlicht)

KÄSS, WERNER (2004):

Lehrbuch der Hydrogeologie. Band 9: Geohydrologische Markierungstechnik. 2. Auflage. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart. 557 Seiten.

KATZ, BRIAN G. (2002):

Demistifying Ground-water Flow and Contaminant Movement in Karst Systems Using Chemical and Isotopic Tracers. U.S. Geological Service, Water-Ressources Investigations Report 02-4174. Atlanta, Georgia. S. 13 – 19.

KLEIN, MICHAEL (2000):

Anwendung von Modellen zur Abschätzung der Grundwassergefährdung durch organische Stoffe aus Reststoffen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit *Gewässergüte und Wasserwirtschaft.* 433 Seiten.

KRAEMER, STEVE (2001):

Source Water Area Delineation of Public Water Supply Wells using WhAEM2000. S. 4. International Groundwater Modling Center, Newsletter, Volume XVIIII, Issue 1. 6 Seiten.

LANDRATSAMT BREISGAU-HOCHSCHWARZWALD (2006): Fachbereich 440: Wasser & Boden. Herr Dinkel. Mündliche Auskunft.

LEGE, T., KOLDITZ, O., ZIELKE, W. (1996):

Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2: Strömungs- und Transportmodellierung. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 418 Seiten.

LFU (1996):

Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Leitfaden Erkundungsstrategie Grundwasser. Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

LIU, GAISHENG, ZHENG, CHUNMIAO, GORELICK, STEVEN M. (2004): Limits of applicability of the advection-dispersion model in aquifers containing connected high-conductivity channels. Water Resources Research, Vol. 40., American Geophysical Union, Washington. 19 Seiten.

LUTHER, K., HAITJEMA, H.M. (1999):

An analytic element solution to unconfined flow near partially penetrating wells. Journal of Hydrology 226 (1999) 197 – 203.

MALOSZEWSKI, P., SEILER, K.-P. (1999):

Modeling of flow Dynamics in Layered Groundwater System - Comparative Evaluation of Black Box and Numerical Approaches. In: IAEA International Symposium on Isotope Techniques in Water Resources Development and Management, Vienna, Austria, 10-14 May 1999.

MALOSZEWSKI, P., ZUBER, A. (1982):

Determining the turnover time of groundwater systems with the aid of environmental tracers, 1. Models and their application. Journal of Hydrology, 57 (1982): 207 – 231. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam

MANNING, ANDREW H., SOLOMON, KIP D., THIROS, SUSAN A. (2005):

3H/3He age data in assessing the susceptibility of wells to contamination. Ground Water Volume 43 Issue 3: 353 - 367. Blackwell.

MAZOR, E., NATIV, R. (1992):

Hydraulic calculation of groundwater flow velocity and age: examination of the basic premises. Journal of Hydrology, 138 (1992) 211 – 222. Elsevier Science Publisher B.V., Amsterdam.

MORGENSTERN, U., REEVES, R., DAUGHNEY, C., CAMERON, S. (2004):

Groundwater age, Time Trends in Water Chemistry, and Future Nutrient Load in the Lakes Rotorua and Okareka Area. Institute of Geological & Nuclear Sciences, client report 2004/17, New Zealand. 55 Seiten.

MORHARD, A. (2006):

Nitrathaushalt und Eintragungspotentiale der Trinkwassergewinnungsgebiete Teilbericht "Wasserhaushalt und numerische Grundwassermodelle" Freiburg im Breisgau.

NSW DEPARTMENT OF LAND AND WATER CONSERVATION (1998): Aquifer Risk – Assessment Report. Sydney. 20 Seiten.

OSTER, HARALD, SONNTAG, C., MÜNNICH, K.O. (1996): Methodische Aspekte zur Datierung von Grundwasser mittels FCKW F11, F12 und F113. Vom Wasser, 86. S. 205 - 216.

PARK, J., BETHKE, C.M., TORGERSEN, T., JOHNSON, T.M. (2002): Transport modeling applied to the interpretation of groundwater ³⁶Cl age. Water Resources Research, Vol. 38, No. 5. 15 Seiten.

PLUMMER, N.L., BÖHLKE, J.-K., BUSENBERG, E. (2003):

Approaches for Ground-Water Dating. In: LINDSEY, B.D., PHILIPS, S.W., DONNELLY, C.A., SPEIRAN, G.K., PLUMMER, N.L., BÖHLKE, J.-K., FOCAZION, M.J., BURTON, W.C., BUSENBERG, E. (2003): Residence Times and Nitrate Transport in Ground Water Discharging to Streams in the Chesapeake Bay Watershed. Water-Resources Investigations Report 03-4035. USGS, New Cumberland, Pennsylvania. 201 Seiten. S. 12-24.

PTAK, THOMAS; SCHWARZ, RAINER; HOLDER, THOMAS; TEUTSCH, GEORG (2000):

Ein neues integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil II: Numerische Lösung und Anwendung in Eppelheim. Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 4/2000. Verlag: Springer Berlin / Heidelberg. Seite 176 – 183.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG (2005):

EG-Wasserrahmenlinie - Bericht zur Bestandsaufnahme, Teilbearbeitungsgebiet 31: Elz-Dreisam. 23 Seiten.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM KARLSRUHE (2005):

EG Wasserrahmenrichtlinie - Bericht zur Bestandsaufnahme: Bearbeitungsgebiet Oberrhein (Baden-Württembergischer Teil). Bearbeitungsstand: 01.03.2005. 102 Seiten.

ROBBINS, GARY A., GILBERT, EDWARD J. (2000):

MTBE: a conservative tracer for estimating biodegradation and hydrodynamik dispersion at underground storage tank sites. In: Dassargues, A. (2000): IHAS Publication no. 262: Tracers and Modelling in Hydrogeology. Wallingford. Seite 235 – 240.

ROHMANN, MICHELLE (2005):

Erkundung und Bewertung der Altlasten-Standorte am Oberrhein. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie, Freiburg. (unveröffentlicht)

RUPERT, MICHAEL G., PLUMMER, NIEL L. (2004):

Ground Water flow Direction, Water Quality, Recharge Sources, and Age, Great Sand Dunes National Monument, South-Central Colorado, 2000-2001. U.S. Geological Service, Reston, Virginia. 35 Seiten.

SÁNCHEZ-MARTOS, F., JIMÉNEZ-ESPINOSA, R., PULIDO-BOSCH, A. (2001): Mapping groundwater quality variables using PCA and geostatistics: a case study of Bajo Andarax, southeastern Spain. Hydrological Sciences Journal. 46(2): 227 - 241.

SCHWARZ, RAINER (2002):

Grundwasser Gefährdungsabschätzung durch Emissions- und Immissionsmessungen an Deponien und Altlasten. Reihe C, Nr.66, Tübingen. 136 Seiten.

SEABERG, J.K., HANSEN, D.D., BLOCK, B.W., STREITZ, A.R., DE LANGE, W.J., BAKKER, M. (1997):

Developement of a regional groundwater model fort he Twin Cities Metropolitan Area, USA (paper 1 of 2). Proceedings of the International Conference Analytic-based Modeling of Groundwater Flow, Nunspeet, The Netherlands. S. 59 – 75.

STRACK, O.D.L. (1999):

Principles of the analytic element method. Journal of Hydrology 226 (1999) 182 – 138.

STRACK, O.D.L., JANKOVIC, I., BARNES, R. (1999):

The superbloch approach for the analytic element method. Journal of Hydrology 226 (1999) 179 – 187.

STRACK, O.D.L. (2001):

Overview of AEM. S. 2. International Groundwater Modling Center, Newsletter, Volume XVIIII, Issue 1. 6 Seiten.

STRAYLE, G. (1988):

Hydrogeologisches Gutachten zur Auswertung des Pumpversuches vom 20.7 bis 23.7.1988 im Hungerbrunnen 2 der Freiburger Energie- und Wasserversorgung AG. -unveröffentlichtes Gutachten des geologischen Landesamt Baden-Württemberg, 47632-/88FR.

TEUTSCH, GEORG; PTAK, THOMAS; SCHWARZ, RAINER; HOLDER, THOMAS (2000): Ein neues integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil I: Beschreibung der Grundlagen. Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 4/2000. Verlag: Springer Berlin / Heidelberg. Seite 170 – 175.

THIROS, S.A., MANNING, A.H. (2004):

Quakity and Sources of Ground Water for Public Supply in Salt Lake Valley, Salt Lake County, Utah, 2001. Water-Resources Investigations Report 03-4325. U.S. Geological Survey, Salt Lake City, Utah. 108 Seiten.

WEBB, T.H., LILBURNE, L.R. (1999):

Use of LEACHM model and the DRASTIC index to map relative rinsk of groundwater contamination by pesticide leaching. Journal of Hydrology (NZ), 38(2): 271 - 288.

WEISSMANN, G.S., ZHANG, Y., LABOLLE, E.M., FOGG, G.E. (2002): Dispersion of groundwater age in an alluvial aquifer system. Water Resources Research, Vol. 38, No. 10, 1198. 14 Seiten.

WIRSING, G. & OHNEMUS, J. (1988):

Hydrogeologischer Bau in den Einzugsgebieten der Brunnen der Freiburger Energie- und Wasserversorgungs AG - Wasserwerk Ebnet und Wasserwerk Hausen a. d. Möhlin. Unveröffentlichtes Gutachten des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Freiburg i. Breisgau.

Anhang

9 Anhang

Anhang 1:

Leitfähigkeit und δ^{18} O in der Dreisam (14.08.2006 - 31.10.2006)

	18-0	LF
Datum/Zeit	[‰]	[µS/cm]
14.8.06 12:00	-9,20	126
15.8.06 12:00	-9,53	122
16.8.06 12:00	-9,50	128
17.8.06 12:00	-9,45	120
18.8.06 12:00	-9,51	124
19.8.06 12:00	-9,14	110
20.8.06 12:00	-9,23	157
21.8.06 16:00	-9,40	134
23.8.06 12:00	-9,15	127
24.8.06 6:00	-9,36	
24.8.06 12:00	-9,03	120
24.8.06 18:00	-9,36	
25.8.06 0:00	-8,85	
25.8.06 12:00	-9,51	117
26.8.06 12:00	-9,36	130
27.8.06 12:00	-9,59	117
27.8.06 18:00		116
28.8.06 0:00		132
28.8.06 6:00		143
28.8.06 12:00	-9,44	148
28.8.06 18:00	-9,08	126
29.8.06 0:00	-9,25	158
29.8.06 6:00	-9,29	111
29.8.06 12:00	-8,81	132
29.8.06 18:00	-9,10	140
30.8.06 0:00	-9,21	127
30.8.06 6:00	-9,17	141
30.8.06 12:00	-9,13	127
30.8.06 18:00	-9,29	110
31.8.06 0:00	-9,21	136
31.8.06 6:00	-9,17	130
31.8.06 12:00	-9,26	111
31.8.06 18:00	-9,39	132
1.9.06 0:00	-9,41	108
1.9.06 6:00	-9,39	130
1.9.06 12:00	-9,26	113
1.9.06 18:00	-9,38	130
2.9.06 0:00	-9,47	108
2.9.06 6:00	-9,54	109
2.9.06 12:00	-9,58	104
2.9.06 18:00	-9,42	104
3.9.06 12:00	-9,53	122
4.9.06 12:00	-9,66	122
5.9.06 12:00	-9,65	117

	18-0	LF
Datum/Zeit	[‰]	[µS/cm]
6.9.06 0:00	-9,66	
6.9.06 6:00	-9,62	
6.9.06 12:00	-9,82	124
6.9.06 18:00	-9,70	
7.9.06 12:00	-9,51	130
7.9.06 18:00	-9,74	105
8.9.06 0:00	-9,03	122
8.9.06 6:00	-9,06	119
8.9.06 12:00	-9,29	130
8.9.06 18:00	-9,41	116
9.9.06 0:00	-9,5	129
9.9.06 6:00	-9,6	106
9.9.06 12:00	-9,50	113
9.9.06 18:00	-9,26	106
10.9.06 12:00	-9,58	116
11.9.06 0:00	-9,70	
11.9.06 6:00	-9,68	
11.9.06 12:00	-9,62	117
11.9.06 18:00	-9,67	
12.9.06 12:00	-9,35	132
13.9.06 12:00	-9,40	119
14.9.06 12:00	-9,20	120
15.9.06 12:00	-9,40	136
16.9.06 12:00	-9,38	125
16.9.06 18:00	-9,54	
17.9.06 0:00	-9,48	
17.9.06 6:00	-9,56	121
17.9.06 12:00	-9,07	125
17.9.06 18:00	-9,23	105
18.9.06 0:00	-9,16	133
18.9.06 6:00	-9,41	92
18.9.06 12:00	-9,5	90
18.9.06 18:00	-9,42	95
19.9.06 0:00	-9,44	95
19.9.06 6:00	-9,27	97
19.9.06 12:00	-9,54	96
19.9.06 18:00	-9,39	96
20.9.06 0:00	-9,42	98
20.9.06 6:00	-9,31	96
20.9.06 12:00	-9,61	100
20.9.06 18:00	-9,60	97
21.9.06 0:00	-9,64	98
21.9.06 6:00	-9,53	97
21.9.06 12:00	-9,52	103

Datum/Zeit	18-0 [‰]	LF [uS/cm]
	0.47	
22.9.00 10.00	-9,47	105
22.9.00 0.00	-9,55	112
22.9.00 0.00	-9,45	104
22.9.00 12:00	-3,50	104
23.9.06.12:00	-9.63	103
24 9 06 12:00	-9 52	106
25.9.06.0:00	-9.59	130
25.9.06.6:00	-9.64	108
25.9.06 12:00	-9.60	129
25.9.06 18:00	-9.14	105
26.9.06 0:00	-9.40	111
26.9.06 6:00	-9.36	107
26.9.06 12:00	-9,52	109
26.9.06 18:00	-8,79	102
27.9.06 0:00	-9,16	109
27.9.06 6:00	-9,07	147
27.9.06 12:00	-9,31	109
2.10.06 15:00	-9,42	105
2.10.06 18:00	-9,42	
3.10.06 0:00	-9,38	103
3.10.06 6:00	-9,40	100
3.10.06 12:00	-9,12	90
3.10.06 16:00	-9,18	95
3.10.06 18:00	-9,30	101
4.10.06 0:00	-9,22	113
4.10.06 6:00	-9,41	94
4.10.06 12:00	-9,41	92
4.10.06 18:00	-9,53	104
5.10.06 0:00	-9,56	92
5.10.06 6:00	-9,52	94
6.10.06 9:00	-9,52	109

	18-0	LF
Datum/Zeit	[‰]	[µS/cm]
6.10.06 12:00	-9,30	132
6.10.06 18:00	-9,48	118
7.10.06 0:00	-9,34	130
7.10.06 6:00	-9,60	116
7.10.06 12:00	-9,46	109
7.10.06 18:00	-9,54	129
8.10.06 0:00	-9,56	131
8.10.06 6:00	-9,53	122
8.10.06 12:00	-9,55	110
8.10.06 18:00	-9,51	108
9.10.06 12:00	-9,64	122
10.10.06 12:00	-9,43	118
11.10.06 12:00	-9,56	115
12.10.06 12:00	-9,65	117
13.10.06 12:00	-9,44	113
14.10.06 12:00	-9,58	137
15.10.06 12:00	-9,52	113
16.10.06 12:00	-9,56	110
17.10.06 12:00	-9,60	122
18.10.06 12:00	-9,56	124
19.10.06 12:00	-9,56	115
20.10.06 12:00	-9,75	112
21.10.06 12:00	-9,67	113
22.10.06 12:00	-9,66	109
23.10.06 12:00	-9,66	111
24.10.06 12:00	-9,54	110
25.10.06 12:00	-9,60	124
26.10.06 12:00	-9,53	110
27.10.06 12:00	-9,19	114
28.10.06 12:00	-9,13	98
29.10.06 12:00	-9,17	112
30.10.06 12:00	-9,33	105
31.10.06 12:00	-9,35	111

Anhang

Anhang 2 :

Leitfähigkeit und δ^{18} O im Hungerbrunnen 2 (14.08.2006 - 31.10.2006)

	18 - 0	LF
Datum/Zeit	[‰]	[µS/cm]
14.8.06 12:00	-9,33	203
15.8.06 12:00	-9,22	202
16.8.06 12:00	-9,15	231
17.8.06 12:00	-9,09	214
18.8.06 12:00	-9,18	194
21.8.06 12:00	-9,12	194
22.8.06 12:00	-9,30	227
23.8.06 12:00	-9,27	205
24.8.06 12:00	-9,31	303
25.8.06 12:00	-9,29	206
28.8.06 12:00	-9,35	204
29.8.06 12:00	-9,33	195
30.8.06 12:00	-9,11	206
31.8.06 12:00	-9,16	235
1.9.06 12:00	-9,20	198
4.9.06 12:00	-9,20	200
5.9.06 12:00	-9,20	200
6.9.06 12:00	-9,26	205
7.9.06 12:00	-9,37	188
8.9.06 12:00	-9,29	201
11.9.06 12:00	-9,36	209
12.9.06 12:00	-9,30	205
13.9.06 12:00	-9,19	249
19.9.06 12:00	-9,23	192
20.9.06 12:00	-9,20	303

	18 - O	LF
Datum/Zeit	[‰]	[µS/cm]
21.9.06 12:00	-9,15	199
22.9.06 12:00	-9,33	176
25.9.06 12:00	-9,34	262
26.9.06 12:00	-9,32	180
27.9.06 12:00	-9,28	173
28.9.06 12:00	-9,27	230
29.9.06 12:00	-9,36	182
4.10.06 12:00	-9,13	191
5.10.06 12:00	-9,20	190
6.10.06 12:00	-9,25	227
9.10.06 12:00	-9,13	303
10.10.06 12:00	-9,04	211
11.10.06 12:00	-9,08	186
12.10.06 12:00	-9,09	194
13.10.06 12:00	-9,12	181
16.10.06 12:00	-9,09	190
17.10.06 12:00	-9,15	193
18.10.06 12:00	-9,25	186
20.10.06 12:00	-8,99	208
23.10.06 12:00	-9,05	224
24.10.06 12:00	-9,11	236
25.10.06 12:00	-9,23	184
26.10.06 12:00	-9,24	188
30.10.06 12:00	-9,21	195
31.10.06 12:00	-9,23	179
Anhang 3:

Mit den Flux Inspection Lines ermittelte Wassermengen und deren Anteile am gepumpten Grundwasser am Hungerbrunnen 2 (HU 2)

-Fall A-

Tage	Jahre	Durchfluss [m³/Tag]	Neues Wasser [m³/Tag]	Anteil am HU 2 [%]
50		9635,146	64,85	0,66
70		9626,258	8,89	0,09
100		9594,687	31,57	0,32
200		9514,749	79,94	0,82
365	1	9383,545	131,20	1,35
730	2	7981,733	1401,81	14,45
1095	3	5049,587	2932,15	30,22
1460	4	2818,056	2231,53	23,01
1825	5	1780,977	1037,08	10,69
	> 5		178098	18,36

-Fall B-

Tage	Jahre	Durchfluss [m³/Tag]	Neues Wasser [m³/Tag]	Anteil am HU 2 [%]
50		9614,812	85,19	0,87
70		9605,812	9,57	0,11
200		9190,018	415,16	4,28
365	1	8438,457	751,62	7,75
730	2	6036,605	2401,85	24,76
1095	3	3006,936	3029,67	31,23
1460	4	1635,246	1371,69	14,14
1825	5	595,204	1040,04	10,72
	> 5		595,20	6,13

Anhang 4:

Einfluss der "Resistance" auf die Verweilzeitverteilung für den Hungerbrunnen 2

Ergebnisse des Modelllaufes:

Таре	Iahre	Durchfluss [m³/Tag]	Neues Wasser [m³/Tag]	Anteil am HU 2 [%]
10	Junie	9550 101	149.9	1 55
20		9588.078	0.00	0.00
30		9617,134	0,00	0.00
50		9643,115	0,00	0,00
70		9639,748	3,37	0,03
100		9610,893	28,85	0,30
200		9548,177	62,72	0,65
365	1	9416,651	131,53	1,36
730	2	9156,473	260,18	2,68
1095	3	8883,965	272,51	2,81
1460	4	8638,16	245,81	2,53
1825	5	8345,979	292,18	3,01
2920	8	7912,954	433,03	4,46
3650	10	7663,622	249,33	2,57
	15	7130,525	533,10	5,50
	> 15		7037.51	72.55



Strömungsbild aus WhAEM 2000 für eine "Resistance" von 0,4 Tagen, und ansonsten unveränderten Parametern.

Anhang

Danke an....

Prof. Dr. Ch. Leibundgut für die Vergabe des Themas und die hilfreichen Anregungen im Forschungsseminar.

Dr. Ch. Külls für die Betreuung der Arbeit.

Gunter Adolf für die vielen kleinen und doch wertvollen Tipps am Rande und Jochen Wenninger für die zahlreichen ¹⁸O Messungen.

Emil Blattmann für die Hilfe in allen praktischen und technischen Fragen bei der Arbeit im Gelände.

Steffen Schrempp und Franz-Josef Kern, GIT Hydros Consult, für die gute Zusammenarbeit und die Überlassung der hydrogeologischen Daten. Sowie Andreas Morhard für die hilfreichen Diskussionen über das Zartener Becken die schlussendlich zum Modellergebnis führten.

Herr Engler, badenova AG, für die Erlaubnis Proben am Hungerbrunnen 2 zu nehmen und in diesem Zusammenhang Herrn Schuler für die regelmäßige Probenahme am Hungerbrunnen 2.

Dr. H. Oster und Prof. Dr. W. Aeschbach-Hertig für die FCKW, SF₆ und Edelgas (hier nicht zur Anwendung gekommen) Analysen

Herr Dinkel, Landratsamt Breisgau Hochschwarzwald Fachbereich 440: Wasser & Boden, für die Herausgabe und Erlaubnis der Einsichtnahme in die Dateien der kartierten Altlasten im nördlichen Bereich des Zartener Beckens.

Fam. Ritter-Kilgus aus Zarten für den uneingeschränkten Zugang zu ihrem Grundstück und die Erlaubnis hier den APEG zur Probennahme an der Dreisam aufzustellen

Dr. Jochen Schneider für das Korrekturlesen und die wertvollen Anmerkungen.

Meiner Mutter Ulla Willscheid für das Korrekturlesen und die zahlreichen Diskussionsversuche.

Und im besonderen Maße meinem Freund Bernd Längin, der mir immer wieder die nötige Bearbeitungszeit eingeräumt hat.