Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Institut für Hydrologie

Alexander Knobloch

Untersuchung des Stoffhaushaltes im Einzugsgebiet der Brugga unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Abflußereignissen



Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut Freiburg i.Br., Oktober 1999

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

Institut für Hydrologie

Alexander Knobloch

Untersuchung des Stoffhaushaltes im Einzugsgebiet der Brugga unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Abflußereignissen

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut Koreferent: PD Dr. S. Demuth

Diplomarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut Freiburg i.Br., Oktober 1999 Ehrenwörtliche Erklärung:

Hiermit erkläre ich, daß die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Freiburg i. Br., Oktober 1999

Alexander Knobloch

VORWORT

Diese Arbeit entstand im Rahmen der Projektgruppe "Integraler Gewässerschutz" am Institut für Hydrologie der Universität Freiburg. Ein Themenschwerpunkt dieser Gruppe ist es, den Grad anthropogener Veränderungen in Flußeinzugsgebieten zu bestimmen und in ein Bewertungssystem der hydrologischen Güte zu integrieren. Um im Einzugsgebiet der Brugga Gewässergütemodelle anwenden zu können, war deshalb eine Untersuchung des Stoffhaushalts unter Berücksichtigung von Abflußereignissen notwendig.

Ein besonderer Dank gilt Diplom-Geograph Michael Eisele für die fachliche Betreuung, den ständigen Austausch und die konstruktive Kritik dieser Arbeit. Für die engagierte Mithilfe bei Feldarbeiten möchte ich mich bei Alexander Fritz und Wolfgang Klink bedanken. Den ehemaligen Kommilitonen Elke Urich, Ralf Kiese, Alexander Krämer Morten Karnuth und Krischan Eberle danke ich für ihre Hilfe. Meinem Freund Steffen Schweizer sei hier im besonderen für seine Hilfe bei Computerfragen gedankt.

Abschließend möchte ich mich bei meinen Geschwistern, meiner Mutter und meinem leider vor einem Jahr verstorbenen Vater von ganzem Herzen bedanken, weil sie mir die Studienzeit erst ermöglichten, immer wieder Anlaufstelle waren und mich stets vorbehaltlos unterstützten. Meinem Schwager Dr. Harald Bantel danke ich besonders für die Korrektur des Manusskriptes und seine ständige Unterstützung.

INHALTSVERZEICHNIS

Ver	zeichnis der Abbildungen	VII
Ver	zeichnis der Tabellen	VIII
Ver	zeichnis der Abkürzungen und Symbole	XI
Zus	sammenfassung	XV
Sur	nmary	XVIII
1.	EINLEITUNG	1
2.	PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG	2
3.	BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES	3
3.1	LAGE, MORPHOLOGIE UND TOPOGRAPHIE	3
3.2	GEOLOGIE	5
3.2.	1 DAS KRISTALLINE GRUNDGEBIRGE	5
3.2.	2 HYDROGEOLOGIE DES KRISTALLINEN GRUNDGEBIRGES	6
3.2.	3 QUARTÄRE DECKSCHICHTEN	6
3.2.	4 HYDROGEOLOGISCHE EIGENSCHAFTEN	
	DER QUARTÄREN DECKSCHICHTEN	9
3.3	BÖDEN	10
3.4	KLIMA	13
3.5	LANDNUTZUNG	14
3.6	WALDDÜNGUNG	14
3.7	HYDROLOGIE	16
4.	HAUSHALT DER GELÖSTEN STOFFE	20

5.	METHODEN	26
5.1	MEßNETZ UND PROBENAHME	26
5.1.1	I PROBENAUFBEWAHRUNG UND KONSERVIERUNG	29
5.2	UNTERSUCHTE PARAMETER UND ANALYTISCHE METHODEN	30
5.2.1	I PHYSIKALISCHE PARAMETER	30
5.2.2	2 CHEMISCHE PARAMETER	30
5.2.3	3 LÖSLICH REAKTIVES PHOSPHAT	31
5.2.4	4 HYDROGENCARBONAT	32
5.2.5	5 GELÖSTES SILIKAT	33
5.2.6	6 DAS STABILE ISOTOP SAUERSTOFF-18 (¹⁸ 0)	34
5.3	FEHLERABSCHÄTZUNG UND PLAUSIBILITÄTSKONTROLLE	34
5.3.1	I FEHLER	35
5.3.2	2 FEHLERABSCHÄTZUNG	36
5.3.3	3 PLAUSIBILITÄTSKONTROLLE DER ANALYSEN	37
5.4	DATENAUSWERTUNG	40
5.4.1	I NIEDERSCHLAGSDATEN	40
5.4.2	2 NIEDERSCHLAGSINHALTSSTOFFE	41
5.4.3	3 INHALTSSTOFFE DER SCHNEEPROBEN	42
5.4.4	4 ABFLUßDATEN	42
5.4.5	5 INHALTSSTOFFE IM ABFLUß	43
5.5	GANGLINIENSEPARATION	44
5.5.1	I VERWENDETE TRACER	46
6.	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	50

6.1	KLIMA, NIEDERSCHLAG UND ISOTOPENGEHALT	
	IM NIEDERSCHLAG	50
6.2	SCHNEEHÖHE, WASSERÄQUIVALENT UND	
	ISOTOPENGEHALT DER SCHNEEDECKE	52
6.3	DAS NIEDERSCHLAG-ABFLUßVERHALTEN	53
6.3.1	ZIPFELDOBEL QUELLE	54
6.3.2	2 WITTELSBACH	55
6.3.3	BRUGGA	56
6.3.4	ZUSAMMENFASSUNG DES NIEDERSCHLAG-ABFLUßVERHALTENS	
	IM BRUGGAGEBIET	60
6.4	ERGEBNISSE DER ZWEI-KOMPONETENGANGLINIENSEPARATION	
	FÜR DIE BRUGGA UND DIE ZIPFELDOBEL QUELLE	61
6.4.1	VERHALTEN DER TRACER SILIKAT UND ¹⁸ O	62
6.4.2	2 VERGLEICH DER GANGLINIENSEPARATION MIT SILIKAT	
	IN DER BRUGGA MIT DER ZIPFELDOBEL QUELLE	65
6.4.3	B GANGLINIENSEPARATION MIT SILIKAT UND ¹⁸0 FÜR DIE BRUGGA	66
6.4.4	ZUSAMMENFASSUNG DER GANGLINIENSEPARATIONEN	70
6.5	STOFFEINTRÄGE	72
6.6	STOFFKONZENTRATIONEN UND GEWÄSSERGÜTE	76
6.7	EREIGNISBEZOGENE STOFFKONZENTRATIONEN	82
6.8	KONZENTRATIONS-ABFLUß-BEZIEHUNGEN,	
	STOFFFRACHTEN UND –BILANZEN	101
6.9	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE DER STOFFHAUSHALTS-	
	UNTERSUCHUNG	106
7.	SCHLUßFOLGERUNGEN	08

VII

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

Abbildung 3.1: Einzugsgebiet der Brugga (verändert nach GÜNTNER, 1997)

Abbildung 3.2: Idealisierter Aufbau von periglazialen Deckschichten (REHFUESS, 1990; leicht verändert von UHLENBROOK, 1999)

Abbildung 3.3: Abflußregime der Brugga im Vergleich zur Dreisam und dem St. Wilhelmer Talbach; die Zahlen 01-12 stehen für den jeweiligen Monat im Jahr (Datengrundlage 1975-1992; aus UHLENBROOK, 1999)

Abbildung 5.1: Fehler der Ionenbilanzen für das Bruggaeinzugsgebiet, das Teileinzugsgebiet Wittelsbach und die Zipfeldobelquelle

Abbildung 6.1: Gebietsniederschlag im Bruggagebiet und Verlauf der Temperatur (des Klimaturm St. Wilhelm) Anfang 1999; Gebietsniederschlag (P) berechnet aus Niederschlagsdaten der Klimastationen Schauinsland des UBA, der Klimastation Feldberg des DWD und des Klimaturmes St. Wilhelm des IHF

Abbildung 6.2: Wetterlage über Europa vom 19.02.1999, 00:00 Uhr MEZ (Abbildung vom DWD)

Abbildung 6.3: Verlauf des Isotopengehaltes im Niederschlag am Klimaturm St. Wilhelm (765m ü. N.N.)

Abbildung 6.4: Verlauf der Schneehöhe; der Wasseräquivalente der Schneedecke und der Isotopengehalt der Schnee-Entnahmepunkte Talcafe (640m ü. N.N.)

Abbildung 6.5: Verlauf der Schneehöhe; der Wasseräquivalente der Schneedecke und der Isotopengehalt der Schnee-Entnahmepunkte beim Klimaturm St. Wilhelm (765m ü. N.N.)

Abbildung 6.6: Schüttung der Zipfeldobelquelle (Stundenmittel) und Niederschlag (Tagessummen) des Klimaturm St. Wilhelm Anfang 1999

Abbildung 6.7: Übertragener Abfluß (Stundenmittel) und Niederschlag (Tagessummen) des Klimaturmes St. Wilhelm Anfang 1999

Abblidung 6.8: Gebietsniederschlag, Lufttemperatur (Tagesmittel) und Abfluß (Stundenmittel) im Einzugsgebiet der Brugga Anfang 1999 (Abflußdaten, LfU)

Abbildung 6.9: Ganglinienseparation mit Silikat an der Brugga und der Zipfeldobel Quelle im Vergleich

Abbildung 6.10: Zwei-Komponententrennung mit Silikat. Verlauf des Gebietsniederschlags, des Gesamtabflusses Q_g , des Direktabflusses Q_{dir} , des indirekten Abfluß Q_{indir} , und die Anteile der Abflußkomponenten am Gesamtabfluß der Brugga

Abbildung 6.11: Zwei-Komponentenseparation mit ¹⁸O. Verlauf des Gebietsniederschlags, der Lufttemperatur, des Gesamtabflusses Qg, des neuen Wasser Qn, des alten Wasser Qa, die Anteile der Abflußkomponenten am Gesamtabfluß und die Isotopengehalte im Abfluß der Brugga

Abbildung 6.12: korrigierter Niederschlag am Klimaturm St. Wilhelm (Tagessummen), Übertragener Abfluß der Brugga (Q in Stundenwerten) und zeitlicher Verlauf der Ionenkonzentrationen am Gebietsauslaß Wittelsbach (Erläuterungen siehe Text)

Abbildung 6.13: Niederschlag Klimaturm St. Wilhelm (Tagessummen), Abfluß (Q in Stundenwerten), Abflußkomponeten: Direktabfluß (Qdir), indirekter Abfluß (Qindir) und Konzentrationsverläufe der Anionen der Zipfeldobel Quelle

Abbildung 6.14: Niederschlag Klimaturm St. Wilhelm (Tagessummen), Abfluß (Q in Stundenwerten), Abflußkomponeten: Direktabfluß (Qdir), indirekter Abfluß (Qindir) und Konzentrationsverläufe der Kationen der Zipfeldobel Quelle

Abbildung 6.15: Gebietsniederschlag (Tagessummen), Lufttemperatur am Klimaturm St. Wilhelm (Tagesmittelwerte), Abfluß (Q in Stundenwerten), Abflußkomponenten: Direktabfluß (Qdir), indirekter Abfluß (Qindir) und Konzentrationsverläufe der Anionen in der Brugga

Abbildung 6.16: Gebietsniederschlag (Tagessummen), Lufttemperatur Klimaturm St. Wilhelm (Tagesmittelwerte), Abfluß (Q in Stundenwerten), Abflußkomponenten und Konzentrationsverläufe der Kationen in der Brugga

Abbildung 6.17: Oben: Beziehung der Silikatkonzentration zum Abfluß in der Brugga (Anzahl n = 167); unten: Abhängigkeit von der Quellschüttung (n = 66) während der Intenstivmeßkampagne 1999 für die Zipfeldobel Quelle

Abbildung 6.18: Konzentrationen und Sekundenfrachten für Chlorid, Nitrat und Phosphat (LRP), Abflüsse in der Brugga und die Schüttung an der Zipfeldobel Quelle

VERZEICHNIS DER TABELLEN

Tabelle 3.1: Mittlerer Mineralbestand der Gneise und Anatexite (Stichprobenumfang = N) aus dem Blatt Freiburg SO 1:25000 (GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1967); gemittelt von (LINDENLAUB, 1998)

Tabelle 3.2: Waldüngungen im Bruggagebiet, Flächen, Mengen und Zusammen-setzung derDüngestoffe (Daten vom Forstamt Kirchzarten, 1999)

Tabelle 3.3: Hydrologische Daten von Dreisam, Zastlerbach, Brugga und St. WilhelmerTalbach (LfU, 1998)

 Tabelle 5.1: Hydrochemisches Meßprogramm im Bruggaeinzugsgebiet

Tabelle5.2:Namen, Abkürzungen, Höhenlage und Kurzbeschreibung der Schnee-Entnahmepunkte

Tabelle 5.3: Beprobungsplan der Schnee-Entnahmepunkte (angef. =angefahren)

Tabelle 5.4: Übersicht zu den analytischen Meßfehlern der einzelnen Parameter; angegeben mit der Zahl der Wiederholungsmessungen (n)

Tabelle 5.5: Gesamtanzahl der Meßwerte der verschiedenen Parameter und eliminierteAusreißer im Bruggaeinzugsgebiet, im TeileinzugsgebietWittelsbach und derZipfeldobelquelle

Tabelle5.6: Jahresgang der Korrekturfaktoren zur Bereinigung des Niederschlags-meßfehlers im Bruggagebiet (Datengrundlage: RICHTER, 1995 aus UHLENBROOK, 1999)

Tabelle6.1: Übersicht über die Kenngrößen zum Niederschlag-Abflußverhalten der Bruggaim Untersuchungszeitraum (Erläuterungen unter Tabelle)

Tabelle 6.2: Hochwasserwahrscheinlichkeiten für ausgewählte Gewässer (Quelle: UBA, 1985)

Tabelle 6.3: Die minimalen, das 10%-Perzentil, mittleren, der Median, das 90%-Perzentil und die maximalen Werte, der Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag an der Klimastation des UBA für 1998 (Anzahl der Werte n=170) und 01.01-04.04.1999 (n=66), (Daten: UBA-Station Schauninsland)

Tabelle 6.4: Jährliche Stoffeinträge mit dem Freilandniederschlag [kg/ha•a] an der Klimastation Schauinsland des UBA (Zeitraum 1998 und für 1999 mit Faktor 4 hochgerechnet), Bundesdurchschnitt aus 165 Stationen (1989 und 1993), sowie die jährlichen Einträge an drei Seen im Hochschwarzwald (Zeitraum Juni 1984 bis Juni 1985) und im Solling (Südniedersachsen), [-] = nicht bestimmt, (Datenquellen: UBA Schauninsland, ZÖTTL et al., 1986 und ULRICH et al., 1981; GREGOR, 1999)

Tabelle 6.5: Wertebereiche der Silikat- und der Karbonatbäche, (eq = Äquivalente) (LfU, 1998)

Tabelle 6.6: Richt- und Grenzwerte der Trinkwasserverordnung von 1990 bzw. der EG-Richtlinie von 1980 im Vergleich mit den Mittelwerten der Stoffkonzentrationen an den verschiedenen Meßpunkten

Tabelle 6.6: Die minimalen, das 10%-Perzentil, die Mittelwerte, der Median, das 90%-Perzentil und die maximalen Werte (- = nicht gemessen), der Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag Schauinsland (Datenquelle: Klimastation des UBA Schauinsland), im Gebietsabfluß des Wittelsbach, der Zipfeldobel Quelle, der Brugga (eigene Messungen) und Gewässergüteklassen nach der LAWA (LfU, 1998)

 Tabelle 6.8: Einordnung der untersuchten Gewässer in das System der Güteklassen gemäß den chemischen Belastungsindikatoren (nach LAWA, 1997)

 Tabelle 6.9:
 Stoffrachten in [kg] und Anteile an der an der Gesamtfracht in [%] bei den Ereignissen in der Brugga 1999

Tabelle6.10:Stoffein-(Datenquelle:UBA-StationSchauninsland)und–austräge(Berechnung aus eigenen Messungen)und die Stoffbilanz im Einzugsgebiet der Bruggawährend der Intensivmeßkampagne vom 25.01-04.04.1999

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Stoffhaushaltsuntersuchung wurde im Rahmen der Projektgruppe "Integraler Gewässerschutz" am Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Einzugsgebiet der Brugga (39.87 km²; Südschwarzwald) vom 25.01.1999 bis 04.04.1999 durchgeführt. Ziel dieser Untersuchung war, die im Bruggagebiet (kristallines Grundgebirge) bedeutsamen Faktoren und Prozesse in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität zu erfassen.

Die räumlichen Unterschiede in den Stoffkonzentrationen konnten an drei Meßpunkten, der Zipfeldobel Quelle, dem Gebietsauslaß des Teileinzugsgebietes Wittelsbach und am Gebietsauslaß des Einzugsgebietes der Brugga bestimmt werden. Die zeitliche Erfassung der Konzentrationsganglinien wurde durch eine ereignisbezogene hoch aufgelöste Probenahme sichergestellt. Innerhalb dieser Intensivmeßkampagne kam es am Gebietsauslaß zu sechs bedeutenden Ereignissen. Darunter waren ein zehnjährliches "rain on snow-Hochwasser" sowie drei Schneeschmelzereignisse.

Die ca. 1100 gezogenen Wasserproben wurden zum einen auf die hydrochemischen Parameter Chlorid, Nitrat, Sulfat, löslich reaktives Phosphat, Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium untersucht. Die resultierenden Konzentrationsganglinien dieser Ionen wurden interpretiert und darüber hinaus für Frachtberechnungen und Stoffbilanzen verwendet. Zum andern wurden mit den Proben tracerhydrologische Untersuchungen zur Abflußbildung angestellt, wofür Ganglinienseparationen mit dem geogenen Tracer Silikat und dem stabilen Sauerstoffisotop ¹⁸O durchgeführt wurden. Die Wasserproben wurden mittels Photometrie, Ionenchromatographie und Massenspektrometrie analysiert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit lauten wie folgt:

(1) Während des zehnjährlichen Hochwassers im Gesamtgebiet trat in der Schüttung der Zipfeldobel Quelle ein geringer Schüttungsquotient 1 : 5.4 mit einem relativ hohen Direktabflußanteil von 30 % auf. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu früheren Untersuchungsergebnissen von Sauter (1967) in diesem Einzugsgebiet. (2) Starker Regen auf eine beträchtliche Schneedecke füllte im gesamten Flußeinzugsgebiet die Gebietsspeicher. Das hierbei ausgelöste zehnjährliche Hochwasser führte zu einem großen abflußwirksamen Anteil. Bei mittleren Hochwässern der Brugga ist der Direktabflußanteil eher gering, kann aber bei Extremereignissen deutlich höher sein (53 %.beim beobachteten zehnjährlichen Hochwasser).

(3) Aufgrund der winterlichen Bedingungen im montan geprägten Gesamtgebiet konnte der Isotopeneintrag nicht in der notwendigen hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung erfaßt werden. Dies führte dazu, daß die gewünschte ¹⁸O Ganglinienseparation mit dem Sauerstoffisotop für das zehnjährliche Hochwasser an keinem Meßpunkt möglich war, weil sich die Isotopenbeiden Abflußkomponenten während des konzentrationen der Ereignisses überschnitten. Wegen dieser Probleme wurden bei der Beurteilung der Stoffkonzentrationsverläufe nur Ganglinienseparationen mit Silikat herangezogen.

(4) Die Hauptionen in der Quelle zeigen keine signifikante anthropogene Prägung aufgrund eines niedrigen Konzentrationsniveaus und im Vergleich mit den Fließgewässern zum Teil gegenläufige Konzentrationsverläufe. Lediglich das lösliche reaktive Phosphat belegt die ehemalige extensive Weidenutzung. Die Konzentrationen der betrachteten Stoffe sinken bei bedeutendem Zwischenabfluß durch Verdünnungseffekte.

(5) Das Teileinzugsgebiet Wittelsbach zeichnet sich durch eine extensive Weidewirtschaft, einen hohen Waldanteil und eine dünne Besiedlung aus. Dies führt zu einer sehr geringen anthropogenen Belastung, die sich lediglich in den Phosphat-, Nitrat-, Natrium- und Chloridkonzentrationen wiederspiegelt.

(6) Am Gebietsauslaß der Brugga zeigten sich gegenüber den beiden anderen Meßpunkten teilweise signifikant hohe mittlere Konzentrationen und ereignisbezogene Extrem-werte von Calcium, Magnesium, Chlorid und Natrium gefunden worden, die auf die Walddüngung und den Einsatz von Streusalz zurückzuführen sind.

(7) Löslich reaktives Phosphat wird im ansteigenden Ast von Hochwasserwellen über den Direktabfluß in die Fließgewässer geschwemmt. Auch Natrium und Chlorid werden nach Streusalzeinsatz von den Straßen abgeschwemmt. Ohne vorher-

XVI

gehendes Streuen finden im Hochwasserfall Verdünnungseffekte von Natrium und Chlorid statt, womit die natürliche Auswaschung verdeutlicht wird.

(8) Der Einfluß von oberflächennahen Abflußkomponenten in den beiden betrachteten Fließgewässern führt bei Phosphat, bzw. eingeschränkt bei Natrium und Chlorid zu kurzfristigen Konzentrationserhöhungen. Die anderen untersuchten Konzentrationsganglinien der Hauptionen werden mit dem Einsatz von Direktabfluß verdünnt.

(9) Die Bedeutung der Einzelereignisse für die verschiedenen Stoffrachten ist mit ca. 80 % an der Gesamtfracht im Untersuchungszeitraum sehr hoch. Für Phosphat betrug der ereignisbezogene Frachtanteil beim zehnjährlichen Hochwasser in der Brugga sogar die Hälfte der Gesamtfracht des gesamten Untersuchungszeitraums.

(10) Die sehr niedrigen atmogenen Einträge und die Interpretation der Stoffausträge deuten auf eine nicht erfaßte Deposition hin.

(11)Insgesamt ist die chemische Gewässergüte nach der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser an allen Meßpunkten für die untersuchten Parameter als unbelastet bis sehr gering belastet einzustufen (chemische Gewässergüteklasse I).

Stichworte

Hochwasser Ganglinienseparation Abschwemmung Konzentrationsganglinien Nährstoffe zehnjährliches Hochwasser Abflußbildung Auswaschung Stofffrachten Gewässergüte

XVII

ABSTRACT

The present study was carried out between January 25 and April 4 1999 as part of the project "Integral Water Protection" at the Institute of Hydrology of the University of Freiburg, involving the catchment of the Brugga river (39,87 km²; southern Black Forest). The objective of this solute balance study was to determine the variability of the factors and processes in space and time which prevail in the Brugga catchment (crystalline bedrock).

The spatial differences in the substance concentrations were determined at three measuring points: Zipfeldobel spring, the tributary catchment Wittelsbach, and the catchment's outlet. The concentration time-series were determined in time by an event-related, high resolution sampling process. During the intensive measuring campaign, the area outlet experienced six outstanding events, among them a tenyear rain-on-snow flood and three snow melting events. On the one hand the hydrochemical parameters chloride, nitrate, sulphate, soluble reactive phosphate, sodium, potassium, magnesium and calcium of approx. 1100 water samples were analysed. The resulting concentration time-series of these solutes were interpreted and, furthermore, used for the assessing of loads and solute balances. On the other hand tracer-hydrological examinations of run-off generation were carried out by the means of hydrograph separations with silicate and the stable oxygen isotope ¹⁸O. The analysis of the water samples was done with photometry, ion chromatography and mass spectrometry.

These are the results of this thesis:

(1) During the ten-year flood a moderate welling quotient of 1 : 5.4 with a relatively high direct run-off component of 30% occurred in the spring's discharge.

(2) Strong rainfalls on a considerable snow cover filled the aquifers in the entire catchment of the river. The ten-year high water level triggered by these events resulted in a substantial component effective in terms of run-off. Average floods in the Brugga catchment have a relatively small direct run-off component, which may rise to as much as 53% during extreme events, though.

(3) As a consequence of the wintry conditions in the mountaneous catchment, the isotope input could not be determined with the required spatial and temporal

resolution. This meant that the desired hydrograph separation using the oxygen isotope ¹⁸O could not be done at any of the measuring points for the ten-year flood because the isotope concentrations of both run-off components overlapped during the event. Because of these problems, only hydrograph separations with silicate were used in the evaluation of the substance concentrations.

(4) The main ions in the spring showed no significant anthropogenic influence due to their low concentrations and, compared with the streams Brugga and Wittelsbach, their partly opposite progressions of concentrations. Only the soluble reactive phosphate indicated the former extensive pasture. The concentration of the considered solutes is reduced by dilution effects during considerable interflow contributions.

(5) The tributary catchment of the Wittelsbach is characterised by extensive pastures, a high proportion of forest and sparse settlements. This results in an extremely low anthropogenic load, reflected in the concentrations of phosphate, nitrate, sodium and chloride.

(6) Compared with both the other measuring points, the area outlet of the Brugga river shows some significantly higher mean concentrations and event-related extreme values of calcium, magnesium, chloride and sodium which are the result of forest fertilisation and the use of road salt.

(7) Soluble reactive phosphate is flushed during the rising branch of flood waves into the two streams via the direct run-off. Sodium and chloride are also washed off the roads after the use of road salt. Without the preceding use of road salt, dilution effects involving sodium and chloride are found during flood events, which demonstrates the natural behaviour.

(8) The influence of run-off components close to the surface in the two streams considered results in short-term bursts of concentration increases for phosphate and limited increases in the concentration of sodium and chloride. The other concentration time-series of the main ions which were investigated are diluted by direct run-off.

(9) The significance of the individual results for the different substance loads, accounting for approx. 80 % of the total load, is very high during the investigation period. As far as phosphate is concerned, the event-related load component of the ten-year flood in the Brugga river accounted for as much as half the total load.

(10) The very low atmogenic input and the assessment of the solute output suggests both an undetected deposition in the Brugga catchment.

(11) Summarising, the chemical water quality as defined by the "Länderarbeits-

gemeinschaft Wasser" (State Study Group Water) and with respect to the parameters investigated may be classified as unpolluted to very moderately polluted at all measuring points (chemical water quality grade I).

Key terms

High water	
Hydrograph separation	
Wash-off	
Concentration hydrographs	
Nutrients	

Ten-year high water Run-off generation Eluviation Substance loads Water quality

1. EINLEITUNG

Der Stoffhaushalt eines Flußeinzugsgebietes wird von verschiedenen Faktoren bestimmt. Sie lassen sich einerseits in natürliche, andererseits in anthropogene Einflüsse unterteilen. Zu den natürlichen Einflüssen zählt vor allem die Lösung von Ionen aus dem Gestein und der Bodenmatrix, die in Abhängigkeit von der Jahreszeit und der damit verbundenen Witterung variiert. Über den Niederschlag werden aus der Atmosphäre unterschiedliche Ionen in das Einzugsgebiet verfrachtet. Die Abflußdynamik von Fließgewässern steuert hierbei den Stofftransport. Neben den natürlichen Vorgängen stehen die anthropogenen Einträge, die sich je nach Einzugsgebiet unterscheiden, deutlich im Vordergrund. Einleitungen und Einträge aus der Industrie, Haushalten und der Landwirtschaft stehen hier an erster Stelle.

In diesem Zusammenhang liegt die Entwicklung eines geeigneten Verfahrens zur ganzheitlichen ökologischen Gewässerbewertung nahe. Die bisherigen Verfahren betrachten die einzelnen Aspekte des ökologischen Zustandes eines Gewässers, wie Chemie, Biologie und Morphologie, jeweils isoliert (WAWI, 1998). Daraus ergibt sich der Bedarf einer einzugsgebietsbezogenen Quantifizierung des Stofftransports und der Stoffausträge in Verbindung mit hydrologischen Verfahren zum Wasserhaushalt, der Abflußdynamik und der Abflußbildung.

Im Rahmen des Projektes "Integraler Gewässerschutz" am Institut für Hydrologie der Albert-Ludwig-Universität Grundlagen werden Parametrisierung der zur anthropogenen Veränderung Stoffhaushaltes Teilmodul des als für ein Bewertungssystem der hydrologischen Güte erarbeitet. Die hydrologische Güte beschreibt die aufgrund der anthropogenen Beeinflussung des Wasser- und Stoffhaushaltes Einschränkung veränderten Prozesse. Sie soll die der ökohydrologischen Funktionsfähigkeit eines gesamten Einzugsgebietes beschreiben und sich nicht, wie die bisherigen Bewertungs- verfahren, nur auf das Fließgewässer oder dessen unmittelbare Umgebung beschränken.

2. PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Im Rahmen des Projekts "Integraler Gewässerschutz" werden Verfahren zur Erfassung und Bewertung des Stoffhaushaltes von Einzugsgebieten entwickelt. Dabei sollen zur Quantifizierung und Prognose des Stofftransports und Stoffaustrags Gewässergütemodelle eingesetzt werden. Die Anwendung und Überprüfung solcher Modelle soll zunächst in gut untersuchten Testgebieten erfolgen. Das Einzugsgebiet der Brugga wird im Rahmen des Projekts "Abflußbildung im Dreisamgebiet" seit mehreren Jahren intensiv untersucht, was zu einem gut ausgebauten Meßnetz und einer guten Datengrundlage im Hinblick auf die Abflußbildung geführt hat. Im letzten Jahr wurde in einem Teileinzugsgebiet bereits mit Untersuchungen zum Stoffhaushalt begonnen. Die gewonnenen Erkenntnisse reichen jedoch aufgrund der geringen Größe des Einzugsgebiets und des wöchentlichen Probenahmeintervalls nicht als Datengrundlage des Stoffhaushaltes für das gesamte Einzugsgebiet der Brugga aus.

Deshalb ist das Ziel dieser Stoffhaushaltsuntersuchung, die für den Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Brugga bedeutsamen Faktoren und Prozesse in ihrer räumlichen zeitlichen Variabilität Räumliche und zu erfassen. Unterschiede der Stoffkonzentrationen und Stofffrachten sollen in ihrer Abhängigkeit von den geologischen, pedologischen, anthropogenen und hydrologischen Faktoren erklärt werden. Die temporäre Varianz der Stoffkonzentrationen bzw. Stofffrachten und die Bedeutung von Einzelereignissen für die Gewässerchemie sind zu zeigen. Ebenso sollen ereignisbezogene auftretende Konzentrationsunterschiede durch die Mischung unterschiedlicher Abflußkomponenten im Gesamtabfluß erklärt, und zusätzlich die Herkunft der Nährstoffe abgeschätzt werden. Schließlich ist zu prüfen, welche Forderungen an die Parametrisierung von Gewässergütemodellen aus den Untersuchungsergebnissen folgen.

Um diese Ziele zu verwirklichen, wurden einzelne Hochwasserwellen in sehr hoher zeitlicher Auflösung an drei Meßpunkten im Einzugsgebiet der Brugga im Rahmen eines intensiven Meßprogramms beprobt.

3. BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

Entscheidend für die Auswahl des Einzugsgebietes der Brugga war einerseits die Notwendigkeit der Bereitstellung einer ausreichenden Datengrundlage zur Kalibrierung und Validierung der geplanten Stoffhaushaltsmodellierung und andererseits die umfangreiche Datengrundlage zur Hydrologie (Abflußbildung), Meteorologie und Geologie. Neben der Betrachtung des Gesamtgebietes wurden 2 Teileinzugsgebiete in die Betrachtung einbezogen. Die Untersuchung des Teileinzugsgebiets Wittelsbach sollte die Arbeit von Urich (1999) weiterführen und vertiefen. Die Zipfeldobel Hangschuttquelle mit ihrem Quellgebiet wurde wegen ihrem langsamen Fließsystem und der extensiven Landnutzung ausgewählt.

3.1 LAGE, MORPHOLOGIE UND TOPOGRAPHIE

Das Einzugsgebiet der Brugga liegt 10 km östlich von Freiburg im Bereich des kristallinen Grundgebirges im südlichen Hochschwarzwald. Der amtliche Pegel Brugga Oberried-Ibrechtacker der Landesanstalt für Umweltschutz befindet sich am Gebietsauslaß mit 434 m ü. N.N. (Abbildung 3.1). Der höchste Punkt ist der Feldberggipfel mit 1493 m ü. N.N., bei einer maximalen Höhendifferenz von 1059 m im Bruggagebiet. Die mittlere Einzugsgebietshöhe liegt bei 986 m ü. N.N., dies verdeutlicht den montanen Charakter (Mehlhorn, 1998). Die Einzugsgebietsfläche beträgt 39,87 km² und liegt damit im mesoskaligen Bereich.

Das Teileinzugsgebiet des Wittelsbachs mit einer Fläche von 1,82 km² befindet sich im Nordwesten des Einzugsgebietes der Brugga (Urich, 1999). Der Behelfspegel des Instituts für Hydrologie liegt am Gebietsauslaß in Oberried mit 466 m ü. N.N. (Abbildung 3.1). Der höchste Punkt im Teileinzugsgebiet ist am Rappeneck mit 1010 m ü. N.N., was einer maximalen Höhendifferenz von 544 m entspricht.

Die Zipfeldobelquelle entwässert ein oberirdisch abgrenzbares Quelleinzugsgebiet von 24000 m² (Uhlenbrook, 1999) und liegt damit im Übergangsbereich zur Mikroskala. Der Durchflußmesser befindet sich an der Quellfassung mit 530 m ü. N. N. (Abbildung 3.1).

Der höchste Punkt im Quelleinzugsgebiet liegt bei 650 m ü. N.N. Die mittlere Einzugsgebietshöhe beträgt 570 m.



Abbildung 3.1: Einzugsgebiet der Brugga (verändert nach GÜNTNER, 1997)

Morphologisch ist es möglich, das Einzugsgebiet der Brugga in drei Haupteinheiten zu untergliedern: Die Hochflächen, welche ca. 20 % des Untersuchungsgebietes ausmachen, steilere Hangbereiche bei Gefällen von 20° bis 50°, mit ca. 75 % des Einzugsgebiets und die überwiegend schwach entwickelten Talböden mit ca. 5 % des Einzugsgebietes (LINDENLAUB, 1998; MEHLHORN, 1998; UHLENBROOK, 1999).

Im Pleistozän, insbesondere während der Würmkaltzeit erfolgte eine starke Prägung durch die glazialen Abtragungs- und Akkumulationsprozesse. Dies wird noch heute zusätzlich durch das St. Wilhelmer Trogtal und durch zahlreiche weitere Erosionsformen deutlich. Der Katzensteigkar und der Wittenbachkar, sowie Karoide und Firnmulden

bilden zahlreiche Verebnungen mit steilen Rückwänden, vor allem in den höher gelegenen, nordexponierten Bereichen des Untersuchungsgebietes (GLA, 1981).

Die große Reliefenergie der Westabdachung des Schwarzwaldes zum Oberrhein hin bewirkt darüber hinaus eine stark durch fluviatile Erosionsformen geprägte Topographie. Neben dem tief eingeschnittenen, kerbtalförmigen Haupttälern ist das Untersuchungsgebiet durch sehr steile Seitentäler und Bacheinschnitte (Dobel) charakterisiert (UHLENBROOK, 1999). Die Seitentäler und Dobel verbinden die Hochlagen über die steilen Talflanken mit dem Haupttal (LIEHI, 1988).

Der St. Wilhelmer Talbach (Oberlauf der Brugga) fließt geradlinig bis leicht gekrümmt über Kaskaden, kleine Wasserfälle und große Blöcke stark turbulent als Gebirgsbach mit Wildwassercharakter ab. Teilweise bis zum anstehenden Gestein eingeschnitten, durchfließt, um- und überströmt er das felsig-blockige Material. Er hat stellenweise Blöcke und Steine in flachen Schwemmfächern zwischengelagert, die er beim nächsten kräftigeren Hochwasser weitertransportiert, und macht den Eindruck starker Mobilität und Erosion. Auch nach dem Übergang vom mehr glazial geprägten Trogtal zum extremen Kerbtal (ab hier Brugga) verändert sich der Charakter des Wildwasserbaches nicht sehr. Blöcke und Grobblöcke gestalten auch hier das sehr strukturreiche Bachbett der Brugga (LfU, 1998).

3.2 GEOLOGIE

Die Geologie im Einzugsgebiet der Brugga wird im Hinblick auf die relevanten geochemischen und hydrogeologischen Eigenschaften beschrieben, um eine Interpretation der Ganglinienseparationen, gemessenen Stoffkonzentrationen und berechneteten Stoffrachten zu ermöglichen.

3.2.1 DAS KRISTALLINE GRUNDGEBIRGE

Das Einzugsgebiet der Brugga liegt innerhalb des Feldberg-Schauinsland-Horstes im zentralschwarzwälder Gneis-Anatexit Gebirge. Die wichtigsten Gesteine des

Grundgebirges (Anatextite, Ganggesteine, Para- und Orthogneise) unterscheiden sich in ihrem Mineralbestand nicht grundlegend, sie lassen sich eindeutig klassifizieren (siehe Tabelle 3.2.1), (GLA, 1981).

Tabelle 3.1: Mittlerer Mineralbestand der Gneise und Anatexite (Stichprobenumfang = N) aus dem Blatt Freiburg SO 1:25000 (GLA, 1967); gemittelt von (LINDENLAUB, 1998)

Mineral	Orthogneise N=15 [%]	Paragneise N=30 [%]	Metatexite N=13 [%]	Diatexite N=12 [%]	
Quarz	28.3	34.3	27.0	29.0	
Orthoklas	8.5	2.9	4.6	7.8	
Plagioklas	51.2	44.4	27.6	47.7	
Biotit	11.4	17.1	21.5	15.2	
Cordierit	-	3.4	18.0	-	
Hornblende	-	0.4	-	-	
Akzessorien	0.6	0.5	1.3	0.5	

Mit Bezug auf die Stoffhaushaltsuntersuchung und die Anwendung des geochemischen Tracers Silikat im Untersuchungsgebiet, sind die silizumhaltigen Minerale (Tabelle 3.1) unterschiedlicher Verwitterungsbeständigkeit hervorzuheben. Der hohe Plagioklasanteil liefert bei der Silikatlösung zusätzlich Natrium und Calcium. Kalium hat seine natürliche Quelle u.a. bei der Verwitterung der Orthoklase, die im Untersuchungsgebiet nur eine untergeordnete Rolle spielen (Tabelle 3.1).

3.2.2 HYDROGEOLOGIE DES KRISTALLINEN GRUNDGEBIRGES

Trotz der unterschiedlichen Gesteine kann das Kristallin als geschlossene hydrogeologische Einheit angesehen werden, die sich von den aufliegenden Deckschichten unterscheidet. Man geht davon aus, daß es allein aufgrund der Gesteine keine Unterschiede bezüglich der Wasserleitfähigkeit gibt, d.h. es wird ein mehr oder weniger homogenes Kluftnetz angenommen (STOBER, 1995; BIEHLER, 1995). Neben der Kluftporosität ist auch von einer nicht zu vernachlässigenden Matrixporosität auszugehen, nachgewiesen durch hydraulische Tests und Tracermethoden (HIMMELSBACH, 1993; BIEHLER, 1995 und STOBER, 1995). Die hydraulische Leitfähigkeit im Gneis nimmt mit der Tiefe ab und schwankt generell zwischen 10⁻¹⁰ und 10⁻⁵ m/s. Die Klüftung beeinflußt durch ihre größere hydraulische Leitfähigkeit die Wasserdurchlässigkeit nachhaltig.

Tektonisch beanspruchte Bereiche, Erzgänge und die mit ihrer Ausbeutung verbundenen Stollenanlagen haben entscheidende Einflüsse auf die hydraulische Durchlässigkeit. Der jahrhunderte dauernde Bergbau führte zu einem weit verzweigten Stollensystem mit künstlichem Kluftnetz. Die Wasserführung ist gegenüber dem umgebenden Grundgebirge deutlich erhöht (GLA, 1995). Die Gebirgsdurchlässigkeit (Kluft- und Matrixdurchlässigkeit) wird von Biehler (1995) im Bereich von 10⁻⁶ bis 10⁻⁷ m/s angegeben. Quellen an den Ausgängen dieser Stollensysteme schütten sehr konstant mit einem Schüttungskoeffizient <4 (GLA, 1981). Tritiummessungen ergaben mittlere Verweilzeiten des Quellwassers von 4-8 Jahren (UHLENBROOK, 1999).

3.2.3 QUARTÄRE DECKSCHICHTEN

Würmkaltzeit Die mit ihren glazialen und periglazialen Erosionsund Sedimentationsprozessen ist für die Ausprägung der Deckschichten und Oberflächenformen von großer Bedeutung (FEZER, 1957). Die ehemals vergletscherten Bereiche befanden sich noch lange Zeit im Einflußbereich des Periglazial mit seinen spezifischen Erosionsformen. Damit spielen periglaziale Schuttbildungen eine große Rolle im ehemaligen Glazialgebiet.

Untersuchungsgebiet Ablagerungen, Im lassen sich glaziale periglaziale Hangschuttdecken Talfüllungen unterscheiden. und holozäne Aus den Beschreibungen für die Geologische Karte, Blatt Freiburg i. Br. 1:25000 (GLA, 1967) und aus den Untersuchungen von Stahr (1979) zu den periglazialen Deckschichten lassen sich diese wie folgt gliedern (Abbildung 3.2):



Abbildung 3.2: Idealisierter Aufbau von periglazialen Deckschichten (REHFUESS, 1990; leicht verändert von UHLENBROOK, 1999)

Auf dem anstehenden geklüfteten kristallinen Grundgebirge liegt eine stärker aufbereitete Zone von autochtonem Material. Diese kann in Form einer Zerfallszone ausgebildet sein. Die Korngrößen bewegen sich in der Grus-, Stein- und Blockfraktion, die noch im ursprünglichen Verband liegt. Die Mächtigkeit dieser Zone übersteigt selten 50 cm.

Die feinkörnigere Zersatzzone mit der noch vorhandenen ursprünglichen Gesteinsstruktur ist durch physikalische und chemische Verwitterung entstanden. Die grusig bis sandigen Partikel sind grabbar und erreichen eine Mächtigkeit von 30 bis 50 cm, selten bis zu 1 m.

In steileren Hangbereichen können beide Zonen erodiert sein und das Kristallin kommt z.B. in Form von Felsdurchragungen zum Vorschein.

Die Erosion führt an den Hängen zu Schuttbildungen, die sich vereinfacht in drei Klassen einteilen lassen (UHLENBROOK, 1999). Für die Deckschichten der flacheren Hochlagen sind noch Moränen zu berücksichtigen, welche sich in steileren Hängen nicht mehr vom Hangschutt unterscheiden.

(1) Lehmig-steiniger Schutt ist das am weitesten verbreitete Deckschichtenmaterial. Er tritt als lehmig-sandige Grundmasse auf, in die eckige bis kantengerundete Steine eingebettet sind. Die Mächtigkeiten sind von den Ausgangsgesteinen, Hangneigungen und Expositionen abhängig und können an Hangfüßen eine Höhe von 10m erreichen.

(2) Schluffig-sandige Hanglehme mit weniger als 10 % Skelettanteil finden sich in tieferen Lagen vor allem an Hangfüßen. Manchmal werden sie von Hangschutt gröberer Fraktion überlagert (Deckfolge). Die Mächtigkeit der Hanglehme kann mehrere Meter betragen.

(3) Steiniger Schutt, Blockschutt und Schuttkegel können in einer dritten Klasse zusammengefaßt werden. Beim Blockschutt handelt es sich gegenüber dem steinigen Schutt um kopfgroße Blöcke, die als Blockhalden oder Blockmeer in Höhen bis 800 m ü.N.N. abgelagert wurden. Schuttkegel befinden sich am Ausgang von Schuttrunsen, die aus eckigem Schutt, Blöcken und einem geringen Anteil von sandig-lehmigen Feinmaterial bestehen.

Nach der Gliederung der periglazialen Deckschichten in die Deckfolge, Hauptfolge, Basisfolge, Zersatz- oder Zerfallszone und das anstehende Gestein (Abbildung 3.2) ist die Basisfolge die erste, echte periglaziale Schuttschicht. Sie besteht ihrerseits im allgemeinen aus mehreren Schichten, die durch hohe Lagerungsdichten geprägt sind. Ihre Entstehung wird mit dem Fließen eines Eis-Boden-Gemisches nahe 0°C erklärt, das wie ein Gletscher hangab glitt (HÄDRICH & STAHR, 1992). Im Gneisgebiet treten häufig Skelettgehalte von 60-90 % auf. Das Skelett ist in Gefällsrichtung eingeregelt.

Die Hauptfolge zeichnet sich durch regellose Anordnung des Skeletts und lockere Lagerung aus. Sie entstand aus einem oberflächlich auftauenden Permafrostboden, dessen Wasser aber nicht vertikal versickern konnte. Der sich bildende Bodenbrei kam bei entsprechender Hangneigung in turbulentes Übersättigungsfließen (HÄDRICH & STAHR, 1992). Die Mächtigkeit der Hauptfolge beträgt 40-100 cm (max. bis 150cm). Der Skelettanteil liegt bei 10-40 %. Die Feinerde setzt sich überwiegend aus Feinsand und Grobschluff zusammen.

An besonders steilen Hängen über ca. 500 m ü. N.N. wurde noch eine sogenannte Deckfolge ausgeschieden. Beim Wiedergefrieren des aufgetauten Bodens von oben

her und einsetzender Kammeis- oder Nadeleisbildung konnten Steine angehoben und beim Abschmelzen der Eiskämme selektiv hangabwärts verlagert werden (HÄDRICH & STAHR, 1992). Die Deckfolgen können an einzelnen Standorten lückenhaft, vor allem aus Steinen und Blöcken ausgebildet sein. Sie sind bevorzugt unterhalb von "Schuttliefergebieten" ausgeprägt.

Die glazialen Ablagerungen (Moränen) erstrecken sich unterhalb der Kare sowie auf der Hochfläche zwischen Notschrei und Schauinsland als Grund-, Seiten- und Endmoränenwälle auf den Talböden (z.B. St. Wilhelmer Tal).

Die holozänen Talfüllungen, die mehrere Meter Mächtigkeit erreichen können, befinden sich in den Tälern und Mulden. Es handelt sich um ein Gemisch von Lehm bis hin zu großen Blöcken. In Mulden, Karen und Hangnischen sind häufig verlandete Seen oder Sättigungsflächen zu finden. Teilweise hat eine Entwicklung bis hin zum Hochmoor stattgefunden (HÄDRICH & STAHR, 1992).

Genauere Beschreibungen dieser periglazialen Deckschichten und ihrer Genese finden sich in Stahr (1979), Hädrich & Stahr (1992) und Rehfuess (1990).

3.2.4 HYDROGEOLOGISCHE EIGENSCHAFTEN DER QUARTÄREN DECK-SCHICHTEN

Hauptumsatzräume für Die Deckschichten stellen die das eingetragene Niederschlagswasser dar. Sie sind von großer Bedeutung für die Bildung von langsamen und schnellen Abflußkomponenten. Das Kluftgrundwasser aus dem Kristallin ist hauptsächlich für die Bildung des Basisabflusses verantwortlich, doch auch Wasser aus tieferen Zonen der Deckschichten speist den Basisabfluß (LINDENLAUB, 1998; MEHLHORN, 1998 und UHLENBROOK, 1999). Man kann von mehreren räumlich begrenzten Hanggrundwasserleitern ausgehen, die in mehreren Stockwerken auf dem Grundgebirge liegen. Die Durchlässigkeiten der Hangschuttaguifere können sehr variabel sein, was sich aufgrund der unterschiedlichen Korngrössenzusammensetzung ergibt (SAUTER, 1967). In einer Schutthalde mit relativ grobem Material konnten Durchlässigkeitsbeiwerte von 10⁻² m/s bei Tracerversuchen ermittelt werden. Unterschiedliche Vorfeuchten zeigen nur einen geringen Einfluß auf die Durchlässigkeit (MEHLHORN, 1998).

Beim Eintrag größerer Niederschlagsmengen können sich aufgesetzte Aquiferkörper ausbreiten, z.B. auf einer undurchlässigen Basisfolge, Zersatzzone, Geschiebelehm oder direkt auf dem anstehenden Kristallin. Dies konnte mehrfach im Gelände beobachtet werden (UHLENBROOK, 1999).

3.3 BÖDEN

Die Bodenbildung ist im Untersuchungsgebiet sehr häufig von der Entwicklung der periglazialen Deckschichten und weniger durch das anstehende kristalline Grundgebirge geprägt. Im folgenden werden die Böden in drei verschiedenen Höhenzonen beschrieben (HÄDRICH & STAHR, 1992).

(1) Lössbeeinflusste submontane Hangfußzone (ca. 450-500 (600) m ü. N.N.)

Während der Würmkaltzeit, wurden in den Kaltphasen größere Mengen Löß abgelagert. Erhaltene Reste sind entkalkt und bereits im Pleistozän, unter periglazialen Bedingungen, mit Gneisschutt vermischt worden (MAUS & STAHR, 1977).

Nach der Entkalkung, Verlehmung und Verbraunung, kam es in den sich im Holozän bildenden Böden zur Lessivierung. Heute ist der pH-Wert im Oberboden zu niedrig für eine Lessivierung. An Erosionsstandorten finden sich Syrosem und Ranker. In den Hangfußbereichen sind Pseudogleye, Gleye und in der direkten Umgebung von Bächen Auenböden vorhanden. Der dominierende Bodentyp ist die Braunerde unter Laub-Nadel-Mischwald. Die nutzbare Feldkapazität liegt in Abhängigkeit der Lössbeteiligung und des Skelettgehaltes zwischen 120-160 mm (HÄDRICH & STAHR, 1992).

(2) Hänge der montanen Stufe (ca. 500(600)-900 m ü. N.N.)

Dieser Bereich gehört der montanen Buchen-Tannen-Stufe an. Löß wurde nur in geringen Mengen abgelagert und ist bereits erodiert. Die bodenbildenden Prozesse finden vorwiegend in der ca. 1 m mächtigen, lockeren, steinig-lehmigen Hauptfolge statt. Je nach Skelettgehalt liegt die nutzbare Fedlkapazität zwischen 120-160 mm. Selbst bei ungünstigen Bedingungen für die Streuzersetzung (feucht-kaltes Klima,

Fichtenstreu) herrscht die Humusform Mull aufgrund der großen Bioaktivität des badischen Riesenregenwurmes (Lumbricus badensis) vor (LAMPARSKI, 1985).

Die Braunerde ist dominierend. In Hangnischen, bei Quellaustritten oder dichter oberflächennaher Basisfolge können auch hydromorphe Böden, wie Pseudogleye und Gleye auftreten. An Unterhängen ehemals bewässerter Wiesen treten Kolluvien auf (HÄDRICH & STAHR, 1992).

(3) Ehemaliges Glazialgebiet der montanen und hochmontanen Stufe (900-1493 m ü.N.N.)

Vom Periglazialgebiet unterscheidet sich das Glazialgebiet vor allem durch eine in der Landschaftsgeschichte begründete veränderte Formung, Substratdifferenzierung und Hydrologie.

Hänge mit gleichförmiger Neigung und V-förmige Kerbtäler werden nun von konvexen Hängen und U-förmigen Trogtälern abgelöst. Die Hänge wurden von den Talgletschern teilweise unterschnitten, so daß es zu Bergstürzen und der Bildung von Schutthalden kam. Auf den groben Hangschuttmassen bilden sich lediglich gering entwickelte Böden wie Syroseme aus. Mullbraunerden sind hier am weitesten verbreitet, Auflagehumus (Moder und Rohhumus) bildet sich nur bei geringer Bioaktivität und lokalen Besonderheiten aus. Die großflächige Ablagerung von besonders dichtem Geschiebelehm führt teilweise zur (Hang-)Vergleyung. Auf basenarmen, sandigen Endmoränen oder Terrassenablagerungen ist eine Podsolierung möglich. In Erosionslagen befinden sich Syroseme und Ranker, in Senken Gleye mit Übergängen zu Mooren (Nieder- und Hochmoore) (HÄDRICH & STAHR, 1992).

Die Infiltrationskapazität ist auf allen Böden hoch und übersteigt in allgemeinen die auftretenden Niederschlagsintensitäten. Die Speicherkapazität kann lokal insbesondere auf den Hochlagen und Moränengebieten sowie bei mächtigen Deckschichten auf den Hängen bedeutend sein, da hier eine mehrere Meter mächtige ungesättigte Zone vorkommen kann (UHLENBROOK, 1999).

3.4 KLIMA

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Westwindzone. Die ausgeprägte Topographie mit den sehr variablen Klimafaktoren Höhe, Hangneigung und Exposition bewirkt eine starke räumliche Heterogenität der Klimaelemente im Bruggagebiet.

Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei ca. 1700 mm. Durch Staueffekte ist eine Zunahme der mittleren Niederschläge mit der Höhe zu beobachten. Oberhalb von 1000 m ü. N.N. ist während der Wintermonate mit einer ständigen Schneedecke zu rechnen. Schneefälle treten in den Hochlagen von Mitte Oktober bis Mai auf, in den tieferen Lagen in den Monaten November bis April. Doch selbst in den Sommermonaten kann es in den Gipfelregionen des Feldberges zu vereinzelten Schneeniederschlägen kommen (TRENKLE & RUDLOFF, 1988). Der Anteil des Schneeniederschlages am Gesamtniederschlag beträgt in den tieferen Lagen ein Drittel, in den Hochlagen bis zu zwei Dritteln. Dies führt an durchschnittlich 60 Tagen im Jahr in Lagen über 900 m ü. N.N. zu einer Schneedecke von mehr als 30 cm (RIES, 1992).

Die Jahresmitteltemperaturen liegen zwischen 10.3°C in tiefen Lagen (Station Freiburg-Herdern) und 3.2°C in den Gipfelregionen (Station Feldberg). Bei normaler atmosphärischer Schichtung ist mit einer Temperaturabnahme von 0.6°C pro 100 m Höhenzunahme zu rechnen. Im Winter treten häufig Inversionswetterlagen auf, die zu mittleren Temperaturabnahmen von 0.3°C pro 100 m Höhenzunahme führen.

Die Verdunstung ist aufgrund der Variabilität der Klimaelemente und Klimafaktoren schwer zu quantifizieren. Als langjähriges Mittel können ca. 550 mm für die Verdunstung als Restgröße aus der Wasserbilanz angenommen werden. Die Verwendung des Ansatzes von Jensen & Haise (JENSEN & HAISE, 1967), führte zu einer Berechnung der mittleren jährlichen potentiellen Gesamtverdunstung von 660 mm (Mehlhorn, 1998). Durch die fast ganzjährig ausreichende Verfügbarkeit von Wasser in den oberflächennahen Bereichen ist der Unterschied zwischen potentieller und aktueller Gesamtverdunstung gering.

3.5 LANDNUTZUNG

75 % des gesamten Einzugsgebietes der Brugga sind bewaldet. In den höheren Lagen überwiegen Fichtenwälder, in tieferen Lagen nehmen Tannen-Buchen-Gesellschaften (Weißtanne und Rotbuche) zu. Die relativ flachen Hochflächen und die Talböden sind unbewaldet und werden extensiv als Weiden genutzt. Ackerbau wird im Untersuchungsgebiet nicht betrieben. Weiden und Hochweiden machen 21.9 %, Siedlungen 3.1 % der Einzugsgebietsfläche aus. Die Landnutzung hat sich in den letzten Jahren nicht entscheidend geändert, seit 1988 finden großflächige Walddüngungen (MgO, CaMgP usw.) statt, um dem "Waldsiechen" entgegen zu treten (siehe 3.6 Walddüngung). Aufgrund des montanen Charakters des Einzugsgebietes werden im Winter große Mengen an Streusalz auf den Straßen zur Verkehrsicherungspflicht ausgebracht.

Das gesondert erfaßte Teileinzugsgebiet Wittelsbach ist zu 69,5 % bewaldet. Weiden und Hochweiden machen 29.5 %, versiegelte Flächen (Siedlungen und Straßen) nur 1% des Wittelsbachgebietes aus. Die Grünlandwirtschaft ist als sehr extensiv einzustufen. Die Beweidung durch Schafe dient dabei der Landschaftserhaltung. Fast die gesamten Grünflächen in den Niederungen sind drainiert. Damit dient der Wittelsbach als Vorfluter für die Drainagewässer, wobei Stoffe, die aus den Böden der Wiesen und Weiden stammen, über diese Art des Zwischenabflusses in das Fließgewässer eingetragen werden können (Urich, 1999). Walddüngungen fanden innerhalb des Wittelsbachgebietes bisher nicht statt.

Die in dieser Arbeit beprobte Zipfeldobelquelle ist von ehemaligem Weideland umgeben, welches nicht mehr genutzt wird. Innerhalb des oberirdisch abgrenzbaren Einzugsgebietes befindet sich kein Wald und keine versiegelten Flächen. Der Einsatz von Streusalz und Walddüngungen ist damit im Quellgebiet auszuschließen.

3.6 WALDDÜNGUNG

Natürliche Bodenversauerung wird im humiden Klimabereich durch Carbonat und Silikatabbau gepuffert. Durch Verbrennung fossiler Energieträger werden die natürlichen Prozesse durch atmogene Mineralsäureeinträge beschleunigt.

Walddüngungen dienen heute vorrangig dem Boden- und Gewässerschutz, sie sollen nachhaltig die Funktionen von Waldstandorten sichern (HILDEBRAND, 1996). Eine generelle Drift des chemischen Zustandes von Mittelgebirgsböden in Richtung Versauerung wurde in zahlreichen Untersuchungen für Mittel- und Nordeuropa belegt (EVERS, 1981; REHFUESS, 1981; WENTZEL, 1982; ZEZSCHWITZ, 1982; ALDINGER, 1987; WILPERT & HILDEBRAND, 1994). Ursache hierfür ist, neben dem depositionsbedingten Säureeintrag von meist "konservativen" mobilen Anionen (z.B. Sulfat oder Chlorid), eine durch Übernutzung bedingte, interne Versauerung (z.B. durch standortfremde Fichtenmonokulturen), (WILPERT & HILDEBRAND, 1994).

Jahr	Fläche [ha]	Menge [t]	Menge [t/ha]	Düngestoffe
1988	70.4	158	2.24	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%)
1989	20	50	2.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%)
1990	3.2	8	2.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	40	140	3.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	7	17.5	2.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	48	168	3.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	14	49	3.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	4	14	3.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	15	37.5	2.50	Ca/Mg-Granulat: MgO (8%), P ₂ O ₅ (3%)
	∑ 131.2	∑ 43 4	Ø 3.08	
1995	33	99	3.00	Granulat: Kohlensaurer Magnesium-
	67.5	203	3.01	Kalk mit weicherdigem Phosphat
	∑ 100.5	∑ 302	Ø 3.05	mit MgO (>12%)
1997	78	310	3.97	CaMg
	134.5	540	4.01	CaMg
	12.5	44	3.52	CaMg
	12	42	3.50	CaMg
	105	420	4.00	CaMgP
	240	960	4.00	CaMg
	∑ 582	∑ 2316	Ø 3.83	
1998	118	413	3.50	CaMg, CaMgP, CaMgPK zu gleichen
	140	490	3.50	Anteilen
	∑ 258	∑ 903	Ø 3.5	

Tabelle 3.2: Waldüngungen im Bruggagebiet, Flächen, Mengen und Zusammensetzung der Düngestoffe (Daten vom Forstamt Kirchzarten, 1999)

Um eine Verbesserung Stabilisierung des Nährstoffkreislaufes und von Waldstandorten zu erreichen, werden Melorationskalkungen durchgeführt (ALDINGER, 1987). Seit 1988 werden in verschiedenen Waldgebieten des Bruggagebietes Walddüngungen durchgeführt. Ziel dabei ist der es. Bodenversauerung durch atmogene Säureeinträge (im Schwarzwald dominiert Sulfat) entgegenzuwirken. Hauptsächlich fanden diese Düngungen durch Abwerfen von Granulaten aus dem Hubschrauber statt. Gebläse können nur in flachen und gut zugänglichen Waldstandorten eingesetzt werden. In Tabelle 3.2 sind die durchgeführten Düngungen dargestellt. Eine zweimalige Düngung einer Waldfläche ist bisher nicht durchgeführt worden. Die ausgebrachten Mengen betrugen durchschnittlich 3.3 t/ha.

Anhand Tabelle 3.2 ist zu erkennen, daß sich die gedüngten Flächen im Laufe der Zeit vergrößerten und die Zusammensetzung der Düngestoffe verändert wurde. Man hat bisher keine Waldfläche zweimal gedüngt.

3.7 HYDROLOGIE

Das mittlere hydrologische Verhalten des Bruggagebietes ist durch seine Orographie und geographische Lage im Bereich der Westwindzone der kühlgemäßigten Übergangsklimate geprägt (MEHLHORN, 1998).

Wichtige hydrologische Daten der Dreisam, des Zastlerbachs, der Brugga und des St. Wilhelmer Talbach lassen einen Vergleich dieser Einzugsgebiete untereinander zu (siehe Tabelle 3.3). Das Dreisamgebiet setzt sich aus der Brugga sowie dem Zastlerbach und anderen Teileinzugsgebieten zusammen.

Tabelle	3.3:	Hydrologische	Daten	von	Dreisam,	Zastlerbach,	Brugga	und	St.
Wilhelme	er Tal	bach (LfU, 1998)						

Gewässer	Pegel	EZG am	Abfluß-	MQ	Mq	Mq	MHQ	MNQ	MHQ/	HQ (jährl.
		Pegel	jahre	[m³/s]	[l/s*km²]	[mm/J]	[m³/s]	[m³/s]	MNQ	Serie)
		[km²]								[m³/s]
Dreisam	Ebnet	258,2	47-79	5,42	21,0	662	61,34	0,46	133	55,4
Zastlerbach	Zastler	18,4	54-85	0,62	33,8	1064	6,27	0,13	48	4,4
Brugga	Oberried	39,9	34-94	1,54	38,6	1216	15,75	0,37	43	12,1
St. Wilh.Talbach	St. Wilhelm	15,2	54-85	0,66	43,6	1374	6,46	0,13	50	5,8

Die Quotienten aus MHQ/MNQ weisen in allen vier Einzugsgebieten auf die geringe Speicherfähigkeit des Gesteins und auf den Einfluß schneller Abflußkomponenten hin. Dies ist eine typische Charakteristik für Einzugsgebiete, die im kristallinen Grundgebirge liegen (UHLENBROOK, 1999). Der Quotient für das Dreisamgebiet sich seinen unterscheidet markant von Zuflüssen. er wird durch die wasserwirtschafliche Nutzung des Aquifers im Kirchzartener Becken beeinflußt. Die mittlere Abflußspende der Dreisam ist niedriger als die ihrer Zuflüsse, denn ca. 11.5Mio m³/Jahr werden für die Trinkwasserversorgung der Stadt Freiburg aus dem Aquifer entnommen. Ein Grundwasserabstrom von ca. 14.6Mio m³/Jahr kann am Pegel Ebnet ebenfalls nicht erfaßt werden (UHLENBROOK, 1999).

Die jährlichen Abflußregime der Dreisam, Brugga und des St. Wilhelmer Talbaches zeigen ein Maximum durch Schneeschmelze im April. Erhöhte Evapotranspiration führt im September zum Minimum des Abflußregimes (Abbildung 3.3).



Abbildung 3.3: Abflußregime der Brugga im Vergleich zur Dreisam und dem St. Wilhelmer Talbach; die Zahlen 01-12 stehen für den jeweiligen Monat im Jahr (Datengrundlage 1975-1992; aus UHLENBROOK, 1999)

Die relativ hohen Abflüsse in den Wintermonaten können durch regelmäßige feuchte und relativ warme Luftmassen (meist durch Wetterlagen vom Typ "zyklonal-west" hervorgerufen) erklärt werden (UHLENBROOK, 1999). Falls Regen auf Schnee bis in die Gipfellagen fällt, können Teile der Schneedecke schmelzen und zusammen mit dem gefallenen flüssigen Niederschlag zu außergewöhnlichen Hochwässern führen. Im gesamten Dreisamgebiet führte dieser Ereignisfall am 20.2.1999 zu einem 10 bis 20jährlichen Hochwasser (siehe Kapitel 6.3). Die Regime sind komplexe Regime ersten Grades und können dem nivo-pluvialen Typ zugeordnet werden (UHLENBROOK, 1999).

Charakteristisch für das Einzugsgebiet der Brugga und ihre Teileinzugsgebiete sind schnell ablaufende Hochwasserwellen als Reaktion auf einzelne Niederschlagsereignisse (LINDENLAUB, 1998). Durch den hohen Waldanteil und die gute Wasserwegsamkeit der Hangschuttdecken kommt es im Untersuchungsgebiet nur kurzfristig und zu Zeiten der Schneeschmelze zu Oberflächenabfluß (STAHR, 1979). Zusammengefaßt stellt sich das hydrologische Geschehen im Bruggagebiet wie folgt dar: Das langfristige hydrologische Verhalten wird aufgrund der Höhenlage durch die Prozesse Schneedeckenaufbau im Winter, Schneeschmelze im Frühjahr und Verdunstung im Sommer kontrolliert. Insgesamt ist der mittlere Abfluß aufgrund der hohen Niederschläge und des geringen Speichervermögens des Untergrundes hoch. Die kurzfristige Abflußbildung wird stark von den Deckschichten geprägt, wobei der schnelle Hochwasser auslösende Abflußanteil in den sehr gut durchlässigen oberen Bodenschichten und Hangschuttdecken umgesetzt wird. Dies wird durch die großen Schüttungskoeffizienten der Hangschuttquellen belegt. Demgegenüber wird aus dem geklüfteten Gneis ein relativ konstanter Basisabfluß bereitgestellt (MEHLHORN, 1998).

Die **Zipfeldobel Hangfußquelle** wird hydrologisch näher beschrieben, da seit Oktober 1998 eine kontinuierliche Schüttungsmessung stattfindet und seit diesem Zeitpunkt die stoffliche Zusammensetzung des Quellwassers untersucht wird.

Ihre mittlere Schüttung wird auf Grundlage dreijähriger Messungen in unregelmäßigen Wochenabständen mit 0.6 l/s angegeben (SCHWEGLER, 1995). Die Amplitudenschwankungen des Verlaufes der Quelltemperatur sind mit 4 bis 4.5 K sehr ausgeprägt und belegen den Einfluß von Ereigniswasser (LINDENLAUB, 1998). Deutliche Reaktionen auf Einzelereignisse dieser Hangfußquelle, deren größter Schüttungsanteil aus der oberen Hangschuttdecke stammt, sind von Frey (1998) beobachtet worden.

Die mittleren Verweilzeiten im Quellgebiet betragen nach tracerhydrologischen Untersuchungen zwischen 2 und 3 Jahre. Zum Vergleich: In der unteren
Hangschuttdecke und dem Gneisaquifer betragen die mittleren Verweilzeiten zwischen 6 und 9 Jahre (UHLENBROOK, 1999). In Abhängigkeit der Sättigungsverhältnisse im Hangschuttaquifer ist eine variable vertikale Erstreckung des Einzugsgebiets möglich (LINDENLAUB, 1998).

Die Hydrochemie der Zipfeldobel Quelle kann in die Klasse der silikatärmeren Quellen (3.5-5.8 mg/l Silikat) geringer Mineralisation (LF <60 μ s/cm) eingeordnet werden (SCHWEGLER, 1995).

4. ÜBERBLICK ÜBER DEN HAUSHALT GELÖSTER STOFFE

Gelöste Stoffe (Ionen), die in natürlichen Wässern in Konzentrationen im mg/l Bereich vorkommen bezeichnet man als Hauptionen. Darunter fallen die Kationen der Alkali- und Erdalkalimetalle Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ und die Anionen Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻. In quasi natürlichen Systemen werden sämtliche Alkali- und Erdalkalimetalle durch nasse oder trockene Deposition ins Einzugsgebiet eingetragen (CRYER, 1986). Weitere Quellen sind abhängig von der regionalen Geologie, den Bodengesellschaften, der Vegetation und den anthropogenen Einflüssen. Die bei den Prozessen der Feldspatverwitterung und der Humufizierung freigesetzten Kationen werden von den Bodenteilchen adsorbiert und so vor der Auswaschung geschützt (SCHWERTMANN, 1987).

Der Vorgang der Kationenadsorbtion ist reversibel. Die Kationen können ausgetauscht werden und sind dann pflanzenverfügbar. Bei einem Überschuß von Protonen werden diese gegen Alkali- und Erdalkalimetalle eingetauscht. Die effektive Austauschkapazität wird reduziert und die als Puffer dienenden Kationen können ausgewaschen werden. Die effektive Kationenaustausch-Kapazität steht folglich in enger Beziehung zum pH-Wert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Wertigkeit und der Durchmesser des Kations bestimmen seine Eintauschbarkeit, die in der lytotropen Reihe beschrieben wird (HEIM, 1990):

 $Na^+ < K^+ < Mg^{2+} < Ca^{2+} < Al^{3+}$

Eine wesentliche Steuergröße der Ionenzusammensetzung in der Sickerlösung besteht in der Ionenstärke, die durch die Konzentration der Anionen starker Mineralsäuren (H₂SO₄, HNO₃) kontrolliert wird. Aus Gründen der Elektroneutralität setzt der Kationenaustrag der Böden die Anwesenheit von korrespondierenden "mobilen" Anionen voraus, die sowohl aus der Deposition, als auch aus bodeninternen Quellen stammen können (FEGER et al. 1995).

Natrium ist für Tier und Mensch essentiell, als Pflanzennährstoff spielt es aber neben den anderen Nährstoffen nur eine untergeordnete Rolle (REHFUESS, 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Natrium stammt unter natürlichen Bedingungen zum Teil aus der Plagioklasverwitterung. Anthropogen bedingte Konzentrationserhöhungen in Fließgewässern stammen aus Industrie- und Haushaltsabwässern, der Deposition und im Winter vom ausgebrachten Streusalz. Eine starke Anreicherung von Natrium erfolgt auch bei hoher Zufuhr nicht, weil es aufgrund seiner niederen Valenz und seines geringen Durchmessers nur sehr schwach im Boden gebunden und deshalb sehr mobil ist (HEIM, 1990). Natrium kann demnach über alle Abflußkomponenten bzw. Herkunftsräume des Abflusses in die Fließgewässer eingetragen werden.

Kalium hat seine natürliche Quelle unter anderem in der Verwitterung der Orthoklase, die im Untersuchungsgebiet aber nur eine untergeordnete Rolle spielen (Tabelle 3.1). Durch Verwitterungs- und Zersetzungsprozesse freigesetztes Kalium dient als wichtiger Pflanzennährstoff und wird in der Biomasse gespeichert (MATHESS & PEKDEGER, 1980). Auswaschbares Kalium steht somit nur in aeringen Mengen zur Verfügung. Während der Vegetationsperiode sind die Kaliumkonzentrationen im Fließgewässer kleiner als in der Zeit der Vegetationsruhe. Diesem Jahresgang entspricht die Aufnahme des Pflanzennährstoffes Kalium durch die Vegetation und seiner Speicherung in der Biomasse während der Vegetationsperiode. Über die Wintermonate wird Kalium bei der Humufizierung der Bestandsabfälle (Laub, Streu usw.) freigesetzt und steht durch die Vegetationsruhe der Auswaschung zur Verfügung (SCHÜTT, 1993). Im Bereich des Mineralbodens unterliegt Kalium zusätzlich der spezifischen Adsorption durch Tonminerale (Kaliumfixierung). Hohe Konzentrationen mobilen Kaliums finden sich im humosen Oberboden, wo die Kaliumfixierung eine untergeordnete Rolle spielt. Sinkender pH-Wert und steigende Temperaturen fördern die Freisetzung zusätzlich (SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL, 1998). Durch die Kaliumfixierung im Unterboden wird Kalium aus dem Sickerwasser wieder herausgefiltert, deshalb kann es bei ausreichend vorhandenen Sorptionsplätzen, stabilem pH-Wert und niederen Temperaturen nur über den Oberflächen- bzw. den Zwischenabfluß in die Fließgewässer gelangen (RADERSCHALL, 1994).

Calcium ist für Pflanzen, Tiere und Menschen ein essentielles Element. Im Einzugsgebiet der Brugga hat gelöstes Calcium unter anderem in der Plagioklasverwitterung seinen natürlichen Ursprung. Bei der Lösung von Pyroxenen und Amphibolen wird dieses Kation ebenfalls in Lösung gebracht. Da diese Minerale sämtlich leicht verwitterbar sind und Calcium von den Austauschern der Böden stark gebunden wird, liegt ein wesentlicher Teil des gesamten Calciums in austauschbarer Form vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Weitere Calciumquellen sind Minerale wie Calcit, Gips und Dolomit, die im Einzugsgebiet der Brugga aber nicht gesteinsbildend sind.

Bei Waldböden hat die starke Versauerung durch den Eintrag von Säuren aus der Atmosphäre einen dominierenden Einfluß auf die Auswaschung von Calcium. Von den Kationen werden in Böden humider Klimate Calciumionen am stärksten ausgewaschen. Deshalb werden seit 1988 auf verschiedenen Waldstücken im Untersuchungsgebiet sogenannte Kompensationskalkungen mit Dolomit durchgeführt (Tabelle 3.2).

Magnesium ist ein für alle Lebewesen essentielles Makronährelement. Es ist in Silikaten enthalten, vor allem in Amphibolen, Pyroxenen, Olivinen, Biotiten und manchen Tonmineralien. Im Vergleich zu Calcium ist die Magnesiumauswaschung infolge geringerer Magnesiumsättigung der Böden meist wesentlich geringer (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Um Auswaschungsverluste von Calcium und Magnesium auszugleichen, wurden Kalkungen durchgeführt.

Der in unbelasteten Gewässern das Pflanzenwachstum limitierende Nährstoff **Phosphor** kommt in verschiedenen Bindungsformen vor. Die in der Natur vorkommenden anorganischen Phosphorverbindungen weisen überwiegend eine minimale Wasserlöslichkeit auf. Dies erklärt die relativ geringe natürliche geogene Phosphorbelastung der Gewässer. Alle natürlichen Phosphorverbindungen in Organismen und Gewässern lassen sich als Kondensationsprodukt der ortho-Phosphorsäure darstellen (DVWK, 1998).

In Seen und Fließgewässern liegen stets drei Arten von Phosphat nebeneinander vor: Anorganisches, gelöstes Phosphat als Ortho-Phosphat ($HPO_4^{2^-}$, bzw. $H_2PO_4^{-}$ je nach pH-Wert), organisches, gelöstes Phosphat, und organisches, partikuläres Phosphat (Organismen und Detritus). Die Summe wird als Gesamtphosphat

bezeichnet (SCHWÖRBEL, 1993). Nur das Ortho-Phosphat ist zu 100 % direkt bioverfügbar.

Man nimmt an, daß oberflächliche Abschwemmung sowie der Drainagen- und der Zwischenabfuß deutlich zur Ortho-Phosphat Belastung von Fließgewässern beitragen. Beim schnellen Abfluß über Makroporen in Verbindung mit Drainagen ist die Kontaktzeit zwischen dem Wasser und der Bodenmatrix gering, so daß die Filterwirkung des Bodens für die Phosphatspezies umgangen wird (GÄCHTER, 1996).

Durch die guten Adsorptionseigenschaften der Phosphorverbindungen an Bodenpartikel ist die Gefahr ihres Eintrages in tiefere Bodenschichten oder ins Grundwasser gering (RUMP, 1998).

Anthropogene Quellen sind Einleitungen von Abwässern und Einwaschungen von Düngemittelrückständen aus der Forst- (Tabelle 3.2, S. 15) und Landwirtschaft. Erhöhte Ortho-Phosphatgehalte führen aufgrund verstärkter Bioproduktion zu Störungen des biologischen Gleichgewichtes und zur Eutrophierung der Gewässer (HÜTTER, 1994).

Die **Sitckstoffverbindungen** nehmen aus folgenden Gründen unter den Nährstoffen eine besondere Stellung ein: Die Zufuhr von Stickstoff erfolgt in Böden vorwiegend durch stickstoffbindende Bakterien an den Wurzeln (Knöllchenbakterien), der mit ihnen symbiontisch lebenden Leguminosen (z.B. Kleearten). Deshalb liegt der Stickstoff im Oberboden zu mehr als 95 % biologisch gebunden vor. Stickstoffverbindungen unterliegen im Boden vielfältigen Umwandlungen. Sie können zur Eutrophierung von Oberflächengewässern beitragen und Qualitätsprobleme bei Grundwasser für Trinkwasserzwecke verursachen. Außerdem stehen gasförmige Stickstoffverbindungen mit der Atmosphäre im Austausch (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Anorganische Stickstoffverbindungen gelangen über die Niederschläge und die Düngung als Ammonium und Nitrat in den Boden. Zusätzlich entstehen bei der Verbrennung fossiler Energieträger Stickoxide (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Der Eintrag in Waldgebieten kann durch die stark angestiegene Luftver-

schmutzung und der guten Filterwirkung der Waldbäume um den Faktor 3-7 über den von Freilandstandorten liegen (RUHE, 1997).

Beim mikrobiellen Abbau aller Stickstoffverbindungen im Boden entsteht laufend Ammonium (Ammonifikation), welches aber bei Temperaturen über 6°C unter aeroben Bedingungen nicht angereichert wird, weil die mikrobielle Umwandlung in Nitrat (Nitrifikation) schneller als die Ammonifikation verläuft. Die Stickstoffverluste des Bodens werden hauptsächlich in Form von Nitrat verursacht, weil die Nitrationen sehr mobil und deshalb mit dem Bodenwasser leicht auswaschbar sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Sie können mit dem Sickerwasserstrom in das Grundwasser perkolieren und von dort über die Quellaustritte in die Fließgewässer gelangen. In hängigem Gelände spielt auch der beschleunigte Transport mit dem Zwischenabfluß eine bedeutende Rolle (HELLMANN, 1999). Der Abtrag mit dem Oberflächenabfluß scheint dagegen für Nitrat vergleichsweise gering zu sein (PETER, 1988).

Dagegen wird das Ammonium ähnlich wie das Kalium durch Tonminerale an den Boden fixiert. Als Konsequenz liegt der größte Teil der Stickstoffverbindungen im Grund- und Oberflächenwasser als Nitrat vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Ammonium kommt in Gewässern deshalb nur aufgrund von Einträgen mit dem Regen, von Gülle und andere Abwässer vor. Die Reduzierung der Ammoniumkonzentration erfolgt in einem Mittelgebirgsbach schneller und vollständiger gegenüber einem Flachlandfluß (HAMM, 1991). In Fließgewässern mit ausreichendem Sauerstoffgehalt werden Ammoniumeinträge (die z.B. unterhalb der Einleitung von Fischteichen auftreten) schnell zu Nitrat oxidiert.

Drainagen verändern den hydraulischen Gradienten und die Sauerstoffversorgung der Böden. Durch die verbesserte Durchlüftung bei verminderter Denitrifikation kommt es zu größeren Nitratauswaschungen.

Es tritt ein Jahresgang der Nitratkonzentrationen im Boden wie auch im Fließgewässer auf. Maximale Konzentrationen treten im Frühjahr bzw. Spätherbst auf, wenn unter günstigen Nitrifikationsbedingungen die Bereitstellung von Nitrat den Pflanzenbedarf übersteigt. Minimale Konzentrationen treten somit über die Sommermonate auf, falls es nicht durch Düngegaben zur Überlagerung dieser Prozesse mit stoßweisen Austrägen kommt (DVWK, 1998).

Gelöstes **Chlorid** im Boden wird über Niederschlagsdeposition, Streusalz, Abwässer oder Fäkaliendüngung landwirtschaflich genutzter Flächen eingetragen. Aufgrund des kleinen Atomradius, der negativen Ladung und der großen Löslichkeit kommt es kaum zu Wechselwirkungen mit dem Boden. Für die Ionenadsorption ist Chlorid unbedeutend, da in Böden der mittleren Breiten der Kationenaustausch dominiert. Ebenso fehlt die Einbindung von Chlorid in die Biomasse (REHFUESS, 1990). Infolge dieser mobilen Eigenschaften wird in Flußeinzugsgebiete über Deposition, Streusalz, Abwässer oder Düngung eingetragenes Chlorid zu 97-100 % wieder ausgetragen (MEYER & SIEGMANN, 1989). Der Austrag erfolgt in Abhängigkeit der jeweiligen hydrologischen Situation über alle Abflußkomponeten.

Im Bruggagebiet ist das einzige chloridhaltige Mineral der Pyromorphit, welches im Südfeld des Schauinslandbergwerkes vorkommt (SCHWEGLER, 1995). Der winterliche Streusalzeinsatz dominiert die anthropogenen Einträge.

Als Schwefellieferant spielt Sulfat zum Aufbau von Pilzen, Bakterien und Pflanzen im biologischen Stoffkreislauf eine wichtige Rolle. Auch anthropogene Schwefeldioxid-Emmisionen treten in bedeutendem Umfang auf, konnten aber infolge effizienter Emissionsreduktionen verringert werden. Mitteleuropäische Waldböden haben nur geringe Sorptionsmöglichkeiten für Sulfationen, wodurch eine Auswaschung des mobilen Sulfats erfolgt. Falls Zwischenabfluß auftritt sind Wechselwirkungen mit den Unterböden von geringer Bedeutung für die Höhe der Sulfatkonzentration im (FEGER et al., 1995). Die höchsten Sulfatgehalte werden im Gebietsabfluß Winterhalbjahr Hochwasserereignissen im Hochschwarzwald bei ermittelt (SCHWEGLER, 1995), welche ursächlich mit anthropogenen Einträgen durch die Luft und das Streusalz bedingt sind.

5. METHODEN

Um die Fragen über die Prozesse, die den Stoffhaushalt des Bruggagebietes steuern, beantworten zu können, sind methodische Vorgehensweisen von der Probenahme bis zur Auswertung der Meßwerte notwendig. Da bekannt ist, daß Hochwässer für den Transport ganz bestimmter Stoffgruppen entscheidend sind, war ein ereignisbezogenes Meßprogramm nötig.

5.1 MEßNETZ UND PROBENAHME

Im Rahmen des Dreisamprojektes werden wöchentlich an den Pegeln und anderen Meßpunkten manuell Wasserproben entnommen. Hierzu zählen die Pegel Ebnet, St. Wilhelmer Talbach, Zastler, Oberried-Ibrechtacker, der Behelfspegel Wittelsbach, der Entnahmepunkt Wittelsbach Waldrand und die Zipfeldobelquelle.

Das Ziel von Probenahmen und eigenen Untersuchungen war es, die Mechanismen des **Stofftransports** in ihrer räumlichen und temporären Variabilität im Zusammenhang mit der Abflußbildung im Bruggaeinzugsgebiet zu verstehen. Dazu wurden 4 automatische Probenahmegeräte (APEGs) eingesetzt. Damit wurde eine zeitproportionale, im Ereignisfall hoch aufgelöste, Probenahme erreicht (Tabelle 5.1). Aus Untersuchungen von Urich (1999) und Frey (1998) ist bekannt, daß im Bruggagebiet einzelne Hochwässer für bestimmte Stoffgruppen entscheidende Transporteffekte besitzen.

Ein APEG konnte am Pegel Oberried-Ibrechtacker im Pegelhaus der LfU aufgestellt werden, ein zweiter mit einer Schlauchheizung ausgestattete APEG, wurde an der Zipfeldobelquelle aufgebaut. Der APEG am Pegel des St. Wilhelmer Talbaches, war aufgrund verschiedener Ausfälle durch Frost nur kurz aufgebaut. Der schon im November 1998 installierte APEG am Behelfspegel Wittelsbach blieb in Betrieb (siehe Tabelle 5.1).

Meßprogramm	Zeitliche	Zeitraum		
	Niederschlag St. Wilhelm	Gebietsabfluß Brugga und Wittelsbach	Quellgebiet Zipfeldobel	
Routine- messungen:				
Dreisam Meßprogramm	n wöchentlich wöcher ogramm		wöchentlich	Ab 1999
Intensiv- meßkampagne:				
Ereignis- unabhängig	wöchentlich	8 Stunden	8 Stunden	25.1-4.4.1999
Ereignis- abhängig	nis- wöchentlich ngig		4 Stunden bis 8 Stunden	25.1-4.4.1999

Während Frostperioden mußten alle APEGs ausgeschaltet werden, auch das Gerät an der Zipfeldobelquelle, da die Schlauchheizung nicht korrekt funktionierte.

In dem bestehenden hydrologischen Meßprogramm wurden die Wasserhaushaltsgrößen, Niederschlag und Abfluß, sowie verschiedene meteorologische Größen hoch aufgelöst in zehnminütigen Intervallen aufgezeichnet (siehe Erfassung der Abflüsse).

Erfassung des Niederschlags:

Klimadaten wurden in zehnminütiger Auflösung am Klimaturm im St. Wilhelmer Tal (765 m ü.N.N.) gemessen und wöchentlich aus dem Datalogger ausgelesen. Der Niederschlag wird über eine Niederschlagswippe erfaßt. Von der ständig betreuten Klimastation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) auf dem Feldberg (1480 m ü. N.N.) wurden täglich 7 Niederschlagsmeßwerte und die Tagessumme aus einem Hellmann Tagestotalisator zur Verfügung gestellt. Da die Summe der 7 Niederschlagsmeßwerte ungleich der Tagessumme des Totalisators ist, werden nur die Tageswerte verwendet.

Die ständig betreute Meßstation des Umweltbundesamtes (UBA) auf dem Schauinsland (1218 m ü. N.N.) stellte halbstündige Meßwerte (außer Februar) und Tagessummen des Niederschlags für Januar bis April zur Verfügung. Auch hier ist die Summe der 48 Niederschlagsmeßwerte eines Tages ungleich der Tagessumme des Totalisators. Aus den Tagessummen für das Jahr 1998 und den Untersuchungszeitraum in diesem Jahr stehen auch Inhaltsanalysen zur Verfügung.

Schneeproben:

Zur Bestimmung der Schneehöhe, des Wasseräquivalents, der verschiedenen Inhaltsstoffe und der Veränderungen des Isotopengehaltes wurden bei vorhandener Schneedecke an verschiedenen Punkten im Bruggaeinzugsgebiet Schneeproben gezogen. Die Intensivmeßkampagne für diese Untersuchung begann am 29.1.1999 mit der ersten Beprobung der zu dieser Zeit vorhandenen Schneedecke und endete mit der letzt möglichen Schnee-Entnahme am 11.03.1999 am Klimaturm St. Wilhelm.

Jeweils zwei Vertikale Schneekerne wurden mit einem Stechzylinder aus Kunststoff (Ø5.7cm) der Schneedecke ausgestochen. Der zur Bestimmung des Wasseräquivalents entnommene Schneekern wurde bis zur Grasnarbe, der zur Bestimmung der Inhaltsstoffe weniger tief ausgestochen, um keine Bodenpartikel zu entnehmen. Die Plazierung der Schneestechstellen orientierte sich an den von Hildebrand (1996) ausgewählten Entnahmepunkten. Die 5 Schnee-Entnahmepunkte und deren Lage sind in Tabelle 5.2 beschrieben, der genaue Beprobungsplan ist in Tabelle 5.3 dargestellt. Wegen der schlechten Straßenverhältnisse konnten nicht alle Schnee-Stechstellen bei jeder Geländefahrt angefahren werden.

Name	Höhenlage [m ü. N.N.]	Kurzbeschreibung					
Pegel Oberried	434	Nähe Pegel Oberried-Ibrechtacker					
Zipfeldobelquelle	530	Unmittelbar neben der Quellfassung					
Wittelsbach Waldrand	650	Ca. 50m oberhalb des letzten Hofes vor dem Wald					
Talcafe	640	Nähe Pegel St. Wilhelmer Talcafe, hinter Gasthof Talcafe					
Klimaturm	765	Beim Klimaturm im St. Wilhelmer Tal					

Tabelle 5.2: Namen,	Abkürzungen,	Höhenlage	und	Kurzbeschreibung	der	Schnee-
Entnahmepunkte		_		_		

Datum	Pegel Oberried	Zipfeldobel Quelle	Wittelsbach Waldrand Talcafe		Klimaturm	
29.1.99	kein Schnee	kein Schnee	ја	ја	ja	
04.2.99	kein Schnee	kein Schnee	ја	ja	ja	
12.2.99	ja	ja	ја	ја	ja	
18.2.99	ja	ja	ја	ја	ja	
23.2.99	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	ja	nicht angef.	
24.2.99	kein Schnee	ja	nicht angef.	ja	nicht angef.	
26.2.99	kein Schnee	kein Schnee	ја	ja	ja	
05.3.99	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	ја	
11.3.99	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	ја	
18.3.99	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	kein Schnee	

Tabelle 5.3: Beprobungsplan der Schnee-Entnahmepunkte (angef. = angefahren)

Die Erfassung der Abflüsse:

Am Gebietsauslaß der Brugga findet die Wasserstandsmessung mit einer Drucksonde statt. Am gleichen Ort betreibt die LfU den amtlichen Pegel Oberried-Ibrechtacker, der mit einem Schreibschwimmerpegel ausgerüstet ist. Eine weitere Drucksonde wurde auch am Behelfspegel Wittelsbach betrieben. Die im August 1998 neu gefaßte Zipfeldobelquelle, wurde mit einem magnetisch-induktiven Durchflußmesser (AQUAFLUX 410 der Firma Krohne) ausgerüstet.

5.1.1 PROBENAUFBEWAHRUNG UND KONSERVIERUNG

Die von den APEGs in 100 ml PE-Flaschen abgefüllten Proben, die in 250–500 ml PE-Flaschen entnommenen Handproben sowie die gezogenen Schneekerne wurden im Labor des Instituts für Hydrologie (IHF) bei 4°C bis zur baldigen Analyse aufbewahrt. Die Schneeproben wurden in große Plastikflaschen luftdicht verpackt und im Kühlschrank des IHF langsam geschmolzen.

Der Gehalt an Inhaltstoffen und der Isotopengehalt repräsentiert den Mittelwert aus nicht ganz der gesamten Schneedecke.

5.2 UNTERSUCHTE PARAMETER UND ANALYTISCHE METHODEN

Die Wasserproben wurden auf die physikalischen Parameter elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur und den pH-Wert, sowie die chemischen Parameter Chlorid, Nitrat, Sulfat, Hydrogencarbonat, löslich reaktives Phosphat, Natrium, Kalium, Magnesium, Calzium, der natürliche Tracer Silikat und das stabile Sauerstoffisotop ¹⁸O untersucht. Das Schmelzwasser wurde auf Inhaltsstoffe und ¹⁸O analysiert. Die durchgeführten Analysen richten sich weitgehend nach den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammbehandlung (DEV, 42. Lieferung 1988).

5.2.1 PHYSIKALISCHE PARAMETER

Die elektrische Leitfähigkeit, die Wassertemperatur und der pH-Wert wird wöchentlich im Rahmen des Dreisamprojektes an allen Meßstellen manuell bestimmt.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Leitfähigkeit und Wassertemperatur in Situ mit dem Feldmeßgerät LF 325 der Firma Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW) gemessen. Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte elektrometrisch mit Hilfe einer Einstabmeßkette mit Temperaturfühler (pH-Meter 325 der Firma WTW). Vor jeder Messung in stehendem Wasser wurde der pH-Meter kalibriert.

5.2.2 CHEMISCHE PARAMETER

Die Anionen Chlorid, Sulfat und Nitrat, wie auch die Kationen Kalium, Natrium, Magnesium und Calzium wurden ionochromatographisch bestimmt.

Die Ionenaustauschchromatographie die macht sich unterschiedlichen Austauschkonstanten der Ionen zwischen einer mobilen und einer stationären Phase zu Nutze. Bei vorgegebener Durchflußgeschwindigkeit eines Laufmittels (Anionen: 10 ml einer Na₂CO₃/NaHCO₃ Lösung verdünnt auf 2 I destilliertes Wasser; Kationen: 1 ml H₂SO₄ konzentriert, verdünnt auf 2 I destilliertes Wasser) unterliegen die Ionen in der Säule der Adsorption. Die Resorption erfolgt für jedes Ion in unterschiedlichen Zeitabständen. Die nach der Säule gemessene Leitfähigkeit kann dann einer bestimmten lonenart zugeordnet und deren Konzentration quantitativ anhand des Chromatogrammes ausgewertet werden. Mit Hilfe eines Suppressors (Anion-Self-Regeneration Suppressor ASRS-11 4 mm; Cation-Self-Regeneration Suppressor CSRS-11 4 mm) wird die Hintergrundleitfähigkeit herabgesetzt um die Meßgenauigkeit zu erhöhen (WEIß, 1991).

Die Messungen wurden mit dem DIONEX DX 500 Chromatographen durchgeführt. Für jeden Meßdurchgang wurde das Laufmittel neu angesetzt. Zur Analyse wurden 5 ml Probenvolumen benötigt, welches zuvor über 0.45 µm Filter filtriert wurden. Die Kalibrierung des Chromatographen wird über Standards mit bekanntem Ionengehalt durchgeführt. Hierfür wurden bei jeder Analyse 10 Standardlösungen im zu erwarteten Konzentrationsbereich von 0–20 mg/l angesetzt. Destilliertes Wasser diente als Nullwert. Insgesamt lieferten die durchgeführten Kalibrierungen gute bis sehr gute Bestimmtheitsmaße (r²):

Anionen: $0.9964 < r^2 < 0.9993$

Kationen: $0.9976 < r^2 < 0.9999$

5.2.3 LÖSLICH REAKTIVES PHOSPHAT

Als löslich reaktives Phosphat (LRP) wird die Phosphatfraktion (P-Fraktion) bezeichnet, die <0.45 µm ist und mit Molybdationen in schwefelsaurer Lösung Molybdatophosphorsäure bildet (deshalb reaktiv). Nach Reduktion mit Ascorbinsäure und einer Reaktionszeit von 10-30 min läßt sich das LRP als Phosphormolybdänblau (PMB) spektrometrisch bei einer Wellenlänge von 578 nm im Photometer bestimmen.

Durch die geringe Belastung der untersuchten Wässer konnte ein mikrobieller Abbau durch Lagerung im Kühlschrank bei 4°C über maximal 3 Tage verhindert werden.

Die Proben wurden bei Raumtemperatur analysiert, da die Reaktionszeit bis zur vollständigen Reaktion aller Phosphat-Spezies von der Probentemperatur und der Konzentration abhängig ist (SJÖSTEN, 1996). Von den sedimentierten Proben wurde die überstehende, klare Lösung abpipettiert.

Die Messungen wurden mit dem Meßgerät Milton Roy Spectronic 2001 Plus Photometer durchgeführt. Um die Beziehung von Absorption und Konzentration zu erhalten, wurden bei jeder Messung sieben Eichlösungen im Konzentrationsbereich von 0 bis 0.4 mg/l hergestellt. Insgesamt lieferten alle durchgeführten Kalibrierungen befriedigende bis sehr gute Bestimmtheitsmaße (r²):

 $0.9933 < \ r^2 < 0.9996$

Die mit dieser Methode nachgewiesene P-Fraktion wird zwar gewöhnlich als Orthophosphat (O-PO₄) bezeichnet (DIN 38405 D11), aber es werden neben den reinen Orthophosphaten HPO₄²⁻ und H₂PO₄⁻ auch noch andere Phosphat-Spezies erfaßt, die durch die Säuren der verwendeten Reagenzien von organischer Materie abgespalten und somit reaktiv werden (HÜTTNER,1988; LfU, 1998; CEEP, 1999). Besonders bei der Quantifizierung bioverfügbarer P-Fraktionen scheint die Bezeichnung LRP sinnvoller, da reines Orthophosphat zu 100 % bioverfügbar ist, LRP dagegen nicht (LfU,1998).

5.2.4 HYDROGENCARBONAT

Der Gehalt an Hydrogencarbonat und Carbonat entspricht in natürlichen Wässern der Säurekapazität. Dies ist gleich der in mmol verbrauchten Salzsäure, bis der pH-Wert einen bestimmten Schwellenwert (hier: pH 4.3) erreicht.

Ob nun Carbonat oder Hydrogencarbonat überwiegt, ist von dem jeweiligen pH-Wert des untersuchten Wassers abhängig. Bis zu einem pH-Wert von 8.2 liegt hauptsächlich Hydrogencarbonat in der Wasserprobe vor. Da während der Meßkampagne mit den Handmeßgeräten nie pH-Werte über 8.2 gemessen wurden, konnte damit auf die Bestimmung des Carbonatgehaltes verzichtet werden.

Um Ionenbilanzen aufstellen zu können, wurden Wasserproben die nach allen durchgeführten Analysen noch mindestens 50 ml Probenvolumen enthielten, auf Hydrogencarbonat untersucht. Deshalb standen hierfür nur ca. 5 % aller Proben zur

Verfügung. Das Probenvolumen wurde unter ständigem Rühren mit 0.02 molarer Salzsäure bis zum pH-Wert von 4.3 titriert. Verwendet wurden bei der Titration eine automatische Bürette, ein Rührwerk und eine pH-Einstabmeßkette (WTW 325). Die Säurekapazität wird folgendermaßen berechnet:

K_{a4.3} [mmol/I] = V [ml] * c [mol/I] * 1000/s [ml] (Gleichung 5.1)

 $(K_{a4.3} = Säurekapazität bis pH = 4.3; V = Volumina der verbrauchten Säure; c = Konzentration der Säure und s = Volumen der Probe)$

Aus der Menge an verbrauchter Salzsäure läßt sich der Gehalt an Hydrogencarbonat nach dem deutschem Einheitsverfahren (DEV) H7 bestimmen.

5.2.5 GELÖSTES SILIKAT

Silikationen bilden mit Ammoniumheptamolybdat einen gelben Molybdato-Kieselsäure–Komplex. Nach Reduktion mit PhotoRex[®] bildet sich eine blaue Kolloidlösung von Mischoxiden, die bei 820 nm photometrisch ausgewertet werden kann (MERCK, 1997). Störend wirken beim quantitativen Nachweis löslich reaktive Phosphationen, die mit Oxalsäure maskiert werden. Auf die Maskierung von Schwermetallionen mit Kaliumcyanid-Lösung wurde verzichtet.

Da die vorhandene 1 cm Küvette nur eine maximale Konzentration von 4 mg/l erfassen kann und höhere Konzentrationen erwartet wurden, mußten jeweils 12.5 ml der Probe mit dem gleichen Volumen an destilliertem Wasser verdünnt werden. Die verdünnte Probe wurde nach Vorschrift (MERCK, 1997) mit den Reagenzien versetzt und in der vorgeschriebenen Zeit gemessen.

Für die Ganglinienseparation wurden ausgewählte Proben aus der Brugga und der Zipfeldobelquelle auf den Silikatgehalt untersucht. Das Meßgerät wurde im Analysezeitraum zweimal kalbriert. Die Verdünnungsreihen bestehend aus 8 Konzentrationen im erwarteten Konzentrationsbereich von 2.5–6 mg/l Silikat wurden aus destilliertem, kieselsäurefreiem Wasser und einer Silizium-Standardlösung Titrisol hergestellt. Destilliertes Wasser mit den zugesetzten Reagenzien diente als Nullwert.

Die beiden durchgeführten Kalibrierungen lieferten gute bis sehr gute Bestimmtheitsmaße (r²): 0.9972 und 0.9996

5.2.6 DAS STABILE ISOTOP SAUERSTOFF-18 (¹⁸O)

Bei der Massenspektrometrie wird ein Meßgas (hier CO₂) in der Equilibriereinheit des Meßgerätes mit der Wasserprobe in das chemische Isotopengleichgewicht gebracht. Der ¹⁸O-Gehalt wird mit dem Meßgas gegen einen internen Standard massenspektrometrisch bestimmt. Für den Equilibrierprozeß und das eigentliche Meßverfahren wurden die vom Hersteller empfohlenen Standardroutinen angewendet (LINDENLAUB, 1998).

Als Maß für den Isotopengehalt in der Probe wird der δ^{18} O-Wert benutzt, der das Isotopenverhältnis 18 O/ 16 O der Probe relativ zum Standard in Promille angibt. Als Bezugsstandards dienen der Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) und Standard Light Antarctic Precipitation(SLAP)(IAEA, 1995).

 $\delta^{18}O[\%] = (R_x / R_s - 1) \cdot 1000$ (Gleichung 5.2)

(R_x = Anteil ¹⁸O/¹⁶O in der Probe [-]; R_s = Anteil ¹⁸O/¹⁶O im Standard [-]; V-SMOW = definierter schwerer Standard der Isotopenhydrologie mit δ = 0.0 [‰] (R_s = 2005.2 ·10⁻⁶); SLAP = definierter leichter Standard der Isotopenhydrologie mit δ = -55.5 [‰], (R_x = 1893,9·10⁻⁶))

Proben aus der Brugga, dem Wittelsbach, der Zipfeldobelquelle und dem Niederschlag der Klimastation St. Wilhelm sowie Schneeproben wurden für die Ganglinienseparation auf den Gehalt des stabilen Sauerstoffisotops ¹⁸O massenspektrometrisch mit dem Delta S Finnigan Mat Spektrometer untersucht. Bei jedem Meßdurchgang wurden 20 Proben mit 5 ml Probenvolumen und zwei Standards (inklusive Standardwiederholungsmessung) gemessen.

5.3 FEHLERABSCHÄTZUNG UND PLAUSIBILITÄTSKONTROLLE

Nur Analysenergebnisse, die eine überprüfbare Richtigkeit und Präzision aufweisen, sind vergleichbar (RUMP, 1998). Nur vergleichbare Analysenergebnisse sind damit

nachvollziehbar. Die verschiedenen Arten von Fehlern werden vorgestellt, dann wird eine Fehlerabschätzung durchgeführt und die Plausibilität der Meßwerte überprüft.

5.3.1 FEHLER

Alle Analysenergebnisse entstehen aus mit Fehlern behafteten Tätigkeiten, von der Probenahme bis zur Messung. Nach Selent (1998) werden drei Arten von Fehlern unterschieden:

(1) Grobe Fehler sind Fehler, die sich als extreme Werte (Ausreißer) statistisch nicht erfassen lassen. Sie können z.B. bei der Ionenchromatographie durch angesaugte Luft verursacht werden. Vor der Verarbeitung von Analysenergebnissen müssen Ausreißer identifiziert und gegebenenfalls entfernt werden (RUMP, 1998). In Tabelle 5.1 sind die absoluten und relativen Werte der entfernten Ausreißer dargestellt.

(2) Zufällige Fehler werden durch Gerätetoleranzen (Probenahmegeräte, Meßinstrumente) verursacht, sind unvermeidlich und machen die Ergebnisse unsicher. Zufallsfehler beeinflussen die Präzision eines Ergebnisses (Streuung um einen Mittelwert).

(3) Systematische Fehler wirken stets auf alle Meßwerte in gleicher Richtung und verfälschen das Ergebnis. Sie können z.B. durch falsch angesetzte oder alte Reagenzien verursacht werden. Systematische Fehler beeinflussen die Richtigkeit (Abweichung vom Erwartungswert).

Die Genauigkeit ist die qualitative Bezeichnung für das Ausmaß der Annäherung von Analysenergebnissen an den Bezugswert (wahrer Wert, Erwartungswert). Die Genauigkeit setzt sich aus der Richtigkeit und der Präzision zusammen. Die Richtigkeit gilt als Maß für die Abweichung des Mittelwertes einer Meßreihe vom Erwartungswert. Die Präzision ist die qualitative Bezeichnung für das Ausmaß der gegenseitigen Annäherung von Analysenergebnissen bei mehrfacher Anwendung eines festgelegten Analysenverfahrens unter vorgegebenen Bedingungen (SELENT, 1998).

5.3.2 FEHLERABSCHÄTZUNG

Der Niederschlag am Klimaturm St. Wilhelm wird über eine Niederschlagswippe erfaßt, was gerade bei Schneefall im Winter zu unrealistischen Niederschlagsverteilungen führt (siehe Abbildung 6.8). Das sind einerseits die Schneespeicherung in der Niederschlagsöffnung, auf der anderen Seite die verzögerte Schneeschmelze in derselben. Dies führt zu einem unvermeidbaren zufälligen Fehler.

Um die Fehlerbereiche der verschiedenen untersuchten Parameter bestimmen zu können, wurden an jedem Analysentag für verschiedene Wasserproben (mit niedrigen, mittleren und hohen Stoffkonzentrationen) jeweils eine Wiederholungsmessung durchgeführt.

Für die Anionen ergab sich eine maximale relative Abweichung vom Mittelwert aus 43 verschiedenen Wiederholungsmessungen von 6 %, für die Kationen aus 48 verschiedenen Wiederholungsmessungen maximal 10 % (Tabelle 5.4). Die größten, Abweichungen relativen traten verständlicherweise bei den geringsten Konzentrationen auf, weshalb die Stoffkonzentrationen der Schneeproben nicht verwertbar sind (für keine Schneeprobe konnte eine Ionenbilanz mit einem Fehler <10% bestimmt werden). Beim LRP beträgt die relative Abweichung vom Mittelwert bei 143 verschiedenen Wiederholungsmessungen maximal 28%, beim Silikat mit dem gleichen Meßgerät aufgrund der relativ hohen Konzentrationen (2.5-6 mg/l Silikat) nur 2 %. Der große relative Fehler ist beim LRP auf sehr geringe Konzentrationen zurückzuführen (0.01-0.05 mg/l).

Für die gemessenen chemischen Parameter wurden die jeweiligen Standardabweichungen (absoluter Fehler) und Variationskoeffizienten (relativer Fehler) berechnet und in Tabelle 5.4 aufgeführt. Bei der Bestimmung von Hydrogencarbonat können relative Fehler mit maximal 4% auftreten (FEIL, 1998).

Beim Sauerstoffisotop ¹⁸O liegt der relative Fehler laut Bazemore (1994) bei maximal 5 %, wobei im Sommer 1998 durch Gaszutritte Abweichungen bis zu 10 % festgestellt wurden (FREY, 1998). Deshalb werden hier 10 % angesetzt.

Tabelle	5.4:	Übersicht	zu	den	analytisch	en	Meßfehlern	der	einzelnen	Parameter;
angegeb	oen mi	it der Zahl	der	Wie	derholungs	sme	ssungen (n)			

Parameter	Absoluter Fehler $\pm 1 \sigma$ (n)	Relativer Fehler ±1 σ [%]
Elektrische Leitfähigkeit	± 0.1 [µs/cm]	± 0.5
Temperatur	± 0.1 [K]	
pH-Wert	± 0.1	
Chlorid	± 0.56 [mg/l] (43)	± 6.12
Nitrat	± 0.32 [mg/l] (43)	± 6.32
Sulfat	± 0.19 [mg/l] (43)	± 3.91
Hydrogencarbonat		± 4.0
LRP	± 0.022 [mg/l] (142)	± 25.93
Natrium	± 0.23 [mg/l] (48)	± 4.99
Kalium	± 0.21 [mg/l] (48)	± 8.99
Magnesium	± 0.18 [mg/l] (48)	± 9.94
Calzium	± 0.2 [mg/l] (48)	± 3.57
Silikat	± 0.085 [mg/l] (62)	± 2.03
δ ¹⁸ Ο	± 0.4 [‰]	± 10.0

5.3.3 PLAUSIBILITÄTSKONTROLLE DER ANALYSEN

Vor der Datenauswertung müssen die einzelnen Meßwerte auf ihre Plausibilität überprüft werden. Ausreißer wurden zunächst identifiziert und dann eliminiert. In der folgenden Tabelle 5.5 wird die absolute und relative Anzahl der Ausreißer aufgeführt. Die Anionen und Kationen machen die Ausreißerquote aus, da angesaugte Luft bei der Analyse mit dem Ionenchromatographen häufig extrem niedrige Werte verursacht hat. Insgesamt liegt die Anzahl der Ausreißer in einem vertretbaren Rahmen.

Tabelle	5.5:	Gesamtanzahl	der	Meßwerte	der	verschiedenen	Parameter	und
eliminier	te Aus	sreißer im Brugg	aein	zugsgebiet,	im T	eileinzugsgebiet	Wittelsbach	und
der Zipfe	ldobe	Iquelle						

Para-	. I	Brugga		W	ittelsbach		Zipfeldobel			
meter	M	leßwerte	Meßwerte							
motor	Gesamt	Ausreißer	[%]	Gesamt	Ausreißer	[%]	Gesamt	Ausreißer	[%]	
Chlorid	509	22	4.3	319	25	7.8	242	14	5.8	
Nitrat	509	23	4.5	319	17	5.3	242	7	2.9	
Sulfat	509	21	4.1	319	17	5.3	242	8	3.3	
Natrium	507	25	4.9	305	35	11.5	237	28	11.8	
Kalium	507	28	5.5	305	40	13.1	237	30	12.7	
Mg	507	23	4.6	305	32	10.5	237	17	7.2	
Calcium	507	24	4.7	305	32	10.5	237	19	8.0	
LRP	511	7	1.4	318	3	0.9	227	5	2.2	
Silikat	167	1	0.6	44	0	0.0	66	0	0.0	
¹⁸ O	167	0	0.0	44	0	0.0	66	0	0.0	
Gesamt	4400	174	3.9	2583	201	7.8	2033	128	6.3	

Die **Ionenbilanz** der im Wasser gelösten Hauptbestandteile umfaßt die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium und die Anionen Hydrogencarbonat, Chlorid, Sulfat und Nitrat. In der Regel werden hierbei mehr als 98 % der im Wasser gelösten Ionen erfaßt. Die Ionenbilanz wird aufgestellt, um die bei der Analyse gefunden Kationen- und Anionenkonzentrationen auf ihre Plausibilität zu überprüfen. Hierfür müssen jedoch alle Konzentrationen [mg/l] in Ladungsäquivalente [meq/l] umgerechnet werden, um unterschiedliche Wertigkeiten und Molekulargewichte (bzw. Atomgewichte) zu berücksichtigen.

Addiert man die berechneten Ladungsäquivalente aller genannten Kationen, so muß diese Summe mit der gleichfalls in meq/l berechneten Summe der Anionen übereinstimmen. Ist der Unterschied beider Summen größer als 5 %, liegt entweder ein nicht analysiertes Ion von quantitativer Bedeutung im Gewässer vor, oder ein Analysenfehler vor (MÜLLER, 1995).

Der relative Fehler der Analysen berechnet sich nach folgender Formel:

relativer Fehler [%] =
$$\frac{\Sigma Kationen - \Sigma Anionen}{\Sigma Kationen + \Sigma Anionen}$$
 •100 (Gleichung 5.3)

Für die Proben, die für die Analyse von Hydrogencarbonat noch genug Probenvolumen (50 ml) enthielten, sind Ionenbilanzen aufgestellt worden. Abbildung 5.1 zeigt die verschiedenen prozentualen Fehler der Ionenbilanzen.



Abbildung 5.1: Fehler der Ionenbilanzen für das Bruggaeinzugsgebiet, das Teileinzugsgebiet Wittelsbach und die Zipfeldobelquelle

4 von insgesamt 45 auf Ionenbilanzen untersuchten Proben wiesen einen relativen Fehler im Bereich von 5-8 % auf. 41 Proben haben einen relativen Fehler kleiner 5 % und 14 Proben davon sogar kleiner 1 %. Weil es sich bei den untersuchten Gewässern um elektrolytarme Wässer handelt, können sich die Fehler der einzelnen Analysen bei den hier auftretenden geringen Konzentrationen bereits stärker bemerkbar machen wie bei Untersuchungen von elektrolytreichen Wasserproben. Aus diesem Grund und der geringen Anzahl an überschrittenen Fehlergrenzen (MÜLLER, 1995) lassen diese 45 aufgestellten Ionenbilanzen insgesamt auf eine fehlerfrei durchgeführte Analyse schließen. Somit wird bei den restlichen Proben, die nicht auf Hydrogencarbonat untersucht werden konnten, eine korrekten Analyse unterstellt.

5.4 DATENAUSWERTUNG

Für die Auswertung der Daten werden verschiedene Methoden wie die Korrekturfaktoren für Niederschläge, die Polygonmethode für den Gebietsniederschlag und die Ganglinienseparation für die Zerlegung des Gesamtabflusses in zwei Komponenten verwendet. Die Stoffrachten werden direkt aus den gemessenen Konzentrationen berechnet, da außer für gelöstes Silikat keine eindeutigen Beziehungen zwischen Stoffkonzentration und Abfluß bestehen.

5.4.1 NIEDERSCHLAGSDATEN

Die Meßwerte der insgesamt drei Niederschlagsstationen Feldberg, Schauinsland und St. Wilhelm bilden die Grundlage für die Ermittlung des Gebietsniederschlages mit einer maximalen Auflösung von 24 Stunden Intervallen.

Die Korrektur der systematischen Fehler bei der Niederschlagsmessung wurde mit den in Tabelle 5.6 genannten Korrekturfaktoren durchgeführt. Durch Wind- und Verdunstungseinfluß kommt es bei flüssigem Niederschlag zu einer systematischen Unterschätzung von 5 – 15 %, bei festem Niederschlag von 15–35 % (DYCK, 1995). Die Korrekturen gelten für Hellmann Regenmesser und wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) aus langjährigen Meßreihen ermittelt.

Tabelle5.6:JahresgangderKorrekturfaktorenzurBereinigungdesNiederschlagsmeßfehlersimBruggagebiet(Datengrundlage: RICHTER, 1995 ausUHLENBROOK, 1999).

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Mäßig geschützte Stationen (<700m)	11.9	11.5	11.2	10.0	7.5	6.9	7.1	7.0	7.5	8.3	9.3	10.4
Freie Stationen der Gipfelreg. (>700m)	34.3	35.0	31.4	24.1	12.2	9.2	9.0	8.9	10.3	14.9	24.3	28.6

Die Gewichtung der einzelnen Niederschlagsstationen erfolgte nach der Thyssen-Polygon Methode. Der Gebietsniederschlag P in der Auflösung von [mm/d] aus drei Meßstationen berechnet sich aus folgender Beziehung (UHLENBROOK, 1999):

 $P = 0.5009 \text{ N}_{\text{St.Wilhelm}} + 0.4306 \text{ N}_{\text{Schauninsland}} + 0.0685 \text{ N}_{\text{Feldberg}} \text{ (Gleichung 5.4)}$

Für das Gebiet der Zipfeldobelquelle und dem Wittelsbach wurden die korrigierten Werte der Klimastation St. Wilhelm direkt als Gebietsniederschlag übernommen.

Das Wasseräquivalent (WÄ) einer Schneedecke entspricht der in der Schneedecke in fester und flüssiger Form enthaltenen Wassermenge, ausgedrückt als Wasserhöhe über einer horizontalen Fläche (DYCK, 1995). Die Ermittlung des Wasseräquivalents der Schneedecke im Einzugsgebiet erfolgte nicht aus Schneedichte und Schneehöhe, sondern aus einer Volumenbetrachtung der gezogenen Schneekerne. Dabei wurde die Masse der entnommenen Schneeprobe [g] dem Volumen [cm³] unter der Annahme gleichgesetzt, daß 1 g geschmolzener Schnee 1 cm³ Schmelzwasser entspricht. Der Quotient aus dem Volumen der Schneeprobe, bestimmt aus der Masse der Schneeprobe und der Grundfläche des Stechzylinders. entspricht dann dem Wasseräquivalent [mm] an dieser Beprobungsstelle:

$$W\ddot{\text{mm}} = \frac{V[\text{cm}^3]}{F_{\text{zyInder}} [\text{cm}^2]} \cdot 10 \quad (\text{Gleichung 5.5})$$

(WÄ = Wasseräquivalent der Schneedecke, V = Volumen der Schneeprobe, F = Grundfläche des Stechzylinders; Faktor 10 wegen der Umrechnung von mm in cm)

5.4.2 NIEDERSCHLAGSINHALTSSTOFFE

Für 1998 und die Untersuchungsperiode 1999 wurden aus den hydrochemischen Niederschlagsdaten der Station des Umweltbundesamtes (UBA) am Schauinsland zur Charakterisierung des Chemismus statistische Kennwerte wie Mittelwert, Median und der Streuungsbereich (10 % und 90 % Perzentil) berechnet.

Aus den täglichen Niederschlagssummen der Klimastation Schauinsland und den Inhaltsanalysen dieser Niederschläge wurden Stoffeinträge via Freilandniederschlag für 1998 und während der Untersuchungsperiode quantifiziert.

Die wöchentlichen ¹⁸O-Gehalte im Niederschlag wurden für eine Ganglinienseperation im Bruggaeinzugsgebiet und der Zipfeldobelquelle verwendet. Der mittlere Höhengradient für ¹⁸O im Bruggagebiet beträgt 0.217 ‰ pro 100 m (UHLENBROOK, 1999). Der Höhenunterschied zwischen der Klimastation St.

Wilhelm und der mittleren Einzugsgebietshöhe der beiden Gebiete diente als Grundlage zur Korrektur der gemessenen ¹⁸O-Gehalte.

5.4.3 INHALTSSTOFFE DER SCHNEEPROBEN

Da nur 20 Schneeproben gezogen werden konnten und deren Stoffkonzentrationen nicht plausibel waren, wurde auf eine statistische Auswertung derselben verzichtet. Teilweise wurden die δ ¹⁸O-Gehalte der Schneeproben für die Ganglinienseparation verwendet.

5.4.4 ABFLUßDATEN

Zunächst wurden die Abflußdaten auf ihre Homogenität und Konsistenz hin überprüft. Die Abflußmessung mit der Multisonde am Gebietsauslaß der **Brugga** (Pegel Oberried-Ibrechtacker), deren Wasserstandwerte mit Hilfe einer p/Q-Beziehung in Abfluß [m³/s] umgerechnet werden, waren über weite Zeiträume mit Fehlern behaftet. Gerade im Bereich von Hochwasserwellen setzte sich die Sonde mit Sediment zu und lieferte Fehlmessungen. Deshalb mußten die vom amtlichen Pegel Oberried-Ibrechtacker der LfU dankenswerter Weise zur Verfügung gestellten, stündlichen Abflußdaten verwendet werden.

Nicht plausible Abflußwerte lieferte auch die Drucksonde am Behelfspegel **Wittelsbach**. Mehrmals kam es durch Eisbildung am Pegelrohr zu unrealistischen Wasserstandsanstiegen, zusätzlich wurde bei Hochwasserabflüssen schießender Abfluß beobachtet, was den Pegelquerschnitt ungeeignet macht. Eine nachträgliche Korrektur der Messungen war unmöglich.

Die im August 1998 neu gefaßte **Zipfeldobelquelle** lieferte gute Abflußdaten. Die in einem Datalogger alle 10 min. gespeicherten Abflußdaten wurden mittels Laptop ausgelesen und später in Stundenwerte umgerechnet. Leider kam es zu Beginn der Untersuchungsperiode zu drei Datenlücken, die aber realistisch linear interpoliert werden konnten (siehe Abbildung 6.8).

5.4.5 INHALTSSTOFFE IM ABFLUß

In der Wasserwirtschaft stehen zur Beschreibung der Beschaffenheit eines Fließgewässers die Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen im Vordergrund. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie über die Qualtitätsanforderungen an Oberflächengewässer nennt z.B. die maximalen jährlichen Durchschnittskonzentrationen für bestimmte Güteklassen und liefert damit einen Maßstab für die Bewertung der Wasserqualität.

Um die gewonnenen Daten bewerten und vergleichen zu können, waren verschiedene Methoden zur Auswertung der Inhaltsstoffe im Abfluß notwendig. Die Konzentrationsverläufe der gemessenen Ionen an den verschiedenen Probenahmepunkten wurden graphisch verglichen. Daraus ist der Einfluß von z.B. Deckschichten, der Landnutzung oder unterschiedlicher Abflußkomponenten abzuleiten. Nach Bereinigen der Ausreißer waren verschiedene statistische Kennwerte wie Mittelwert, Median und Streuungsbereiche (10 % und 90 % Perzentil) zu berechnen.

Nur solange sich Abfluß und Stoffkonzentrationen kontinuierlich erfassen lassen, ist eine fehlerfreie Frachtberechnung möglich (SYMADER, 1986). Unter der berechneten Fracht ist die Fracht zu verstehen, die innerhalb eines Zeitraumes einen Querschnitt an einem Fließgewässer passiert. Die Meßwerte wurden, falls nötig auf Stundenwerte linear interpoliert, was in diesem Zusammenhang sinnvoll erscheint, da gerade im Hochwasserfall nur wenige Werte interpoliert werden mußten. Die Sekundenfracht errechnet sich dann zu:

 $Fr_i [g/s] = c_i [g/m^3] \cdot Q_i [m^3/s]$ (Gleichung 5.6)

 $(Fr_i = geschätzte Sekundennfracht; c_i = Konzentration in der zugehörigen Probe; Q_i = Zugehöriger Sekundenwert des Abflusses)$

Aus den jeweiligen Sekundenfrachten lassen sich durch Integration über die Zeit, in Abhängigkeit des Untersuchungszeitraumes, die Stunden-, Tages-, Wochen-Monats- oder Jahresfracht berechnen. Zusätzlich ist bei bekannter Einzugsgebietsgröße eine Berechnung von flächenspezifischen Stoffrachten möglich.

Konzentrations-Abfluß-Beziehungen sind als Scatter-Plotts mit Regressionsgleichung und Bestimmtheitsmaß dargestellt.

5.5 GANGLINIENSEPARATION

Mit Hilfe von geeigneten Tracern ist eine ereignisbezogene Ganglinienseparation durchzuführen, um die Prozesse der Abflußbildung während der Untersuchungsperiode zu entschlüsseln. Die Methoden der Trennung der Abflußganglinie in zwei oder mehr Komponenten basieren auf der Massenerhaltung und der Kontinuität der Massenflüsse in einem System. Theoretisch können **n** Abflußkomponenten mit **n-1** untersuchten Tracern bestimmt werden. Hierfür wird ein System von linearen Mischungsgleichungen gelöst (SKLASH, 1979).

In der vorliegenden Arbeit werden mit gelöstem Silikat und dem stabilen Sauerstoffisotop ¹⁸O Zweikomponentenseparationen versucht. Die notwendigen Randbedingungen, die für eine erfolgreiche Ganglinienseparation erfüllt sein müssen, die hergeleitete Mischungsgleichung und die Eigenschaften der verwendeten Tracer werden in den nachfolgenden Abschnitten erläutert.

Bei der Zwei-Komponententrennung wird angenommen, daß sich der Abfluß während eines Ereignisses aus den zwei Komponenten "altes" und "neues" Wasser zusammensetzt. Unter altem Wasser wird das Wasser verstanden, welches schon vor dem Beginn des Ereignisses im Einzugsgebiet gespeichert war. Neues Wasser stammt dem gegenüber aus dem Ereignis selbst. Synonym werden die Begriffe Vorereignis- und Ereigniswasser gebraucht.

Die Kontinuitäts- und Massenerhaltungsgleichungen lauten wie folgt:

 $Q_g = Q_a + Q_n$ (Gleichung 5.7) $c_g Q_g = c_a Q_a + c_n Q_n$ (Gleichung 5.8)

Der Anteil X an neuem Wasser am Gesamtabfluß berechnet sich über die Mischungsgleichung:

$$X = Q_n / Q_g = (c_g - c_a) / (c_n - c_a)$$
 (Gleichung 5.9)

(Q = Abfluß; c = Konzentration des verwendeten Tracers; Indizes: g = Gesamtabfluß; a = altes Wasser; n = neues Wasser; X = Anteil neues Wasser amGesamtabfluß) Diese Voraussetzungen müssen erfüllt sein, damit eine verweilzeitorientierte tracerhydrologische Ganglinienseparation durchgeführt werden kann:

- (1) Die Tracerkonzentrationen der beiden Abflußkomponenten unterscheiden sich signifikant voneinander. Bei einer höheren Konzentrationsdifferenz wird der Fehler der Seperationsergebnisse verringert.
- (2) Die Konzentrationen der Alt- und Neuwasserkomponente sind bekannt. Räumliche und zeitliche Variationen müssen berücksichtigt werden.
- (3) Die verwendeten Tracer verhalten sich konservativ, d.h. sie sind chemisch inert, unterliegen keiner Retardation und es gibt keine unbekannten Quellen und Senken im System.
- (4) Das System befindet sich im stetigen Fließgleichgewicht, d.h. es finden keine Speicheränderungen während der Beobachtungen statt.

Für eine Zuweisung von räumlichen Fließsystemen (herkunftsraumorientierte Ganglinienseparation) ist eine weitere Anforderung zu erfüllen:

(5) Der verwendete Tracer charakterisiert nur den zugewiesenen Speicherraum, bzw. Beiträge aus anderen Speicherräumen sind minimal.

Die Randbedingung (1) ist Voraussetzung für die Anwendung der Methode, während die weiteren Randbedingungen nur einen Einfluß auf die Genauigkeit haben (HOOPER & SHOEMAKER, 1986). Die Gleichsetzung von altem Wasser (verweilzeitorientierte Komponente) mit dem Grundwasser (herkunftsraumorientierte Komponente) ist nur zulässig, wenn ausgeschlossen werden kann, daß z.B. kein Wasser aus der ungesättigten Zone mit der gleichen Markierung zum Abfluß beiträgt (MEHLHORN, 1998).

Bei der Verwendung des stabilen Sauerstoffisotops ¹⁸O und gelöstem Silikat als Tracer wird die Konzentration des alten Wassers (bzw. Grundwasser) als die Konzentration im Gesamtabfluß kurz vor dem Ereignis festgelegt. Zu diesem Zeitpunkt ist der Anteil von neuem Wasser (bzw. Direktabfluß) gleich null (HOOPER & SHOEMAKER, 1986; UHLENBROOK, 1999). Die Tracerkonzentration des neuen Wassers wird für ¹⁸O im Niederschlag bzw. im Schneeschmelzwasser bestimmt.

5.5.1 VERWENDETE TRACER

Die beiden verwendeten natürlichen Tracer, mit denen die Ganglinienseparationen durchgeführt werden, liefern unterschiedliche Informationen über die abgetrennten Abflüsse. Das gelöste Silikat und das stabile Sauerstoffisotop ¹⁸O erfüllen zum großen Teil die Anforderungen an einen konservativen Tracer.

Gelöstes Silikat ist ein geogener Tracer, d.h. die spezifische Tracerkonzentration einer Abflußkomponente entsteht im jeweiligen Herkunftsraum durch Verwitterung der Gesteinsmatrix (UHLENBROOK, 1999). Die Silikatkonzentrationen sind im Vergleich mit allen Hauptbestandteilen des Wassers am wenigsten variabel, deshalb markiert gelöstes Silikat eher die Herkunftsräume und die Fließwege, als das Alter des Wassers (KENNEDY, 1971; HAINES & LLOYD, 1986).

Für die Interpretation der Ganglinienseparationen ist die Kenntnis der Quelle und Senken des gelösten Silikat notwendig. Eine mögliche Senke für gelöstes Silikat ist die biologische Aufnahme durch Diatomeen (Kieselalgen) (HOOPER & SHOEMAKER, 1986). Dieser Prozess kann in wenig produktiven Gewässern, wie im Fall der Brugga, allerdings vernachlässigt werden. In Wasser liegt gelöstes Silikat in Form der Ortho-Kieselsäure H_4SiO_4 die aufgrund vor. ihrer Säuredissoziationskonstante (pKs) von 9-10 eine schwache Säure ist. Als Kieselsäurelieferant kommen die Oxide des Silizium mit hohen Gitterenergien (Quarz und Opal) nicht in Betracht, sie sind sehr verwitterungsbeständig. Die Mineralien Olivin, Pyroxen, Amphibol und Biotit sind weniger verwitterungsbeständig. Nicht nur Silikate sondern auch Alumosilikate spielen eine wichtige Rolle bei der Silikatverwitterung. Die Silikatverwitterung ist bei hohen Temperaturen und niedrigem pH-Wert am intensivsten. Sie ist zusätzlich von der möglichen Kontaktoberfläche, der Kontaktzeit des Wassers mit der Gesteinsmatrix und der Zusammensetzung der wässrigen Lösung abhängig (HAINES & LLOYD, 1985; PRESS & SIEVER, 1995). Da z.B. die Kontaktzeit zwischen dem Wasser und der Gesteinsmatrix die Silikatkonzentration bestimmt, sind die höchsten Konzentrationen in tiefen Aquiferkörpern zu erwarten, in denen das Wasser längere Zeit verweilt und eine große spezifische Oberfläche des verwitternden silikatischen Gesteins vorhanden ist (UHLENBROOK, 1999). So kann sich das thermodynamische Gleichgewicht am

ehesten einstellen. Die fortschreitende Silikatverwitterung muß jedoch als Einschränkung für das konservative Verhalten des gelösten Silikats angesehen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998; LINDENLAUB, 1998). Wasser aus oberflächennahen Bereichen hat geringere Silikatkonzentrationen.

Verschiedene Autoren gehen von einer raschen Silikatanreicherung im Boden bei der Versickerung zum Grundwasser oder bei der Bildung von Direktabfluß aus (HAINES & LLOYD, 1986; KENNEDY, 1971; UHLENBROOK, 1999). Deshalb wurde für die Konzentration des Direktabflusses (c_{dir}), in Anlehnung an Wels et al. (1991) und Uhlenbrook (1999), eine geringe Konzentration von $c_{dir} = 0.3$ mg/l gelöstes Silikat angenommen.

Der Anteil X des Direktabflusses (Q_{dir}) am Gesamtabfluß (Q_g) berechnet sich über die modifizierte Mischungsgleichung mit dem Grundwasserabfluß (c_{indir}) folgendermaßen:

$$X = Q_{dir} / Q_g = (c_g - c_{indir}) / (c_{dir} - c_{indir})$$
(Gleichung 5.10)

Das **stabile Sauerstoffisotop** ¹⁸**0** zählt zu den am besten und häufigsten verwendeten Isotopen in der Hydrologie. Es ist natürlicher Bestandteil des Wassermoleküls und weist ein mittleres Verhältnis von ¹⁶O:¹⁸O = 1:500 auf. ¹⁸O ist ein typischer Vertreter für verweilzeitorientierte Ganglinienseparationen, d.h. mittels diesem Isotop kann zwischen neuem und altem Wasser unterschieden werden. Für die Entschlüsselung der Abflußbildungsprozesse in einem Einzugsgebiet liefert der Vergleich mit dem herkunftsraumorientierten Tracer Silikat tieferen Einblick in die Dynamik (UHLENBROOK, 1999).

¹⁸O kann als konservativer Tracer betrachtet werden, da es genau dem gleichen Prozeß wie das Wasser selbst unterworfen ist, d.h. es unterliegt keiner zusätzlichen chemischen oder physikalischen Retardation beim Fließen in einem Hydrosystem. Unterschiedliche Isoptopenverhältnisse entstehen erst, wenn aufgrund der Unterschiede im Dampfdruck zwischen $H_2^{16}O$ und $H_2^{18}O$ bei den Phasenübergängen eine Isotopenfraktionierung (Raleigh fractionation) stattfindet. Sie führt zu einer ¹⁸O Abreicherung des schweren in der energiereicheren Phase. Die Isotopenfraktionierung bewirkt eine räumliche und zeitliche Variabilität des

Isotopengehaltes im Niederschlag, der sich durch folgende Effekte beschreiben läßt (DANSGAARD, 1964; MOSER & RAUERT, 1980; IAEA, 1995):

- (1) Temperatureffekt (Breiten- und Saisoneffekt): Mit steigender Temperatur nimmt beim Verdunstungsprozeß der Anteil von isotopisch schwerem Wasser in den Wolken zu, d.h. in niederen Breiten und im Sommer sind die Niederschläge schwerer als in höheren Breiten oder im Winter. Auch innerhalb eines Niederschlagsereignisses kann es zu einer deutlichen Variation des Isotopengehaltes, z.B. bei einem Warmlufteinbruch im Winter, kommen.
- (2) Kontinentaleffekt: Bei der Wolkenbildung treten schwere Isotope bevorzugt in die flüssige bzw. feste Phase über. Damit werden entlang der Zugrichtung von Frontensystemen die schweren Isotope zuerst ausgeregnet, d.h. mit zunehmender Entfernung vom Ozean werden die Niederschläge leichter.
- (3) Mengeneffekt: Mit zunehmender Niederschlagsintensität, -dauer und -menge findet eine Abreicherung der schweren Isotope im Niederschlag statt, weil sie zuerst ausregnen.
- (4) Höheneffekt: Das Orographisch bedingte Aufsteigen der Wolkenmassen führt zunächst zum Ausregnen der schweren Isotope. Zusätzlich kommt es beim Fallen des Niederschlags zur teilweisen Verdunstung der Tropfen und damit zu einer stärkeren Anreicherung von schweren Isotopen in tieferen Lagen.

Für die Untersuchungen im Einzugsgebiet der Brugga sind die kleinräumig wirksamen Saison-, Mengen- und Höheneffekte zu berücksichtigen. Die Bestimmung des Isotopengehaltes im Niederschlag ist durch den Mengeneffekt erschwert. Frey (1998) wies bei seiner Untersuchung im Einzugsgebiet der Brugga einen maximalen 1.01 %/h nach, wobei die größten Änderungen vorwiegend Mengeneffekt von während Drittels Niederschlagsereignisses des ersten des bei geringer Niederschlagsintensität auftreten. Bei der Abflußkomponententrennung wird durch Verwenden einer Mischprobe für das gesamte Ereignis (bulk mean) der Anteil an neuem Wasser häufig überschätzt, weil der Mengeneffekt nicht korrekt berücksichtigt wird. Um diesen Fehler zu umgehen wäre eine zeitlich hoch aufgelöste Beprobung des Niederschlags und des Schneeschmelzwassers nötig, was im Winter gerade im

Einzugsgebiet der Brugga im Rahmen dieser Stoffhaushaltsuntersuchung nicht durchgeführt werden konnte. Deshalb wird, wenn möglich, die übliche Mengengewichtung bei der Zwei-Komponententrennung mit ¹⁸O angewandt:

 $c_n [\%] = \Sigma P_i [mm] \cdot \delta^{18} O_i [\%] / \Sigma P_i [mm]$ i = 1,2,...n bulk mean (Gleichung 5.11)

(c_n = mittleres Isotopenverhältnis im Niederschlag; P_i = Niederschlagsmenge zum Zeitpunkt i; $\delta^{18}O_i$ = Isotopengehalt des Niederschlags zum Zeitpunkt i)

Das mit obiger Gleichung erhaltene mittlere Isotopenverhältnis im Niederschlag entspricht genau dem Wert, den man bei der Beprobung eines nach dem Ereignis geleerten Totalisators erhält. Dieses Gesamtmittel berücksichtigt bei der Punkt-zu-Punkt Separation auch jedesmal Niederschlag, der noch nicht gefallen ist.

Der mittlere Höheneffekt für ¹⁸O im Bruggagebiet beträgt 0.218 ‰ pro 100 m Höhenunterschied (UHLENBROOK, 1999). Der Höhenunterschied zwischen der Klimastation St. Wilhelm (765 m ü. N.N.) und der mittleren Einzugsgebietshöhe des Bruggagebietes (986 m ü. N.N.), bzw. dem Zipfeldobelquellgebiet (570m ü.N.N.) diente als Grundlage zur Höhenkorrektur der gemessenen Isotopengehalte im Niederschlag.

6. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Auswertung des Niederschlages, der Schneedecke, der Ganglinienseparation und die von der Abflußbildung und anderen Faktoren abhängigen Stoffkonzentrationen vorgestellt und diskutiert. Aus dem Abfluß und den Stoffkonzentrationen werden Stoffrachten berechnet. Die Ergebnisse werden durch den Vergleich mit vorangegangen Arbeiten auf ihre Plausibilität hin überprüft und bewertet.

6.1 KLIMA, NIEDERSCHLAG UND ISOTOPENGEHALT IM NIEDERSCHLAG

Das klimatische Geschehen im Winter 1998/99 läßt sich kurz mit "zu feucht" und "zu warm" charakterisieren. Abbildung 6.1 zeigt den Gebietsniederschlag berechnet nach Gleichung 5.4, aus den Tagessummen der drei Niederschlagsstationen Schauinsland (1218m ü. N.N.), St. Wilhelm (765m ü. N.N.) und Feldberg (1480m ü. N.N.), sowie den Verlauf der Tagesmitteltemperatur der Luft des Klimaturmes St. Wilhelm vom 01.01-04.04.1999.



Abbildung 6.1: Gebietsniederschlag im Bruggagebiet und Verlauf der Temperatur (des Klimaturm St. Wilhelm) Anfang 1999; Gebietsniederschlag (P) berechnet aus Niederschlagsdaten der Klimastationen Schauinsland des UBA, der Klimastation Feldberg des DWD und des Klimaturmes St. Wilhelm des IHF

25mm Niederschlag pro Tag gelten für die Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) als "Alarmwert" für mögliche Hochwässer. An fünf Tagen während der Untersuchungsperiode wurde diese tägliche Niederschlagsumme überschritten. Die Warmfront des ausgeprägten atlantischen Sturmtiefs "Petra" konnte sich im Laufe des 19.02.1999 in Mitteleuropa durchsetzten (Abbildung 6.2). Der folgende starke Regen auf eine geschlossene Schneedecke, führte im Gesamtgebiet zu dem Extremereignis vom 19.02.1999-02.03.1999. Das Sturmtief brachte am 19.02.1999 einen Gebietsniederschlag von 68mm/d und am 20.02.1999 immerhin noch 47mm/d und führte im Bruggagebiet am 20.02.1999 zu einem 10-jährlichen Hochwasser (siehe Tabelle 6.2)(UBA, 1985).



Abbildung 6.2: Wetterlage über Europa vom 19.02.1999, 00:00 Uhr MEZ (Quelle: DWD)

Im folgenden Abschnitt werden die Gehalte der 1-2 wöchentlichen Mischproben des ¹⁸O Sauerstoffisotop im Freilandniederschlag stabilen vorgestellt. Die Isotopengehalte im Niederschlag werden als Eingangsfunktion für die ¹⁸O Ganglinienseparation mit verwendet die Abflußbildung um von Hochwasserwellen Die Isotopengehalte zu untersuchen. der Niederschlagsmischproben während der Untersuchungsperiode am Klimaturm St. Wilhelm sind in Abbildung 6.3 dargestellt.



Abbildung 6.3: Verlauf des Isotopengehaltes im Niederschlag am Klimaturm St. Wilhelm (765m ü. N.N.)

Außer Schneeschmelze, stellen bei fast reiner die Isotopengehalte des ^{18}O Niederschlagswassers bei der Zwei-Komponentenseparation mit die Konzentrationen des neuen Wassers (Ereigniswasser) dar (siehe Kapitel 5.5). Der deutliche Anstieg der Isotopengehalte zwischen 20.2.1999 und 04.03.1999 spiegelt den Effekt der "schweren", hauptsächlich flüssigen Niederschläge in diesem Zeitraum wieder.

6.2 SCHNEEHÖHE, WASSERÄQUIVALENT UND ISOTOPENGEHALT DER SCHNEEDECKE

Der Aufbau der Schneedecke fand an den Schnee-Entnahmepunkten zwischen dem 27.01-18.02.1999 statt. Selbst am Gebietsauslaß hatte sich bis zum 18.02.1999 eine Schneedecke von 34 cm mit einem Wasseräquivalent von 56 mm aufgebaut. Zur gleichen Zeit lag beim Pegel des St. Wilhelmer Talbaches bei einer Schneehöhe von 75 cm ein Wasseräquivalent von 153 mm vor (Abbildung 6.5). Das Schmelzwasser führte in Verbindung mit starken Niederschlägen zum extremen Hochwasser vom 20.02.1999. In den Hochlagen des Untersuchungsgebiets hatte der Aufbau der Schneedecke schon wesentlich früher begonnen, deren Schmelzwasser trugen jedoch erst bei der lange anhaltenden gebietsweiten Schneeschmelze ab dem 02.03.1999 dem Abfluß bei.

Der Verlauf der Schneehöhen, Wasseräquivalente und der Isotopengehalte der Schneedecke sind exemplarisch für die Schnee-Entnahmepunkte Talcafe bzw. Klimaturm St. Wilhelm in Abbildung 6.4 und 6.5 dargestellt.



Abbildung 6.4: Verlauf der Schneehöhe, der Wasseräquivalente der Schneedecke und der Isotopengehalte der Schnee-Entnahmepunkt Talcafe (640 m ü. N.N.)

Die ¹⁸O Isotopengehalte in der Schneedecke hinter dem Talcafe und beim Klimaturm sind bis zum 12.02.1999 durch feste Niederschläge auf niedrigem Niveau relativ stabil. Schneeverdunstung führt während der Frostperiode (Abbildung 6.1) zum Ansteigen der Isotopengehalte der Schneedecken bis zum 18.02.1999 hinter dem Talcafe. Die folgenden schweren flüssigen Niederschläge (Warmfront ab 19.02.1999) führen über die Sättigung der Schneedecke zu einem deutlichen Anstieg der Isotopengehalte beim Klimaturm St. Wilhelm (Abbildung 6.5). Erneute leichte Schneeniederschläge lassen die Isotopengehalte der reduzierten Schneedecke, mit hohem Wasseräquivalent, nochmals stark absinken. Danach kommt es mit steigenden Temperaturen (Abbildung 6.1) durch Isotopenanreicherung bei Schneeverdunstung und -schmelze zu hohen δ^{18} O Werten (Abbildung 6.5). Die Schneedecke schmilzt bei relativ hohen Wasseräquivalenten bis zum 18.03.1999 am Klimaturm St. Wilhelm ab.



Abbildung 6.5: Verlauf der Schneehöhe, der Wasseräquivalente der Schneedecke und der Isotopengehalte am Schnee-Entnahmepunkt Klimaturm St. Wilhelm(765 m ü. N.N.)

6.3 DAS NIEDERSCHLAG-ABFLUßVERHALTEN

In den folgenden Abschnitten wird das Niederschlag-Abflußverhalten der Zipfeldobel Quelle, des Wittelsbach und der Brugga charakterisiert und im Bezug auf bisherige Untersuchungen diskutiert. Die einzelnen Ereignisse an der Zipfeldobel Quelle und in der Brugga werden fortlaufend nummeriert. An der Quelle traten drei ,in der Brugga und im Wittelsbach sechs Ereignisse während der Intensivmeßkampagne auf. Auf die Nummerierung der Ereignisse im Wittelsbach wurde aufgrund der unsicheren Abflußspendenübertragung verzichtet.

6.3.1 ZIPFELDOBEL QUELLE

Während der Untersuchungsperiode konnten drei Ereignisse ausgewiesen werden, die in Abbildung 6.6 zusammen mit dem Niederschlag dargestellt sind. Die aufgrund des Niederschlagsmeßfehlers korrigierten täglichen Niederschlagssummen des Klimaturm St. Wilhelm (765 m ü. N.N.) sind als Gebietsniederschlag im Quelleinzugsgebiet repräsentativ (siehe Kapitel 5.4.1 und Tabelle 5.6).



Abbildung 6.6: Schüttung der Zipfeldobelquelle (Stundenmittel) und Niederschlag (Tagessummen) des Klimaturm St. Wilhelm Anfang 1999

Die mittlere Einzugsgebietshöhe der Zipfeldobel Quelle beträgt 570 m ü. N.N.. Zum schließen der Datenlücken bei den Abflußwerten stellt sich die Anwendung einer linearen Interpolation als zufriedenstellend dar. Im Gegensatz zum Gesamtgebiet kommt es aufgrund der relativ langsamen Reaktionszeit der oberen Hangschuttdecke nur zu drei Abflußereignissen. Das Schüttungsmaximum wird bei Ereignis 1 (der genaue Zeitpunkt des ersten Schüttungsanstiegs ist wegen der
Datenlücke nicht bekannt) erst vier Tage nach dem ersten Schüttungsanstieg ungefähr einen Tag nach dem letzten Niederschlag erreicht. Ereignis 2, welches im Gesamtgebiet zum 10-jährlichen Hochwasser führte (siehe Kapitel 6.3.3), erreicht dagegen schon nach fast zwei Tagen das Schüttungsmaximum. Vom 19.02.1999 um 01⁰⁰ Uhr mit 0.5 l/s Schüttung, stieg diese bis zum 20.02.1999 20⁰⁰ Uhr auf 2.7l/s an. Dies entspricht einem maximalen Schüttungsquotienten von 1 : 5.4. Eigene Beobachtungen am 21.02.1999 und an den folgenden Tagen zeigten im Hangfußbereich der Zipfeldobel Quelle und weiter talwärts einen Quellhorizont. Die Quellfasung erfaßt somit nicht den gesamten Abfluß aus dem unterirdischen Einzugsgebiet, weshalb keine flächenspezifischen Schüttungen oder Stoffrachten angegeben werden können. Sauter (1967) fand für Hangschuttquellen dagegen maximale Schüttungsquotienten über 1 : 33. Bei dem 10-jährlichen Hochwasser in der Brugga wurde nur ein Abflußquotient von 1 : 29.4 erreicht. Deshalb kann die Aussage von Sauter in Frage gestellt werden.

Ereignis 3 erreichte als verzögertes Regenereignis nach viereinhalb Tagen das Schüttungsmaximum mit 1.09 l/s bei einem maximalen Schüttungsquotient von 1:1.4. Der erste Wert im Schüttungsanstieg lag mit 0.75 l/s aufgrund der vorangegangenen Speicherfüllung über dem Mittelwasserabfluß (MQ) von 0.6 l/s.

Im Vergleich zum Gesamtgebiet reagiert das System der Hangschuttquelle sehr viel träger auf flüssige Niederschlagsereignisse. Aus den Beobachtungen im Quellgebiet folgt, daß periodische Hangfußquellen auftreten, die nicht erfaßt werden können.

6.3.2 WITTELSBACH

Da die Drucksonde am Behelfspegel Wittelsbach fast nur fehlerhafte Aufzeichnungen durchführte, Abflußspendenübertragung notwendig. war eine Bei der Abflußspendenübertragung wird davon ausgegangen, daß benachbarte Einzugsgebiete in bezug auf die Abflußspende ein ähnliches Verhalten aufweisen. Durch das Prinzip der Proportionalität ist der Abfluß am Ort des abzuschätzenden Gerinnequerschnitts nur noch von der dazugehörigen Fläche des Einzugsgebietes abhängig (DEMUTH, 1993):

$Q^* = AREA^* \cdot Q / AREA$ (Gleichung 6.1)

(Q^{*} = geschätzter Abfluß [I/s]; Q = gemessener Abfluß [I/s]; AREA^{*} = Größe des abzuschätzenden Einzugsgebietes [km²]; AREA = Größe des gemessenen Einzugsgebietes [km²])

Die Schätzungen werden genauer, wenn der Übertragungsort des Gerinnequerschnitts oberstromig im gleichen Wasserlaufes liegt (DYCK, 1976). Dies gilt für den Wittelsbach als oberstomiges Nebengewässer des Brugga nur eingeschränkt. Mit Hilfe der Übertragung der Abflußwerte vom Pegel der Brugga konnte für den Wittelsbach eine Abflußganglinie generiert werden. Bis zum 19.02.1999 wurde Eigenen Abflußmessungen im Trockenwetterabfluß zeigten, daß die Abflüsse 30 % kleiner als die übertragenen Abflußwerte waren. Deshalb wurden übertragenen Abflußwerte mit dem Faktor 0.7 multipliziert. Durch die die Veränderung der Gewässersohle beim extremen Ereignis mußten die folgenden Abflußübertragungen, sogar mit dem Faktor 0.3 multipliziert werden (siehe Abbildung 6.7). Eigenen Abflußmessungen zeigten auch hier, daß die Abflußspendenübertragung deutlich zu große Abflußwerte liefert.



Abbildung 6.7: Auf das Einzugsgebiet des Wittelsbach übertragener Abfluß des Bezugspegels der Brugga (Stundenmittel) und Niederschlag des Klimaturmes St. Wilhelm (Tagessummen) Anfang 1999

Für das Wittelsbachgebiet sind die korrigierten Niederschläge des Klimaturm St. Wilhelm repräsentativ, weil die mittlere Einzugsgebietshöhe des Einzugsgebietes des Wittelsbach der Höhenlage des Klimaturmes sehr nahe kommt. Beim Vergleich der Niederschläge mit den übertragenen Abflüssen liegen die Abflußscheitel außer bei der Schneeschmelze zeitlich plausibel. Eine Bewertung der übertragenen Abflüsse ist trotzdem nicht gerechtfertigt. Sie können jedoch zur Beurteilung der Stoffkonzentrationen im Wittelsbach herangezogenen werden.

6.3.3 BRUGGA

Im Bruggagebiet können innerhalb des Untersuchungszeitraumes insgesamt 6 Ereignisse unterschieden werden. Maximale Niederschlagsintensitäten und genaue Niederschlagszeiträume können im Winter nicht angegeben werden. Der aus den Meßwerten von drei Klimastationen und den jeweiligen Korrekturfaktoren (siehe Kapitel 5.4.1) berechnete Gebietsniederschlag und der Abfluß am Pegel Oberried sind in Abbildung 6.8 dargestellt. In den folgenden Abschnitten bezieht sich die Ereignisnummer immer auf die Zuordnungen in Abbildung 6.8 und in Tabelle 6.1. Um den Verlauf von Niederschlag und Abfluß zu quantifizieren und um einen Vergleich der Ereignisse untereinander zu erleichtern, sind in Tabelle 6.1 ausgewählte Kenngrößen der Abfluß- (Q) und Niederschlagsereignisse (P) aufgeführt. Unter diese Informationen fallen:

- (1) Zeitpunkte von Anfang und Ende des jeweiligen Abflußereignisses mit den zugehörigen Abflüssen. Kriterium für den ersten Wert war der erste ansteigende Abfluß und für das Ende das Absinken auf den Basisabfluß, wie bei Ereignis 2, oder der letzte Wert vor dem nächsten Abflußanstieg.
- (2) Scheitelabflüsse HQ in [m³/s] und Scheitelabflußspenden Hq in [l/s•km²].
- (3) Gesamtabflußvolumen in [m³] und in [mm] f
 ür den Vergleich mit dem Gebietsniederschlag.
- (4) Die Summe des Gebietsniederschlags für das gesamte Ereignis in [mm].

Gruppe	Ereignis	Ereignis- zeitraum	Q [m³/s]	HQ [m³/s]	Hq [I/s∙km²]	Volumen Q [m³]	Volumen Q [mm]	Gebiets- P [mm]
I	1	25.01.99 0:00 28.01.99 9:00	0.92 1.67	5.14 26.01.99 14:00	128.9	478377	12.0	37.0
	2	28.01.99 10:00 31.01.99 09:00	1.79 1.44	2.77 28.01.99 19:00	69.4	492898	12.3	35.8
I	3	18.02.99 22:00 02.03.99 01:00	0.76 2.92	22.33 20.02.99 14:00	560	5906464	148	189.9
	4	02.03.99 02:00 08.03.99 15:00	3.08 3.23	9.20 03.03.99 16:00	230.7	3295580	82.7	44.6
ш	5	08.03.99 16:00 21.03.99 18:00	3.40 2.77	6.08 14.03.99 18:00	152.5	5262037	132	37.2
	6	21.03.99 19:00 01.04.99 12:00	2.92 2.62	3.40 27.03.99 15:00	85.3	2695244	67.6	40.0

Tabelle 6.1: Übersicht über die Kenngrößen zum Niederschlag-Abflußverhalten der Brugga im Untersuchungszeitraum (Erläuterungen vor der Tabelle)

Für Einzelereignisse während Trockenperioden im Sommer liegt der abflußwirksame Anteil des Niederschlags im Bruggagebiet bei ca. 10 % (LINDENLAUB, 1998; FREY, 1998).

Die Ereignisse 1 bis 6 lassen sich anhand des abflußwirksamen Anteils am Gebietsniederschlag in drei Gruppen einteilen. Unter diesem Kriterium wird das Verhältnis aus abgeflossenem Volumen in [mm] zum gesamten Niederschlag [mm] in der gleichen Periode verstanden (vergleiche Tabelle 6.1), (FREY, 1998). Bei Ereignissen der Gruppe eins zu der Ereignis 1 und 2 zählen, kommt ein Wasservolumen zum Abfluß, das zwischen 32-34 % des im Gebiet gefallenen Niederschlags ausmacht. Im Winter sind außer bei Schneefall große abflußwirksame Anteile des Niederschlags aufgrund der hohen Speicherfüllungen und der geringen Evapotranspiration zu erwarten.

Frey (1998) konnte in seiner Untersuchung für ein Ereignis im Herbst 1998 einen abflußwirksamen Anteil des Niederschlages von 56 % errechnen. In der Gruppe zwei, zu der Ereignis 3 gehört, steigt der abflußwirksame Niederschlagsanteil auf 78 % an. Im Winter bei geringer Evapotranspiration, hoher Vorsättigung und vorhandener Schneedecke, sind wenn starker Regen auf Schnee fällt, solch hohe abflußwirksame Anteile des Niederschlags möglich.

Zur Gruppe drei gehören die Ereignisse 4, 5 und 6 mit abflußwirksamen Anteilen des Niederschlages von 169-185 % (Ereignis 5 sogar mit 355 %), dies ist nur bei einer vorhergehenden hohen Schneespeicherung im Einzugsgebiet möglich. Die Schneeschmelze ist vom Tauwetter abhängig und wird durch flüssige Niederschläge zusätzlich verstärkt.

Der ab 09.01.1999 beginnende Rezessionsast der Abflußganglinie wird nur durch die Ereignisse 1 und 2 (Q_{max} 5.14 bzw. 2,77 m³/s) während wenigen Tagen beendet und der neue Rezessionsast und reicht dann zum bis zum extremen Hochwasser 3 vom 19.02.1999-02.03.1999 (Abbildung 6.6).



Abbildung 6.8: Gebietsniederschlag, Lufttemperatur (Tagesmittel) und Abfluß(Stundenmittel) im Einzugsgebiet der Brugga Anfang 1999 (Abflußdaten, LfU)

Der St. Wilhelmer Talbach hatte am 20.02.1999 von 14⁰⁰ bis 17⁰⁰ ein HQ von 5.39m³/s. Als Oberlauf der Brugga hat der Talbach einen größeren Schneeanteil während des Niederschlagsereignisses und erreicht deshalb nicht das Niveau eines 10-jährlichen Hochwassers (siehe Tabelle 6.2).

Der HQ des Ereignisses 3 am 20.02.1999 um 14⁰⁰ Uhr am Gebietsauslaß der Brugga beträgt 22,33 m³/s und fällt in die Hochwasserwahrscheinlichkeit eines 10jährlichen Hochwassers (Tabelle 6.2). Der Zastlerbach hatte sein HQ zeitgleich und erreichte mit 5.247m³/s kein extremes Hochwasserniveau. Die Dreisam am Pegel Ebnet erreichte verzögert von 16⁰⁰ bis 17⁰⁰ ihr HQ von 103,2m³/s. Sie liegt damit zwischen einem 10 bzw. einem 20-jährigen Hochwasser. Im Zartener Becken führten ausschließlich starke flüssige Niederschläge zum Abschmelzen der gesamten Schneedecke. Ereignis 4 war durch erneuten Regen auf Schnee und inklusive Schneeschmelze verursacht, mit einem HQ am 03.03.1999 um 16⁰⁰ Uhr von 9.2 m³/s. Die Ereignisse 5 und 6 sind hauptsächlich durch die gebietsweite Schneeschmelze verursacht, was sich an den täglichen Abflußschwankungen und der Form der Abflußganglinie erkennen läßt (Abbildung 6.8). Die Ereignisse 1, 2, 3 und 4 zeigen gemeinsam die sehr schnellen Abflußanstiegszeiten im Gesamtsystem (siehe Abbildung 6.8 und Tabelle 6.2). Die Ereignisse 4, 5 und 6 zeichnen sich durch größere Abflüsse als Niederschläge aus, dies läßt sich mit einer bedeutenden Schneeschmelzmenge begründen, die bis dato im Einzugsgebiet als Schneedecke gespeichert war.

Pegel	Gewässer	EZG [km²]	Zeitraum 19	Mhq [I/s∙km²]	HQ _⊤ [a] in [m³/s]			Vertrauens Bereich		
					HQ10	HQ20	HQ50	HQ100	T=10a	T=100a
Oberried	Brugga	39.9	34-85	400	25.3	29.0	34.0	37.8	±16 %	±20 %
Zastler	Zastlerb.	18.4	54-85	380	11.1	13.0	15.6	17.6	±24 %	±28 %
St. Wilh.	St.W.Talb.	15.1	54-85	420	9.28	10.4	12.0	13.2	±17 %	±22 %
Ebnet	Dreisam	258.2	41-85	228	94.3	108	127	141	±17 %	±21 %

Tabelle 6.2: Hochwasserwahrscheinlichkeiten für ausgewählte Gewässer (Quelle: UBA, 1985)

6.3.4 ZUSAMMENFASSUNG DES NIEDERSCHLAG-ABFLUßVERHALTEN

Die Anzahl der Ereignisse ist in der Zipfeldobel Quellgebiet durch die verzögerte Reaktionszeit und der im Vergleich zum Gesamtgebiet frühen Schneeschmelze um die Hälfte reduziert. Die Untersuchung der Schüttung der Zipfeldobelquelle zeigt die stark verzögerte Reaktionszeit bis zum Schüttungsmaximum im Vergleich zur Brugga um bis zu mehrere Tage. Der relativ geringe Schüttungsquotient von 1 : 5.4 spricht zumindest für eine nicht vollständige Erfassung des Quellaquifers. Doch selbst die Brugga reagiert beim 10-jährlichen Hochwasser nur mit einem Abflußquotienten von 1 : 29.4, weshalb die Aussage von Sauter (1967) über Schüttungsquotienten für Hangschuttquellen, die über 1 : 33 liegen können, in Frage gestellt werden muß.

Für das Teileinzugsgebiet Wittelsbach können wegen der fehlerhaften Abflußmessung keine weitergehenden Aussagen gemacht werden.

Im Untersuchungszeitraum kommt es im Bruggagebiet insgesamt zu sechs Niederschlags-Abfluß-Ereignissen. Die Reaktionszeit auf flüssige Niederschläge kann als sehr schnell betrachtet werden. Bei geringer Speicherfüllung und geringer Evapotranspiration im Winter beträgt das Verhältnis zwischen dem maximalen Abflußvolumen und dem Volumen des Gebietsniederschlags ca. 1 : 3. Das Extremereignis am 20.02.1999 führt zur Aufsättigung und Füllung der Speicher und hat durch starken Regen auf eine beträchtliche Schneedecke einen sehr großen abflußwirksamen Anteil von 78 %. Die folgenden eigentlichen Schneeschmelzereignisse sind praktisch vom Niederschlag unabhängig, da bedeutend mehr Wasser zum Abfluß kommt als über den Niederschlag eingetragen wird. Bei großer oder auch geringerer Speicherfüllung, aber bedeutender Schneedecke führt Tauwetter zur Aufhebung der Abhängigkeit des Abflusses vom Niederschlag, da in diesem Falle der gespeicherte Schneeniederschlag zum Abfluß kommt.

6.4 ERGEBNSSE DER ZWEI-KOMPONENTENGANGLINIENSEPARATION FÜR DIE ZIPFELDOBEL QUELLE UND DIE BRUGGA

Zur Separation der Hochwasserganglinien in altes und neues Wasser der Brugga und der Zipfeldobel Quelle wurde der verweilzeitorientierte natürliche Tracer ¹⁸O im Brugga- und Zipfeldobel Quellgebiet angewendet. Der herkunftsraumorientierte natürliche Tracer Silikat wurde für eine Separation der Hochwasserganglinien in eine direkte Abflußkomponete und in eine indirekte Abflußkomponete verwendet. Zuerst überprüft werden ob die Erfüllung der Randbedingungen soll für die Ganglinienseparation (siehe Kapitel 5.5) generell und auch für jedes Ereignis gegeben ist. Falls möglich werden beide Separationen anhand der Volumina der unterschiedenen Abflußkomponenten, der Lage und Höhe der Komponentenscheitel und der Dynamik der separierten Komponenten besprochen. Die beiden Separationen mit Silikat werden miteinander verglichen und die im Einzugsgebiet bzw. im Quellgebiet wirksamen Abflußbildungsprozesse diskutiert.

6.4.1 VERHALTEN DER TRACER SILIKAT UND ¹⁸O

Im Abfluß, insbesondere während der Ereignisse liegen Daten über die Konzentrationen für **gelöstes Silikat** in bis zu stündlichen Intervallen vor. Die Konzentration des Silikats sinkt mit steigendem Abfluß. Im Zipfeldobel Quellgebiet lag der Konzentrationsrückgang bei dieser Untersuchung zwischen 0.7 und 1.6 mg/l. Der maximale Konzentrationsrückgang betrug für das Gesamtgebiet zwischen 0.9 und 2.5 mg/l für die verschiedenen Ereignisse.

Weil die Tracerkonzentrationen der indirekten Abflußkomponente zwischen den verschiedenen Ereignissen im Gesamtgebiet nicht auf den ursprünglichen Anfangswert anstiegen, wurden verschiedene Konzentrationen für diese Komponente angenommen. Größere Verdünnungen erfolgen während der Schneeschmelze und im Verlauf von Einzelereignissen (LINDENLAUB, 1998). Für die indirekte Komponente des Abflusses des Bruggagebietes wurden folglich Konzentrationen für c_{indir} von 4.1 bis 4.9 mg/l Silikat angenommen.

Bei mittleren Verweilzeiten im Zipfeldobelquellgebiet (Herkunftsraum obere Hangschuttdecke) von 2-3 Jahren (UHLENBROOK, 1999), ist selbst bei einer langsamen Einstellung des Gleichgewichtes davon auszugehen, daß die Konzentrationen gegen einen Grenzwert streben. Aus diesem Grund und wegen der mittleren Abflußdynamik des Quellgebietes (maximaler Schüttungsquotient ist selbst bei einem im Gesamtgebiet 10-jährlichen Hochwasser nur 1 : 5.4) wurde für die Ereignisse 2 und 3 im Quellgebiete eine Konzentration für c_{indir} von 5,63 mg/l

verwendet (vergleiche Gleichung 5.10). Dieser Wert wird bei Trockenwetter erfaßt, wenn nur Grundwasserabfluß auftritt.

Für den direkten Abfluß wird in Anlehnung an Wels et al. (1991) und Uhlenbrook (1999) eine Silikatkonzentration c_{dir} von 0.3 mg/l verwendet. Die Konzentrationen von c_{dir} und c_{indir} unterscheiden sich signifikant voneinander und erfüllen somit die für die Durchführung einer Ganglinienseparation notwendige Randbedingung (1) (Kapitel 5.5). Da keine Informationen über die Lösungskinetik von Feldspäten im Einzugsgebiet bei Abflußereignissen vorliegen, kann die Erfüllung der Randbedingungen (2) und (3) nicht mit Sicherheit angenommen werden. Die Forderung nach der Randbedingung (4), eines stetigen Fließgleichgewichtes, ist nach Ereignis 3 durch Auffüllung der Gebietsspeicher (siehe Abbildung 6.6 und 6.7) vor allem für das Bruggagebiet nicht mehr gewährleistet.

Zur Bestimmung des Gehaltes des **stabilen Sauerstoffisotops** ¹⁸**O** und des gelösten Silikats wurden dieselben Proben ausgewählt. Die Änderungen der Isotopengehalte im Gesamtabfluß durch die Beimischung von neuem Wasser (Ereigniswasser) fallen im Bruggagebiet mit maximal 1.6 ‰ gering aus (siehe Abbildung 6.10). Bei der Zipfeldobel Quelle lag eine maximale Änderung des Isotopengehaltes der Quellschüttung mit 1.4 ‰ vor. Die maximale Änderung wurde in beiden Gebieten bei dem extremen Abflußereignis vom 20.02.1999 erreicht. Für die Komponente des alten Wassers (Vorereigniswasser) wurde ein kurz vor

Beginn der Ereignisse gemessener Isotopenwert c_a festgelegt (vergleiche Gleichung 5.9). Mit dieser Festlegung wird bei jeder Separation der Anteil des neuen Wassers am Gesamtabfluß erfaßt.

Der Isotopengehalt des Ereigniswassers c_n unterliegt einer starken räumlichen und zeitlichen Variabilität. Mit der in Kapitel 5.5 beschriebenen Methode wird ein ungewichtetes Niederschlagsmittel berechnet. Dabei handelt es sich nur um eine grobe Annäherung an den wahren Wert c_n, weil eine Punktmessung in einem 39.87 km² großen Flußeinzugsgebiet mit einem stark ausgeprägten Relief den verschiedensten physikalischen Prozessen nicht gerecht werden kann. Für die Zwei-Komponentenseparation im Bruggagebiet während der Schneeschmelzereignisse 4, 5 und 6 (siehe Abbildung 6.6), wurden, wenn kein Niederschlag in flüssiger Form

fiel (Abbildung 6.4), die Isotopengehalte der Schneedecke am Klimaturm St. Wilhelm verwendet (Abbildung 6.5). Wie in Kapitel 5.5 beschrieben wurden die ¹⁸O-Gehalte der Schneedecke mit der Konzentration des Ereigniswassers gleichgesetzt.

Durch den Übergang von festen zu flüssigen Niederschlägen innerhalb eines Abflußereignisses und bedeutenden Mengen Schneeschmelzwassers sind die Randbedingungen (2), (3) und (4) für das extreme Abflußereignis vom 20.02.1999 nicht erfüllt. Weil die Ereigniskomponente bei diesem Ereignis zuerst leichter und dann schwerer als die Vorereigniskomponente war, ist auch die Randbedingung (1) nicht gegeben, weshalb aus der Lösung der Mischungsgleichung negative Abflüsse resultieren. Aus diesem Grunde, kann eine Separation bei dem Extremereignis sowohl im Bruggagebiet wie auch im Quellgebiet mit ¹⁸O nicht durchgeführt werden. Für Ereignis 6 liegen für eine Separation zu wenige Daten vor.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die in der Mischungsgleichung verwendeten Konzentrationen von ¹⁸O und Silikat die für eine Separation notwendige Randbedingung (1) erfüllen (ohne das Extremereignis 3 für die Brugga bzw. Ereignis 2 für die Zipfeldobelquelle beim Tracer ¹⁸O). Die Genauigkeit der Methode ist jedoch durch die nur bedingt erfüllten Randbedingungen (2) bis (4) reduziert. Die Randbedingung (5) ist für Silikat teilweise gewährleistet.

6.4.2 VERGLEICH DER GANGLINIENSEPARATION MIT SILIKAT IN DER BRUGGA UND AN DER ZIPFELDOBEL QUELLE

Für die zum Großteil aus der periglazialen oberen Hangschuttdecke gespeiste **Zipfeldobel Quelle** wird die Zwei-Komponentenseparation mit **Silikat** diskutiert. Die Abflußkomponententrennung, berechnet mit der modifzierten Gleichung (5.10), lieferte für Silikat im gesamten Untersuchungszeitraum nur positive Abflüsse.

Für c_a wurde eine Konzentration von 5.6 mg/l Si angenommen, weil sich nach den ausgewerteten Ereignissen die alte Silikatkonzentration wieder einstellte. Dies liegt an der großen mittleren Verweilzeit von 2-3 Jahren im Aquifer (UHLENBROOK, 1999). Der maximale momentane Anteil von oberflächennahen Schichten betrug beim extremen Ereignis am 20.02.1999 um 18⁰⁰ ca. 30 %. Das nachfolgende Ereignis 3 hatte fünf versetzte Maxima mit abnehmendem Anteil des Zwischenabflusses (12 %, 9.8 %, 9.6 %, 9 % und 8,8 %).



Abbildung 6.9: Gebietsniederschlag, Temperatur, Ganglinienseparation mit Silikat an der Brugga (oben) und der Zipfeldobel Quelle (unten) im Vergleich

Abbildung 6.9 zeigt den Vergleich zwischen den Separationsergebnissen in der Brugga und an der Zipfeldobel Quelle. Sehr auffällig ist der ähnliche Verlauf in der Dynamik zwischen dem mikroskaligen System Hangschuttquelle und dem gesamten Flußeinzugsgebiet bei dem extremen Ereignis vom 20.02.1999. Im Vergleich zur Brugga reagiert die grundwasserbürtige Ganglinie an der Quelle weniger deutlich und langsamer auf Anstiege im Gesamtabfluß. Bei der Quelle handelt es sich um ein System mit gut ausgebildeten Fließwegen, über die mehr als nur das oberirdisch abgrenzbare Einzugsgebiet von 24000 m² entwässert wird (Kapitel 3.7.1).

Die Ganglinienseparation mit dem **stabilen Isotop** ¹⁸**O** konnte für Ereignis 2 an der Zipfeldobel Quelle aus den in Kapitel 6.41 genannten Gründen nicht durchgeführt werden. Auf die Darstellung der Ganglinienseparation für das Schneeschmelz-Ereignis wird verzichtet, da einige negative Abflüsse für Qn auftraten.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Quelle viel träger auf Niederschlagsereignisse als die Brugga reagiert. Bisher wurden maximale Direktabflußanteile von 10 % gefunden (FREY, 1998; UHLENBROOK, 1999). Zwischenabfluß beim Extremereignis, sorgt für einen maximalen Direktabflußanteil von 30 %. Dieser Wert liegt damit deutlich unter dem Wert der Brugga, die zeitgleich 53 % Direktabfluß hatte. Somit ist der Herkunftsraum der oberen periglazialen Hangschuttdecke immer die dominierende Abflußkomponente der Hangfußquelle.

6.4.3 GANGLINIENSEPARATION MIT SILIKAT UND ¹⁸O FÜR DIE BRUGGA

Für die **Brugga** wird zuerst die Ganglinienseparation mit **Silikat** diskutiert. Die Abflußkomponententrennung, berechnet mit der modifzierten Gleichung (5.10), lieferte im gesamten Untersuchungszeitraum nur positive Abflüsse.

In Abbildung 6.9 werden der zeitliche Verlauf von Q_{dir} und Q_{indir}, deren relative Anteile am Gesamtabfluß (Qg), die Konzentrationen im Abfluß und der Gebietsniederschlag dargestellt. Ereignis 1 hatte zwei Stunden nach dem Abflußmaximum den größten Anteil an Direktabfluß mit 33 %. Das Ereignis 2 konnte durch den Ausfall des APEG nicht ausgewertet werden. Der Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluß stieg beim Ereignis 3 zeitgleich mit dem Abflußscheitel auf 53 % an. Die durch Schneeschmelze verursachten Ereignisse 4, 5 und 6 bleiben bei maximal 24 % Direktabfluß. Bei Ereignis 4 liegt der maximale Anteil von Direktabfluß vier Stunden nach dem Abflußscheitel. Bei Ereignis 5 wird der maximale Anteil oberflächennahen Wassers vier Stunden vor dem Abflußmaximum erreicht. Sowohl der direkte als auch der indirekte Abfluß zeichnen sich durch steile Anstiege aus. Der Direktabfluß geht nach dem Abflußscheitel (bis auf Ereignis 1) mit deutlicher Verzögerung zurück.



Abbildung 6.10: Zwei-Komponententrennung mit Silikat. Verlauf des Gebietsniederschlags, des Gesamtabflusses Q_g , des Direktabflusses Q_{dir} , des indirekten Abfluß Q_{indir} , und die Anteile der Abflußkomponenten am Gesamtabfluß der Brugga

Zusammenfassend kann aus den Ergebnissen geschlossen werden, daß Wasser mit geringer Silikatkonzentrationen bei Einzelereignissen maximal 53 % des Gesamtabflusses liefert. Die Herkunft bilden Niederschlagswasser, Tauwasser, oder Wasser der oberflächennahen Schichten, das zum Teil schon vor dem Ereignis gespeichert war und nur sehr geringe Konzentrationen an Silikat aufweist. Der im Vergleich zu Ereignis 1 um 20 % höhere Beitrag des momentanen Direktabflusses bei Ereignis 3, ist durch die starken Niederschläge bei geschlossener Schneedecke zu erklären. Trotz hoher Vorstättigung der Gebietsspeicher und der Schneedecke durch das vorausgegangene Ereignis 3, führen die folgenden Schneeschmelzereignisse nur zu Direktabflußanteilen von maximal 24 %. Nach dem Niederschlagsende geht der Direktabfluß nicht unbedingt schnell zurück, sondern kann noch über den Zeitraum von einer Woche "nachfließen". Die Zeitpunkte des Direktabflußmaximums liegen in Abhängigkeit der Ereignisart (Regen oder Regen auf Schnee) und der Vorsättigung nach oder bei dem Abflußmaxium. Bei Schneeschmelz-Ereignissen können mehrere Maxima auftreten.

Die Ganglinienseparation im **Bruggagebiet** über ¹⁸**O** wurde anhand Gleichung 5.9 (Kapitel 5.5) berechnet. Für Ereignis 3 war aus den in Kapitel 6.4.1 genannten Gründen keine Separation möglich. Für Ereignis 2 lagen durch den Ausfall des APEG keine ¹⁸O Daten vor.

Der zeitliche Verlauf von Ereignis- und Vorereigniswasser, sowie die relativen Anteile am Gesamtabfluß, der berechnete Gebietsniederschlag sowie die Isotopenverhältnisse im Abfluß und Niederschlag, sind in Abbildung 6.11 dargestellt.

Auf den ersten Blick ist der Isotopengehalt im Gesamtabfluß der Brugga starken Schwankungen mit einer Amplitude von bis zu 0.45 ‰ innerhalb von wenigen Stunden unterworfen. Die Abtrennung der oberirdischen Komponente mit ¹⁸O ist folglich größeren Schwankungen unterworfen, aber nicht weniger aussagekräftig als mit Silikat. Deshalb zeichnet der Verlauf des Vorereigniswassers in Abbildung 6.11 die Abflußganglinie nur sehr unscharf nach.

Es wird deutlich, daß mehrfach negative Abflüsse von neuem Wasser auftreten. Sie liegen aber in einem vertretbaren Rahmen. Für die Abbildung 6.11 mit den Anteilen von neuem und altem Wasser wurden diese auf 0 % für Qn und 100 % für Qa

korrigiert. Der Verlauf der Ganglinie des neuen und alten Wassers ist deutlich heterogener als bei der Verlauf der Abflussanteile bei der Separation mit Silikat.



Abbildung 6.11: Zwei-Komponentenseparation mit ¹⁸O. Verlauf des Gebietsniederschlags, der Lufttemperatur, des Gesamtabflusses Qg, des neuen Wassers Qn, des alten Wassers Qa, die Anteile der Abflußkomponenten am Gesamtabfluß und die Isotopengehalte im Abfluß der Brugga

Der maximale Anteil des Ereigniswassers Qn am Gesamtabfluß Qg bewegt sich bei den vier separierten Ereignissen zwischen 22 und 31 %. Die maximalen Anteile des neuen Wassers anhand der ¹⁸O Analyse treten für Ereignis 1 genau wie für Silikat, 2 Stunden nach dem Abflußscheitel auf. Bei den Schneeschmelzereignissen 4 und 5 treten aufgrund des Tagesganges des Abflusses mehrere Scheitel der Ereigniswasseranteile auf. Die Dynamik der abgetrennten Komponenten zeichnet sich durch rasche Anstiege und Rückgänge aus. Im Vergleich zum Silikat (oberflächennahes Wasser) fällt der Anteil des neuen Wassers sehr schnell ab.

Insgesamt lassen sich die Beobachtungen für ¹⁸O folgendermaßen zusammenfassen:

Der Gesamtabfluß besteht zu einem großen Teil aus altem Wasser. Der minimale prozentuale Anteil der Vorereigniskomponente beträgt 70 % und mehr (ohne das 10jährliche Hochwasser). Die größte Beteiligung von neuem Wasser tritt nach dem Abflußscheitel auf. Der Anteil vom neuen Wasser fällt nach dem Maximum sehr schnell ab. Bei den Schneeschmelzereignissen treten aufgrund des Tagesganges des Abflusses mehrere Scheitel der Ereigniswasseranteile auf.

6.4.4 ZUSAMMENFASSUNG DER GANGLINIENSEPARATIONEN

Die für eine Ganglinienseparation notwendige Randbedingung (1) war für Silikat bei allen Ereignissen erfüllt. Bei ¹⁸O war diese Randbedingung nur bei dem Extremereignis vom 20.02.1999 nicht erfüllt. Ursache war die Überschneidung der Isotopengehalte der Vorereigniskomponente mit der Ereigniskomponente während des Ereignisses. Die Randbedingungen (2) bis (4) wurden nur teilweise erfüllt, da Silikat nur eingeschränkt als konservativer Tracer gelten kann und auf der anderen Seite der Eintrag von ¹⁸O über den Niederschlag starken räumlichen und zeitlichen Variabilitäten unterworfen ist. Die Randbedingung (5) für den herkunftsraumorientierten Tracer Silikat ist an der Zipfeldobel Quelle erfüllt, im Gesamtgebiet ist diese durch die Beteiligung von drei oder mehr Fließsystemen nur eingeschränkt gewährleistet.

Aufgrund der winterlichen Bedingungen konnte eine Berücksichtigung des innerhalb eines Niederschlagereignisses sehr variablen Isotopeninputs nicht stattfinden. Dies

war durch die zeitlich sehr grobe Auflösung der Niederschlagsproben mit Probenahmeintervallen von einer Woche und mehr bedingt. Aufgrund von häufigen Phasenübergängen ist eine hohe Auflösung des Isotopeneintrags zur ereignisbezogenen Ganglinienseparationen gerade Winter unabdingbar. im Zusätzlich wäre im Falle von Tauwetter oder Regen eine Beprobung der Schneeschmelzwässer erforderlich.

Die Ganglinienseparation an der Zipfeldobel Quelle belegt die Beteiligung von zwei Komponenten am Gesamtabfluß. Die Fließsysteme der Hangschuttquelle reagieren im Vergleich zur Brugga sehr träge in Bezug auf die Abflußdynamik und die Tracerverdünnung. Der maximale Anteil von Zwischenabfluß beträgt bei einem extremen Ereignis 30 %, beim Ereignis 3 noch 12 %. Die Quelle besitzt ein mikroskaliges Einzugsgebiet mit ausgebildeten Fließwegen.

Die Separationen mit Silikat ergaben im gesamten Untersuchungsgebiet für das Extremereignis einen maximalen Direktabflußanteil von 53 %. Die lange andauernden Schneeschmelzereignisse hatten einen maximalen Direktabflußanteil von 24 %. Die vier durchgeführten Komponententrennungen mit dem stabilen Sauerstoffisotop ¹⁸O ergaben maximale Anteile an Ereigniswasser von 20-30 %.

Übereinstimmend wird mit beiden Tracern der Großteil des Gesamtabflusses als indirekte Komponente (altes Wasser bzw. Grundwasser) ausgewiesen.

Der Anteil an Ereigniswasser und oberflächennahem Wasser war beim Regenereignis 1 jeweils 2 Stunden nach dem Abflußmaximum am größten, während bei Ereignis 2 der maximale Anteil der direkten Komponente über dem Abflußscheitel lag. Bei den Schneeschmelzereignissen traten jeweils mehrere Maxima auf.

Die Variabilität des Ereigniswassers ist deutlich größer als die von oberflächennahem Wasser.

Die Separationen zeigen, daß durch Zwei-Komponententrennung die Fließsysteme nicht ausreichend beschrieben werden, sie geben jedoch Auskunft über die generell ablaufenden Abflußbildungsprozesse und werden deshalb zur Interpretation der Konzentrationsverläufe der Ionen herangezogen.

6.5 STOFFEINTRÄGE

An der Klimastation Schauinsland des UBA (1218m ü. N.N.) werden Inhaltsanalysen des Freilandniederschlags durchgeführt. Die Niederschlagsinhaltsstoffe Na⁺. K⁺. Mg²⁺, Ca²⁺, Cl, NO₃, SO₄²⁻, NH₄⁺, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, werden als Tageswerte bestimmt. Mit Hilfe dieser Daten und den Tagessummen des Niederschlages Station, 1998 dieser werden für das Jahr und den Untersuchungszeitraum die Stoffeinträge über den Niederschlag (nasse Deposition) quantifiziert und im Vergleich zu anderen Gebieten bewertet. Atmosphärischer Stoffeintrag erfolgt jedoch nicht nur als nasse, sondern auch als trockene Deposition (REHFUESS, 1990). Diese wird im Einzugsgebiet genau wie der Bestandsniederschlag nicht erfaßt. Bei einem Waldanteil von 75% im Gesamtgebiet ist Bestandsniederschlag nicht zu vernachlässigen. Die der chemische Zusammensetzung des Freilandniederschlags an der Station des UBA wird trotzdem für das gesamte Einzugsgebiet der Brugga als repräsentativ angesehen.

Um die Schwankungsbreiten der Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag darzustellen, wurden verschiedene statistische Kennwerte für das Jahr 1998 und Anfang 1999 getrennt berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.3 zum Vergleich aufgeführt.

Tabelle 6.3: Statistische Kenngrößen der Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag an
der Klimastation des UBA für 1998 (Anzahl der Werte n=170) und für den Zeitraum
01.01-04.04.1999 (n=66), (Daten: UBA-Station Schauninsland)

Parameter	рΗ	LF	Na	Κ	Са	Mg	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SO ₄ -S	CI		
Einheit		µs/cm		mg/l								
Zeitraum	1998											
Minimum	3.74	4	0.01	0.01	0.06	0.01	0.00	0.11	0.14	0.05		
10%-Perz.	4.38	6	0.11	0.05	0.14	0.03	0.11	0.18	0.23	0.12		
Median	5.05	14	0.23	0.10	0.34	0.07	0.30	0.38	0.48	0.35		
Mittelwert	5.08	21	0.42	0.13	0.51	0.10	0.46	0.60	0.69	0.64		
90%-Perz.	5,78	41	0.40	0.17	0.62	0.10	1.20	1.33	1.26	1.22		
Maximum	6.61	148	2.94	0.89	3.16	0.51	1.67	3.64	5.18	5.65		
Zeitraum					01.0	1-04.0	04.1999					
Minimum	4.13	3	0.01	0.01	0.07	0.01	0.02	0.06	0.14	0.09		
10%-Perz.	4.5	6	0.07	0.01	0.11	0.02	0.12	0.15	0.24	0.15		
Median	5.01	17	0.28	0.07	0.27	0.05	0.34	0.46	0.49	0.42		
Mittelwert	5.13	22	0.53	0.13	0.48	0.08	0.57	0.58	0.61	1.33		
90%-Perz.	5.82	34	0.90	0.29	1.21	0.18	1.46	1.43	1.19	1.72		
Maximum	6.59	150	6.90	1.01	2.52	0.61	2.35	2.32	1.95	35.04		

Bei der Betrachtung der Leitfähigkeit wird deutlich, daß der Elektrolytgehalt im Freiland über den gesamten Zeitraum großen Schwankungen unterworfen ist. Diese Aussage gilt auch für alle Kationen und Anionen, deren Konzentrationen im Freilandniederschlag deutlich schwanken. Der Vergleich der Mittelwerte bzw. der verschiedenen Medianwerte im Jahr 1998 zeigt, daß auf der Seite der Kationen, Calcium vor Ammonium und Natrium dominiert. Auch die Schwankungsbreiten der Kationen bestätigen diese Aussage (Tabelle 6.3).

Während der Untersuchungsperiode 1999 dominiert Ammonium vor Natrium und Calcium. Auf der Seite der Anionen ist kein dominantes Anion zu erkennen, die Medianwerte sind sehr ähnlich und die Schwankungsbreiten liegen auch in der gleichen Größenordnung. Insgesamt läßt sich feststellen, daß sich in den beiden Zeiträumen die stofflichen Konzentrationen im Freilandniederschlag kaum unterscheiden (Tabelle 6.3).

Bei den Stoffkonzentrationen im Abfluß, sind die Konzentrationen aller Ionen ohne Ammonium und Nitrat, deutlich größer als im Freilandniederschlag (siehe Kapitel 6.6). Ammonium konnte in der Untersuchung von Urich (1999) im Gewässer Wittelsbach praktisch nicht nachgewiesen werden. Bei der Erstellung des Gewässerentwicklungskonzeptes für die Brugga wurden an allen Meßstellen im Einzugsgebiet Konzentrationen von Ammonium um oder deutlich unter 0,1 mg/l gemessen und als gering eingestuft (RP FREIBURG,1997). Dieser Befund ist damit zu begründen, daß die Eintragskonzentrationen dieses Nährstoffes kann auf dem Weg ins Gewässer durch die mikrobielle Nitrifikation stark herabgesetzt werden (siehe Kapitel 4). Ammonium wird zusätzlich im Boden fixiert und schnell in die pflanzliche Biomasse aufgenommen. Beim mobilen Nitrat wurden im Freiland zum Teil ähnliche Konzentrationen wie im Abfluß gemessen (siehe Kapitel 6.6). Frey (1999) führte als Ergebnis einer Ganglinienseparation und der Analyse von Niederschlagsinhaltstoffen den Anstieg der Konzentration von Nitrat im Abfluß im August 1998 hauptsächlich auf den Eintrag von Nitrat mit dem Niederschlag zurück.

Die in sauren Niederschlägen wichtigsten gelösten starken Säuren sind die Schwefelsäure (H_2SO_4), Salpetersäure (HNO_3) und gelegentlich auch Salzsäure (HCI), Phosphorsäure (H_3PO_4) oder organische Säuren. Der Beitrag der Kohlensäure (H_2CO_3) die durch die Reaktion des atmosphärischen Kohlendioxid (CO_2) mit Wasser entsteht, geht in dem Maße zurück wie der Anteil der starken Säuren im Niederschlag ansteigt und sein pH-Wert fällt. Die Schwankungsbreite im

Freilandniederschlag in Mitteleuropa, reicht für den pH-Wert von 4 bis 6.2 (REHFUESS, 1990). Im oben dargestellt Zeitraum variieren die pH-Werte noch deutlicher zwischen pH 3.7 und 6.6 (Tabelle 6.3).

Für das Jahr 1998 wurden die jährlichen Stoffeinträge mit den Daten des Freilandniederschlags am Schauinsland berechnet. Die Stoffeinträge während der Intensivmeßkampagne 1999 wurden auf das ganze Jahr mit dem Faktor vier hochgerechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6.4 mit älteren Daten des Bundesdurchschnitts und einzelner Seen zum Vergleich dargestellt. Der Feldsee liegt am steilen Nordhang des Feldberg-Seebuck, die beiden anderen Seen befinden sich im Nordschwarzwald (in der Höhe von Straßburg). Die Einträge über den Niederschlag in die drei Schwarzwaldseen unterscheiden sich kaum von denen am Schauinsland.

Tabelle 6.4: Jährliche Stoffeinträge mit dem Freilandniederschlag [kg/ha-a] an der Klimastation Schauinsland des UBA (Zeitraum 1998 und für 1999 mit Faktor 4 hochgerechnet), Bundesdurchschnitt aus 165 Stationen (1989 und 1993), sowie die jährlichen Einträge an drei Seen im Hochschwarzwald (Zeitraum Juni 1984 bis Juni 1985) und im Solling (Südniedersachsen), (Datenquellen: UBA Schauninsland, ZÖTTL et al., 1986 und ULRICH et al., 1981; GREGOR, 1999)

Parameter	Brugga- gebiet 1999	Brugga- gebiet 1998	BRD 1993	BRD 1989	Feldsee 06.1984- 06.1985	Wildsee 06.1984- 06.1985	Herren- wieser See 6.84- 6.1985	Solling 1968- 1976		
Niederschlag	2107mm	1565mm	-	-	1908mm	1908m m	1707mm	938mm		
Stoffeintrag	kg/ha∙a									
Na	7.13	3.74	5.30	8.40	3.50	4.20	3.5	7.70		
к	1.53	1.22	1.50	2.00	1.75	2.80	1.4	3.30		
Ca	5.29	4.04	4.00	6.70	2.65	2.75	2.7	10.4		
Mg	1.52	0.83	0.20	0.50	0.50	0.70	0.58	1.90		
NH ₄ -N	7.90	6.06	5.70	6.90	7.00	10.0	8.20	10.9		
NO ₃ -N	8.70	5.48	4.30	4.90	6.35	8.90	7.50	7.10		
CI	12.97	6.42	0.40	1.60	7.50	9.90	8.30	16.9		
SO ₄ -S	10.04	7.20	8.20	12.6	12.0	16.2	14.10	23.8		
PO ₄ -P	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0.31	0.30	0.22	0.17		
pH (Median)	5.01	5.05	n.b.	n.b.	4.44	4.34	4.32	4.06		

Bei der Betrachtung der Stoffeinträge in die Brugga im Jahr 1998 und 1999 wird klar, daß der Niederschlagsreiche Jahresanfang 1999 bei der Hochrechnung auf das ganze Jahr 1999 zum Anstieg aller betrachteten Parameter führt (Tabelle 6.4 Dies macht die Abhängigkeit der Stoffeinträge von der Niederschlagsmenge deutlich. Insgesamt ist der hochgerechnete jährliche Stoffeintrag 1999 deshalb nur eine Annäherung an den wahren Eintrag (vergleiche Konzentrationen Tabelle 6.3). Kiese (1999) berechnete aus den Daten der UBA-Station Schauninsland mittlere

jährliche Einträge an Nitrat und Ammonium für die Periode 1982-1996 im Bruggagebiet. Er konnte innerhalb dieser Periode für diese Anionen keinen Trend feststellen und zeigte den Jahresgang des Stickstoffeintrags mit einem Minimum im Januar und Maximum von Nitrat und Ammonium im April auf (siehe Kapitel 4). Bei Nitrat und Ammonium ist die Depositionssituation nahezu unverändert (Tabelle 6.4).

Der Sulfateintrag ist im Schwarzwald insgesamt gering. Evers (1985) berichtet von 5-15 kg/ha•a im Freiland und bis zum ca. 3-fachen im Bestand. Bei Sulfat hat in den letzten Jahren ein Rückgang der Einträge durch Emissionsverminderung und Erfolgen in der Luftreinhaltepolitik stattgefunden (UBA, 1994), was durch den Sulfateintrag am Schauinsland 1998 bestätigt wird (Tabelle 6.4). Zöttel et al. (1998) ebenfalls von einem Rückgang der Sulfateinträge berichten über den Freilandniederschlag in den Schluchsee über den gesamten Untersuchungszeitraum 1988 bis 1997 um ca. 1.4 kg/ha•a.

Der Median der pH-Werte im Freilandniederschlag der Klimastation des UBA ist im Vergleich zu Mitte der 80iger Jahre an den Vergleichstandorten von ca. 4 auf 5 angestiegen, wodurch der Rückgang von Sulfat oder anderer Säuren im Niederschlag belegt wird. Die vorliegenden Ergebnisse decken sich gut mit anderen Niederschlagsanalytischen Untersuchungen in den höheren Lagen des Schwarzwaldes (Evers, 1985; Zöttl et al., 1998; Feger et al., 1986), wonach höhere Stoffeinträge nur vereinzelt am äußersten Westrand auftreten. Die Einträge in den Hochlagen des Schwarzwaldes mit dem Freilandniederschlag sind im Vergleich mit belasteten Gebieten der Bundesrepublik als gering einzustufen und sind regional wenig differenziert. So liegen im Solling in Südniedersachsen aufgrund der relativen Meeresnähe die Einträge von Kalium, Calcium, Magnesium, Natrium und Chlorid, zum Teil deutlich über den Einträgen in den anderen betrachteten Gebieten. Auch Ammonium-Stickstoff und Sulfat-Schwefel Frachten, welches zum großen Teil aus

anthropogenen Quellen stammen, sind im Solling trotz geringerer Freilandniederschläge deutlich größer als in den anderen betrachteten Gebieten. Die jährlichen Stoffeinträge liegen im Mittel über Gesamtdeutschland in der gleichen Größenordnung wie im Schwarzwald (Tabelle 6.4).

6.6 STOFFKONZENTRATIONEN UND GEWÄSSERGÜTE

Grundsätzlich charakterisieren die Stoffkonzentrationen in Fließgewässern den momentanen chemischen Gütezustand eines Gewässers. Stoffkonzentrationen in Fließgewässern haben vor allem als Minimum- und Maximumfaktoren im Zusammenhang mit dem Einfluß auf die Ökologie besondere Bedeutung.

Die geochemische Charakterisierung naturnaher Fließgewässer erfolgt aufgrund der Gesamthärte, der Säurekapazität und der Leitfähigkeit. Diese Fließgewässer lassen sich zunächst in die beiden geochemischen Grundtypen Silikat- und Karbonatbäche unterteilen (LfU, 1998). Die Zuordnung zu den geochemischen Grundtypen der Silikat- und Karbonatbäche wird bei unbelasteten Gewässern von der Geologie im Einzugsgebiet bestimmt.

Parameter	Silikatbäche	Karbonatbäche
Leitfähigkeit	< 250 µS/cm	> 250 µS/cm
Hydrogenkarbonat	< 1.5 mmol/l	> 1.5 mmol/l
Summe Calcium (eq), Magnesium (eq)	< 1.5 mmol/l	> 1.5 mmol/l

Tabelle 6.5: Wertebereiche der Silikat- und der Karbonatbäche, (eq = Äquivalente)(LfU, 1998)

Der Wittelsbach, die Zipfeldobel Quelle und die Brugga sind Gewässer auf silikatischen Gesteinen. In-Situ-Messungen der Leitfähigkeit lagen im Wittelsbach immer unter 100 μ S/cm, in der Brugga können im Hochwasserfall (20.02.1999 12⁰⁰ Uhr) 100 μ S/cm kurzfristig überschritten werden. Die Quelle liegt dagen bei 50 μ S/cm. Die Summe von 1.5 mmol/l Hydrogenkarbonat bzw. von Calcium und Magnesium von 1.5 mmol/l wird an allen Meßstellen deutlich unterschritten.

Die LfU schlägt für Silikatbäche eine weitere Untergliederung anhand der Säurekapazität vor. Dieser Parameter ist nicht nur hydrochemisch, sondern auch in seiner biologischen Wirkung in Silikatbächen von maßgebender Bedeutung (LfU, 1998).. Aufgrund der Säurekapazität als Maß für die Pufferkapazität der Bäche gegen Versauerung ergibt sich folgende weitergehende Untergliederungsmöglichkeit der Silikatbäche (LfU, 1998):

(1) mäßig gepuffert (Säurekapazität > 0.5 mmol/l)

(2) schwach gepuffert (Säurekapazität zwischen 0.2 und 0.5 mmol/l)

(3) sehr schwach gepuffert (Säurekapazität < 0.2 mmol/l)

Für alle Meßstellen liegt der Gehalt an Hydrogenkarbonat zwischen 0.2 und 0.5 mmol/l. Der Wittelsbach, die Zipfeldobel Quelle und die Brugga sind damit den schwach gepufferten Silikatgewässern zuzuordnen.

Die schwach gepufferten und die sehr schwach gepufferten Silikatbäche lassen sich nochmals aufgrund des pH-Wertes und des Sulfatgehaltes unterteilen (LfU, 1998):

(1) sauer, sehr schwach bis ungepuffert, pH-Werte 5 - 5.5 und Sulfat ca. 5 mg/l

(2) neutral, sehr schwach gepuffert, pH-Wert ca. 7 und Sulfat ca. 5 mg/l

(3) sulfatreich, schwach gepuffert, pH-Wert 6.5 - 7 und Sulfat 10-14 mg/l

(4) schwach gepuffert, neutral, pH-Wert 7 - 7.5 und Sulfat ca. 5 mg/l

Der Wittelsbach und die Brugga liegen bei pH-Werten über 7 und einem mittleren Sulfatgehalt von 5 bzw. 4mg/l im Bereich des schwach gepufferten, neutralen Gewässers. Die Schüttung der Zipfeldobel Quelle besitzt grundsätzlich pH-Werte unter 7 und ist damit dem neutralen, sehr schwach gepufferten Typus von Silikatbächen angehörig. Die Sufaltgehalte liegen hier bei 3.2 mg/l (Tabelle 6.7).

Die Brugga wird von der LfU als hydrochemisches Leitbild für Bachtypen des metamorphen Grundgebirges (Gneisbäche) herangezogen, wobei der Istzustand der beurteilten Parameter über dem Leitbild liegt. Als Leitbildwerte, werden die 90%-Perzentile verwendet (LfU, 1998). Die Ergebnisse der LfU stimmen mit den in dieser Fallstudie zum Teil hoch aufgelösten Werten überein.

In Tabelle 6.6 werden die Mittelwerte der untersuchten Parameter an den verschiedenen Meßstellen im Untersuchungsgebiet, mit den Richt- und Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (TVO) von 1990 verglichen.

Parameter	Na	K	Mg	Ca	CI	NO ₃	SO4		
Richtwert	20	10	30	100	25	25	25		
Grenzwert	150	12	50	400	250	50	240		
Wittelsbach	5.34	0.75	1.17	5.87	6.62	6.46	5.08		
Zipfeldobel	3.03	0.52	1.06	4.83	0.74	5.34	3.25		
Brugga	7.29	0.77	1.43	7.28	11.24	4.64	3.98		

Tabelle 6.6: Richt- und Grenzwerte der Trinkwasserverordnung von 1990 imVergleich mit den Mittelwerten der Stoffkonzentrationen an den verschiedenenMeßpunkten

Alle untersuchten Parameter liegen deutlich unter den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung von 1990. Die Zipfeldobel Quelle zeigt außer für Nitrat die niedrigsten Mittelwerte (Tabelle 6.6). Nur die maximalen Konzentrationen von Chlorid können in der Brugga mit 32 mg/l den Richtwert kurzzeitig überschreiten (Tabelle 6.7) und zeigen den anthropogenen Eintrag von Chlorid über das Streusalz an.

In Tabelle 6.7 sind die statistischen Kennwerte der untersuchten Parameter mit Konzentrationen während der Untersuchungsperiode im Freilandniederschlag, am Gebietsabfluß des Wittelsbach, an der Quellfassung der Zipfeldobel Quelle und am Gebietsauslaß der Brugga im Vergleich mit Güteklassen der LAWA dargestellt.

Die Anzahl der gemessenen und bereinigte Parameter an den verschiedenen Meßpunkten kann in Tabelle 4.5 auf Seite 31 nachgelesen werden.

Die Schwankungsbreiten, Mittel- und Medianwerte der verschiedenen Parameter zeigen wie die Konzentrationen verteilt sind und in welchen Größenordnungen sie vorliegen. Geogene Prozesse, die Abflußbildung und anthropogene Einträge führen zu unterschiedlichen Mittelwerten und Schwankungsbreiten. Die statistischen Kennwerte geben jedoch keine Auskunft über den Einfluß von Hoch-, Niedrigwasser, der Abflußkomponenten oder den Konzentrationsverlauf über die Zeit (Tabelle 6.7).

Tabelle 6.7: Statistische Kenngrößen der Inhaltsstoffe im Freilandniederschlag Schauinsland (Datenquelle: Klimastation des UBA Schauinsland), im Gebietsabfluß des Wittelsbach, der Zipfeldobel Quelle, der Brugga (eigene Messungen) und Gewässergüteklassen nach der LAWA (LfU, 1998)

Parameter	Na	Κ	Са	Mg	CI	PO ₄	PO ₄ -P	NO ₃	NO ₃ -N	SO_4	SO ₄ -S
Einheit						alle in	mg/l				
Niederschlag Schauinsland											
Minimum	0.01	0.01	0.07	0.01	0.09	n.b.	n.b.	0.25	0.06	0.41	0.14
10%-Perz.	0.07	0.01	0.11	0.02	0.15	n.b.	n.b.	0.68	0.15	0.72	0.24
Median	0.28	0.07	0.27	0.05	0.42	n.b.	n.b.	2.05	0.46	1.47	0.49
Mittelwert	0.53	0.13	0.48	0.08	1.33	n.b.	n.b.	2.55	0.58	1.83	0.61
90%-Perz.	0.90	0.29	1.21	0.18	1.72	n.b.	n.b.	6.32	1.43	3.57	1.19
Maximum	6.90	1.01	2.52	0.61	35.04	n.b.	n.b.	10.26	2.32	5.84	1.95
Gebietsauslaß Wittelsbach											
Minimum	3.33	0.50	4.23	0.82	3.03	0.022	0.007	4.80	1.08	3.60	1.20
10%-Perz.	3.59	0.56	4.24	0.82	3.28	0.043	0.014	5.29	1.20	4.27	1.43
Median	4.76	0.70	5.68	1.16	5.26	0.062	0.020	6.46	1.46	5.02	1.68
Mittelwert	5.34	0.75	5.87	1.17	6.62	0.074	0.024	6.46	1.46	5.08	1.70
90%-Perz.	7.59	1.04	6.65	1.31	12.38	0.114	0.037	7.53	1.70	6.00	2.00
Maximum	19.63	1.67	10.92	1.56	39.20	0.501	0.163	8.10	1.83	7.26	2.42
				Que	lle Zip	feldob	el				
Minimum	2.24	0.35	3.74	0.79	0.34	0.042	0.014	4.21	0.95	2.78	0.928
10%-Perz.	2.63	0.42	4.27	0.90	0.53	0.050	0.016	4.82	1.09	2.90	0.968
Median	3.05	0.51	4.87	1.04	0.76	0.064	0.021	5.25	1.19	3.22	1.073
Mittelwert	3.03	0.52	4.83	1.06	0.74	0.064	0.021	5.34	1.21	3.25	1.084
90%-Perz.	3.42	0.63	5.34	1.19	0.91	0.077	0.025	5.99	1.35	3.62	1.208
Maximum	3.78	1.52	5.84	1.46	1.07	0.105	0.034	6.58	1.49	4.31	1.439
				Gebie	tsausla	aß Bru	gga				
Minimum	4.48	0.52	5.60	0.87	5.95	0.003	0.001	2.82	0.64	3.01	1.00
10%-Perz.	5.40	0.60	6.26	1.12	7.34	0.019	0.006	3.94	0.89	3.56	1.19
Median	7.06	0.73	7.27	1.42	9.9	0.041	0.013	4.52	1.02	3.96	1.32
Mittelwert	7.29	0.77	7.28	1.43	11.24	0.049	0.016	4.64	1.05	3.98	1.33
90%-Perz.	9.02	0.98	8.26	1.70	16.52	0.084	0.027	5.44	1.23	4.47	1.49
Maximum	26.30	1.37	9.03	1.90	31.61	0.215	0.070	5.75	1.30	4.86	1.62
	Cł	nemiso	che Ge	wässe	ergütel	dasse	I nach	der LA	WA		
10%-Perz.						0.018	0.006	2.21	0.50		
Median						0.092	0.030	6.64	1.50		
≤ 90%-Perz.					25.00	0.521	0.170	25.68	5.80	25.00	8.34
	Che	emisch	e Gew	ässer	gütekla	asse I	- II nac	h der L	AWA		
10%-Perz.						0.049	0.016	3.98	0.90		
Median						0.245	0.08	12.40	2.80		
≤ 90%-Perz.					50.00	1.104	0.36	30.10	6.80	50.00	16.69

Für die Beurteilung der Gewässergüte nach der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), bzw. um die Unterschiede der Stoffkonzentrationen an den verschiedenen Meßpunkten darzustellen, sind die aufgeführten statistischen Kennwerte wichtig. Die 90%-Perzentile sind die Grenzen für die Einordnung des Gewässers in die jeweilige Güteklasse.

Die mengenmäßig wichtigsten Bestandteile im Gebietsabfluß sind nach Tabelle 6.7 bei den Kationen Calcium gefolgt von Natrium, Magnesium und Kalium sind in deutlich geringeren Konzentrationen vorhanden. Durch den hohen Plagioklasanteil (Tabelle 3.1) im Einzugsgebiet werden bei der Verwitterung vor allem Natrium und Calcium geliefert. Die geringen Konzentrationen von Kalium sind zum Teil dadurch erklärbar, daß dieses von Pflanzen aufgenommen und im Boden fixiert wird.

Bei den Anionen dominiert Chlorid (außer dem Wittelsbach) vor Nitrat und Sulfat, Phosphat kommt als Minimumfaktor nur in sehr geringen Konzentrationen vor. Die maximalen Natrium- und Chloridkonzentrationen im Wittelsbach und der Brugga zeigen den Einfluß von Streusalz auf. Die Zipfeldobel Quelle hat keine Straßen im Quellgebiet und stellt für Natrium und Chlorid den geogenen Hintergrund dar (Tabelle 6.7).

Beim Vergleich der Konzentrationen der Stoffeinträge im Freiland mit den Stoffausträgen muß berücksichtigt werden das ca. 70 % des Einzugsgebietes des Wittelsbach und 75 % des Bruggagebietes bewaldet sind. Am nahe gelegenen Schluchsee sind die Freilandniederschläge für Sulfat deutlich geringer wie im Bestand (ZÖTTL et al., 1998).

Die Medianwerte aller Parameter im Freilandniederschlag liegen um den Faktor 3 bis 20 unter denen im Gebietsabfluß. Interne Prozesse und anthropogene Einträge sind dafür verantwortlich.

Es bestehen deutliche Unterschiede in den Stoffkonzentrationen der einzelnen Meßpunkte. Die Zipfeldobel Quelle liegt bei allen Parametern außer bei Nitrat und Phosphat unter den statistischen Kennwerten im Wittelsbach und der Brugga. Als Ursachen kann der Einfluß der oberen Hangschuttdecke und reduzierte anthropogene Einträge herangezogen werden. Die genaue Erklärung der Unterschiede erfolgt bei der Betrachtung der ereignisbezogenen Stoffkonzentrationen in Kapitel 6.7.

Die bereits in Kapitel 4 behandelten Pflanzennährstoffe Phosphat und Nitrat, geben

Auskunft über das Eutrophierungspotential der Gewässer. Nach einer neueren Auswertung chemischer und biologischer Daten aus 10 Bundesländern liegen die mittleren Nitrat und Orthophosphat Konzentrationen für die biologisch bestimmten chemischen Gewässergüteklassen nach der LAWA in den in Tabelle 6.7 aufgeführten Bereichen (LfU, 1998). In Tabelle 6.8 werden die untersuchten Wässer in das System der Güteklassen gemäß den wichtigsten Nährstoffen eingeordnet.

Tabelle 6.8: Einordnung der untersuchten Gewässer in das System der Güteklassen gemäß den chemischen Belastungsindikatoren (nach LAWA, 1997)

Gewässer	PO ₄ -P	NO ₃ -N
Wittelsbach	I	I
Zipfeldobel Quelle	I	I
Brugga	I	I

Das derzeitige Verfahren der LAWA zur chemischen Gewässergüteklassifizierung entspricht weitgehend den Vorgaben des Wasserrahmenrichtlinien-Entwurfes der Europäischen Union (BARTH, 1999).

Für Gewässer in der Bundesrepublik ist die Güteklasse II anzustreben, die eine mäßige Belastung darstellt. Die Gewässergüteklasse I steht für unbelastet bis sehr gering belastet, die Gewässergüteklasse I-II für eine geringe Belastung (LAWA, 1997). Der chemische Zustand des Wittelsbach, der Zipfeldobel Quelle und der Brugga für Phosphat-Phosphor und Nitrat-Stickstoff ist demnach als unbelastet bis sehr gering belastet zu bezeichnen. Die Ursache für die geringen Phosphatkonzentrationen im Gesamtgebiet wird in Kapitel 6.7 überprüft. Die Maximalkonzentrationen von Natrium und Chlorid zeigen die anthropogene Streusalzbelastung an. Ansonsten treten geogene bzw. atmogene Hintergrundswerte auf.

6.7 EREIGNISBEZOGENE STOFFKONZENTRATIONEN

Eine Wasserprobe ist das Spiegelbild vieler sich überlagernder raumzeitlicher Prozesse, die bekannt sein müssen, wenn Meßdaten interpretiert oder Vergleiche durchgeführt werden sollen.

Die Gewässerchemie wird neben klimatischen Faktoren vorwiegend von den im Einzugsgebiet ablaufenden biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen gesteuert. Der Fließweg des Wassers als Transportmedium für gelöste Stoffe bestimmt, welche Prozesse einen bestimmten Einfluß auf die Gewässerchemie haben. Unterschiedliche Herkunftsräume des Wassers und deren Anteile am Gesamtabfluß bei der Abflußbildung steuern deshalb in hohem Maße den zeitlichen Verlauf der Hydrochemie im Vorfluter (BRAHMER, 1990; SYMADER, 1994). Neben der Betrachtung der saisonalen Skala ist deshalb eine Berücksichtigung der Prozeßabläufe in der Ereignisskala unerläßlich.

Die teilweise hoch aufgelösten zeitlichen Verläufe der gemessenen Anionen- und Kationenkonzentrationen im Wittelsbach, an der Quelle Zipfeldobel und in der Brugga werden in den folgenden Abschnitten vorgestellt. Die Ergebnisse der Ganglinienseparationen mit Silikat aus Kapitel 6.4 werden zum Verständnis der Prozeßabläufe und zur Interpretation der Konzentrationsgänge während der Untersuchungsperiode herangezogen.

Die täglichen Niederschläge des Klimaturm St. Wilhelm, die übertragenen Abflüsse der Brugga auf den <u>Wittelsbach</u> und die zeitlichen Konzentrationsverläufe der Anionen und Kationen sind in Abbildung 6.12 dargestellt.

Da **lösliches reaktives Phosphat** (LRP) ein Abschwemmungsparameter ist, treten die Konzentrationsmaxima im ansteigenden Ast der Hochwasserwelle kurz vor dem Abflußscheitel auf. Das erste Phosphatmaxima am 26.01.1999 ist mit 0.5 mg/l trotz niedrigerem Abflußscheitel ca. 2.5 mal größer als beim extremen Hochwasser am 21.02.1999 mit 0.2 mg/l. Beim ersten Ereignis fiel Regen auf das zum großen Teil schneefreie Einzugsgebiet des Wittelsbach. Bis zum folgenden extremen (Regen auf Schnee) Ereignis hatte sich selbst im unteren Teil des Einzugsgebietes eine beachtliche Schneedecke von 41 cm Dicke mit einem Wasseräquivalent von 65 mm aufgebaut. Durch die Schneedecke, besteht ein guter Schutz des Oberbodens vor

Ergebnisse und Diskussion



Abbildung 6.12: korrigierter Niederschlag am Klimaturm St. Wilhelm (Tagessummen), Übertragener Abfluß der Brugga (Q in Stundenwerten) und zeitlicher Verlauf der Ionenkonzentrationen am Gebietsauslaß Wittelsbach

der Abschwemmung von Phosphat. Deshalb führte der Regen beim ersten Ereignis zu einer stärkeren Abschwemmung.

Das Phosphatmaximum erstreckt sich beim extremen Ereignis über einen Tag, was für einen großen Anteil von oberflächennahem Wasser während dieses Zeitraum spricht. Im Basisabfluß ist Phosphat in geringeren Konzentrationen vorhanden. Bei Beginn der Untersuchung liegt sein Gehalt bei 0.063 mg/l und fällt zum Ende der Untersuchungsperiode auf 0.040 mg/l. Das kommt daher, daß keine Gülle oder Mist bis Ende Februar und bei Schnee oder gefrorenem Boden ausgebracht werden darf. Die Aufsättigung des gesamten Bodenspeichers und Füllung der Aquifere führt zur Verdünnung der Phosphatkonzentrationen im Basisabfluß. Die Phosphatmaxima im Wittelsbach sind somit im wesentlichen von der Generierung von Oberflächenabfluß, bzw. anderer schneller Abflußkomponenten wie Makroporenflüsse abhängig.

Die Chloridgehalte im Niederschlag schwanken während der Untersuchungsperiode zwischen 0.09-35.04 mg/l bei einem Mittelwert von 1.33 mg/l deutlich (Tabelle 6.6). Der Mittelwert im Abfluß des Wittelsbach beträgt dagegen 6.62 mg/l. Damit bestätigt sich der Einfluß des anthropogenen Eintrags von Streusalz im Wittelsbachgebiet, weil geogenes Chlorid im Zipfeldobel Quellgebiet zu vernachlässigen ist (vergleiche Abbildung 6.12 und 6.13). Der Verlauf der Gehalte an Chlorid im Wittelsbach zeichnet sich im Winter nach deutlicher Schneespeicherung mit einsetzendem Regen am 19.02.1999 mit einem deutlichen Konzentrationsmaxima aus, die noch vor dem Abflußanstieg eintritt (Abbildung 6.12). Die Straßen und deren direkte Umgebung sind stark mit mobilem Chlorid durch das Streusalz angereichert. Das Salz und besonders Tauwetter führt auf den Straßen sehr schnell zu Oberflächenabfluß. Mit diesem Oberflächenabfluß gelangen bedeutende Mengen Chlorid in den Wittelsbach. Im Rezessionsast der Hochwasserganglinie steigen die Chloridkonzentrationen wieder auf das alte Niveau an. Ohne Einfluß von Streusalz fallen die Chloridkonzentrationen mit ansteigendem Abfluß in Folge Verdünnung. Chlorid verhält sich demnach bei ausgebrachtem Streusalz oder Gülle (hier über Drainagen) wie ein Abschwemmungs-, sonst wie ein Auswaschungsparameter (Abbildung 6.12).

Natrium ist auf Grund seiner niedrigen Valenz und seines geringen Durchmessers im Vergleich zu den anderen Kationen relativ mobil. Aus Gründen der

Elektroneutralität setzt der Kationenaustrag der Böden die Anwesenheit von korrespondierenden mobilen Anionen voraus (Kapitel 4.). Der Verlauf der Natriummaxima im Wittelsbach ist wegen dem ausgebrachten Streusalz annähernd simultan mit den Chloridverlauf (Abbildung 6.12). Nach dem eigentlichen Hochwasserereignis bzw. bei den folgenden Schneeschmelzereignissen (ab dem 02.03.1999) verhalten sich Natrium und Chlorid ebenfalls simultan. Während der Niederschlagsereignisse zeigt der Verlauf nach einem kleinen Maximum mit ansteigendem Gesamtabfluß einen nachfolgenden Verdünnungseffekt. Natrium verhält sich demnach bei ausgebrachtem Streusalz ebenfalls wie Chlorid als Abschwemmungs-, ansonsten wie ein Auswaschungsparameter.

Kalium hat im Wittelsbach die geringsten und sehr konstante Konzentrationen um 0.75 mg/l. Die ist einerseits durch die untergeordnete Rolle der Orthoklase im Einzugsgebiet (siehe Kapitel 3.2.1) und andererseits durch die Kaliumfixierung durch Böden und Vegetation erklärbar. Da in humosen Oberböden die Kaliumfixierung von untergeordneter Bedeutung ist, lassen sich dort in der Regel maximale Konzentrationen mobilen Kaliums finden (siehe Kapitel 4.), treten im ansteigenden Ast von Ereignissen kleine Konzentrationsmaxima auf, die durch Direktabfluß aus dem Oberboden (vermutlich Zwischenabfuß) verursacht werden (Abbildung 6.12).

Nitrat Auswaschungsparameter ist ein und zeigt demnach während Abflußereignissen und bei einsetzendem Direktabfluß Verdünnungseffekte. Die Konzentrationen im Niederschlag schwanken zwischen 0.25 bis 10.26 mg/l, der Mittelwert beträgt 2.55 mg/l. Die mittleren Konzentrationen im Abfluß mit 5.34 mg/l (Tabelle 6.6) liegen deutlich über dem Mittelwert im Niederschlag. Die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Wittelsbach ist in Abbildung 6.12 dargestellt. Die Wirkungsweise innerhalb eines Einzelereignisses wird zuerst betrachtet. Vor dem Ereignisbeginn bei Basisabfluß treten annähernd konstante Konzentrationen auf. Mit dem Auftreten von Direktabfluß erreicht fällt das Nitratniveau ab. Der nitratarme Direktabfluß führt zu Verdünnungseffekten während der Ereignisse. Der kurzfristige Wiederanstieg der Nitratverläufe über das Ausgangsniveau im Rezessionsast der Abflußganglinie, kann durch die Zumischung nitratatreichen verzögerten Zwischenabflußkomponente erklärt werden einer (Abbildung 6.12). Die Wirkungsweise in der zeitlichen Abfolge mehrerer Ereignisse

zeigt sich im folgenden. Die Nitratkonzentrationen sinken ab dem 22.02.1999, was für die Entleerung der Nitratspeicher durch die Auswaschung bei den vorangegangenen Ereignissen spricht (Abbildung 6.12). Eine geringere Nitrifikationsrate durch hohe Wassersättigung der Böden verstärkt diesen Effekt (siehe Kapitel 4.5).

Die Konzentrationenänderungen von **Sulfat** folgen im Wittelsbach auf etwas niedrigerem Niveau simultan denen des Nitrats. Die mittleren Gehalte an Sulfat im Niederschlag sind mit 1.83 mg/l deutlich kleiner als im Abfluß (5.08 mg/l). Zudem ist zu berücksichtigen, daß der Sulfateintrag in Waldbeständen (Bestandsniederschlag) um das dreifache größer sein kann als im Freiland (siehe Kapitel 6.5). Weil die Waldböden Mitteleuropas nur geringe Sorptionsmöglichkeiten für Sulfat- und Nitrationen besitzen, unterliegt das Sulfat Größtenteils der Auswaschung. Der kurzfristige Wiederanstieg der Sulfatgehalte im Rezessionsast der Abflußganglinie kann durch die Zumischung einer sulfatreichen Zwischenenabflußkomponente erklärt werden (Abbildung 6.12).

Die zeitliche Entwicklung der **Calcium**konzentrationen im Wittelsbach ist in Abbildung 6.12 dargestellt. Walddüngungen mit Dolomit wurden im Wittelsbachgebiet bisher nicht durchgeführt (siehe Kapitel 3.6). Von den Kationen werden in Böden humider Klimate Calciumionen am stärksten ausgewaschen (siehe Kapitel 4.). Bei den verschiedenen Ereignissen zeigt sich zunächst ein Konzentrationsanstieg kurz vor dem Abflußscheitel. Dieser Konzentrationsanstieg kann durch die Mobilisierung von angereicherter Verwitterungslösung, die sich im Gerinnenetz oder im Interstitial befindet, verursacht worden sein. Noch im ansteigenden Ast der Ereignisse, zeigt sich ein deutliches Absinken der Calciumgehalte, welche dann im Rezessionsast wieder ansteigen.

Magnesium zeigt einen ähnlichen, jedoch heterogeneren Verlauf wie Calcium (Abbildung 6.12). Die mittleren Konzentrationen im Abfluß des Wittelsbach liegen mit 1.17 mg/l etwas höher als bei Kalium mit 0.75 mg/l. Im Vergleich zu Calcium, ist die Magnesiumauswaschung infolge geringerer Magnesiumsättigung der Böden meist wesentlich geringer (siehe Kapitel 4.). Es treten bei den Ereignissen kleine Magnesium und Calcium zeigen kaum Verdünnungseffekte weil sie gut fixiert sind.

Konzentrationsmaxima auf, die durch Direktabfluß aus dem Oberboden verursacht werden können (Abbildung 6.12).

Die täglichen Niederschläge des Klimaturm St. Wilhelm, die Schüttung und die Abflußkomponenten der **Zipfeldobel Quelle** und die zeitlichen Konzentrationsverläufe der Anionen sind in Abbildung 6.13 dargestellt.



Abbildung 6.13: Niederschlag Klimaturm St. Wilhelm (Tagessummen), Schüttung (Qg in Stundenwerten), Abflußkomponeten: Direktabfluß (Qdir), indirekter Abfluß (Qindir) und Konzentrationsverläufe der Anionen Zipfeldobel Quelle

Im Gegensatz zum Wittelsbach wird im Quellleinzugsgebiet nicht gestreut (siehe Kapitel 3.5). Wie im Einzugsgebiet des Wittelsbachs, wurde bisher auch hier keine Walddüngung durchgeführt (siehe Kapitel 3.6). Das ehemalige extensiv genutzte Weideland wird nicht mehr bewirtschaftet. Deshalb kann das Quelleinzugsgebiet außer den atmogenen Einträgen als anthropogen gering belastet angesehen werden (siehe Tabelle 6.8).

Die Abflußanteile anhand der Ganglinienseparation mit Silikat setzen sich aus dem aus der oberen Hangschuttdecke stammenden Grundwasserabfluß (Qindir) und dem im Ereignisfall aus dem Boden stammenden Zwischenabfluß (Qdir) zusammen.

Während bis zum Schüttungsmaximum eine geringer mineralisierte Abflußkomponente die Mischkonzentrationen steuert, gewinnt im Rezessionsast die Komponente mit höherer Mineralisation mehr an Einfluß, weshalb die Mischungskonzentration steigt. Die Konzentrationsverläufe aller Anionen zeigen mit ansteigendem Abfluß und dem Einsetzen von Zwischenabfluß Verdünnungseffekte.

Starker Regen fiel aufgrund des Sturmtiefs "Petra" bei Ereignis 2 auf eine Schneedecke in der Nähe der Quellfassung von 37 cm mit einem Wasseräquivalent von 110 mm. Der Zwischenabfluß aus dem Boden über ausgebildete Fließwege führte zu einem Direktabfluß über mehrere Tage (Abbildung 6.13). Vor dem Abflußscheitel liegt der größte Anteil von Direktabfluß mit ca. 30%. Ungefähr zu diesem Zeitpunkt ist auch die größte Verdünnung der Anionenkonzentrationen zu beobachten. Noch vor dem Ende des Zwischenabflusses steigen die Anionenkonzentrationen auf ein relativ konstantes Niveau über oder unter dem Ausgangsniveau an (Abbildung 6.13).

Die mittleren Konzentrationen von **Chlorid** in der Quellschüttung sind mit 0.74 mg/l deutlich kleiner als im Freilandniederschlag am Schauinsland mit 1.33 mg/l, sowie im Abfluß des Wittelsbach mit 6.62 mg/l und der Brugga mit 11.24 mg/l. Bei großer Nierderschlagsintensität und –menge sinken die Chloridkonzentrationen im Niederschlag während der Untersuchungsperiode. Es treten auch keine durch Streusalz bedingte Konzentrationsmaxima in der Quelle auf. Das Zipfeldobelgebiet repräsentiert die durch nasse und trockene Deposition eingetragenen Chloride.

Anthropogene Quellen an Chlorid sind im Quelleinzugsgebiet auszuschließen. Beim Ereignis 1, bei dem Regen auf das schneefreie Quelleinzugsgebiet fiel, erreicht die Chloridkonzentration ihr Ausgangsniveau vor dem Ereignis wieder. Ereignis 2 führt noch vor dem maximalen Zwischenabfluß zu einem raschen Chlorideinbruch der Chloridkonzentration um ca. 66%. Die Chloridkonzentration steigt mit abnehmenden Direktabflußanteil rasch wieder an, erreicht das alte Konzentrationsniveau jedoch nicht (Abbildung 6.13). Beim Ereignis 3 bleibt das Konzentrationsniveau lange niedrig, erst nachdem kein Zwischenabfluß mehr auftritt, steigt es rasch auf seine ursprüngliche Höhe vor dem zweiten Ereignis an. Im Wittelsbach und der Brugga verhält sich Chlorid gegensätzlich zur Zipfeldobel Quelle (siehe Abbildung 6.12 und 6.15). Hierdurch wird der Einfluß des Oberflächenabflusses von Straßen nach dem Einsatz von Streusalz auf den Chloridaustrag in den beiden anderen Gebieten verdeutlicht.

Die Konzentrationen von Nitrat im Freilandniederschlag am Schauinsland schwanken zwischen 0.25 und 10.26mg/l, der Mittelwert beträgt 2.55 mg/l. Die mittleren Konzentrationen in der Brugga betragen 4.64 mg/l, an der Zipfeldobel Quelle 5.34 mg/l und im Wittelsbach 6.64 mg/l (Tabelle 6.6) und liegen damit deutlich über dem Mittelwert im Freilandniederschlag. Der Konzentrationsgang im Quellgebiet ist fast parallel zum Chlorid. Im Detail bestehen jedoch doch Unterschiede. Mit dem Auftreten von Zwischenabfluß der maximal 30% erreicht fällt der Nitratgehalt ab. Der nitratarme Zwischenabfluß führt zu Verdünnungseffekten während der Ereignisse. Der Zeitpunkt des maximalen Zwischenabflusses deckt sich mit dem Auftreten der minimalen Nitratkonzentration. Die ereignisbezogene Betrachtung zeigt bei Ereignis 2 steigende Nitratkonzentrationen nach der Verdünnung durch nitratarmes Schmelz- und Niederschlagswasser über das Ausgangsniveau, noch vor dem Ende des Direktabflusses an (Abbildung 6.13). Nach dem Ereignis 2 fällt das Konzentrationsniveau deutlich ab, weil durch die Füllung des Aquifers und die Aufsättigung des Bodenspeichers die Nitrifkation gehemmt ist, weshalb es zu diesem deutlichen Rückgang des Konzentrationsniveaus kommt (Abbildung 6.13). Diese Effekte liegen in den beiden anderen Untersuchungsgebieten in der selben Größenordnung.

Die Sulfatkonzentrationen sind niedrig, wie auch im Wittelsbach und der Brugga und verlaufen analog denen des Nitrats. Die mittleren Gehalte im Niederschlag sind mit 1.83 mg/l kleiner als die 3.25, was durch die erhöhten Einträge durch Auskämmung in Waldgebieten zu begründen ist. Die ereignisbezogene Betrachtung zeigt, daß mit dem Einsetzen des Zwischenabflusses einen Rückgang der Sulfatkonzentrationen einhergeht. Die minimale Sulfatkonzentration tritt zum größten Direktabflusses auf. Mit Zeitpunkt des der Entleerung des Zwischenabflußspeichers bei Ereignis 2 steigt die Konzentration nicht mehr auf das Ausgangsniveau an. Ereignis 3 hat kaum Verdünnungseffekte (Abbildung 6.13).

Im Quellgebiet ist **Phosphat** kein Abschwemmungs-, sondern ein reiner Auswaschungsparameter, weil in der Quellschüttung kein Oberflächenabfluß erfaßt wird. Die mittleren Konzentrationen liegen mit 0.064 mg/l über dem der Brugga mit 0.049 mg/l, was für eine ehemals intensivere Nutzung der Weide spricht. Phosphat wird vom Boden adsorbiert und angereichert. Das führt über lange Zeiträume zu einem erhöhten Phosphataustrag über den indirekten Abfluß durch Desorptionsprozesse stattfinden.

Nur bei Ereignis 2 treten leichte Schwankungen der Konzentrationsganglinie auf. Selbst wenn der Zwischenabfluß 30% beträgt steigt die Phosphatkonzentration nicht an, sondern fällt eher ab. Demnach kann der Oberboden nicht mehr mit Phosphat angereichert sein, denn der Direktabfluß führt im Wittelsbach und der Brugga zu maximalen Phosphatkonzentrationen. So macht sich die noch extensive Landnutzung beim Phosphataustrag in den beiden anderen Gebieten bemerkbar.

Die täglichen Niederschläge am Klimaturm St. Wilhelm, die Schüttung, die beiden Abflußkomponenten der **Zipfeldobel Quelle** und die zeitlichen Konzentrationsverläufe der **Kationen** sind in Abbildung 6.14 dargestellt.
Ergebnisse und Diskussion P in [m m/d] P 0 m **.**.... 20 40 60 80 100 12. 16. 21. 26. 31. 10. 15. 20. 25. 2. 7. 17. 22. 27. 1 6. 11. 5. 1. Feb Feb Feb Feb Jan Jan Jan Jan Jan Feb Mrz Mrz Mrz Mrz Mrz Apr Jan Jan Mrz Qg (linear interpoliert) Qindir Q in [l/s] -Qg Qdir 3,0 2. 2,5 2,0 1,5 3. 1. 1,0 0,5 0,0 16. 21. 26. 31. 5. 10. 15. 20. 25. 2. 12. 17. 22. 27. 1. 6. 11. 7. 1. Apr Jan Feb Feb Feb Feb Feb Mrz Jan Jan Jan Jan Jan Jan Mrz Mrz Mrz Mrz Mrz Na (interpoliert) × Na Na in [mg/l] 4,0 3,5 3.0 2,5 2,0 1. 6. 11. 16. 21. 26. 31. 5. 10. 15. 20. 25. 2. 7. 12. 17. 22. 27. 1. Jan Jan Jan Jan Jan Jan Jan Feb Feb Feb Feb Mrz Mrz Mrz Mrz Mrz Apr Κ K (interrpoliert) K in [mg/l] × 0,8 0,6 0,4 0.2 20. 6. 11. 16. 21. 26. 31. 5. 10. 15. 25. 2. 12. 17. 22. 27. 7. 1. 1. Feb Feb Feb Mrz Mrz Mrz Mrz Mrz Mrz Feb Feb Jan Jan Jan Jan Jan Jan Apr Jan Mg (interpoliert) × Mg Mg in [mg/l] 1.5 1,3 1,1 0,9 0,7 21. 25. 2. 22. 27. 6. 11. 16. 26. 31. 5. 10. 15. 20. 7. 12. 17. 1 1. Feb Feb Feb Jan Jan Feb Feb Mrz Mrz Mrz Mrz Jan Jan Jan Jan Mrz Mrz Apr Jan × Ca Ca (interpoliert) Ca in [mg/l] 6,0 5,5 Ĵ.x 5,0 4,5 4,0 3.5 3.0 6. 11. 16. 21. 5. 10. 15. 20. 2. 7. 27 1. 26. 31. 25. 12. 17. 22. 1. Feb Feb Feb Feb Feb Mrz Mrz Mrz Jan Jan Jan Jan Jan Jan Jan Mrz Mrz Mrz Apr

Abbildung 6.14: Niederschlag Klimaturm St. Wilhelm (Tagessummen), Schüttung (Q in Stundenwerten), Schüttungskomponeten: Direktabfluß (Qdir), indirekter Abfluß (Qindir) und Konzentrationsverläufe der Kationen der Zipfeldobel Quelle

Die Konzentrationsverläufe aller Kationen zeigen mit ansteigender Schüttung der Zipfeldobel Quelle und dem Einsatz von Zwischenabfluß Verdünnungseffekte.

Der Verlauf der **Natrium**konzentrationen ist in Abbildung 6.14 dargestellt. Der Mittelwert im Freilandniederschlag der Klimastation Schauninsland beträgt 0.53 mg/l, in der Quellschüttung dagegen 3.03 mg/l. Die Natriumkonzentration in der Quelle wird, mit einsetzendem Direktabfluß geringer (Abbildung 6.14). Durch die Verdünnung verhält sich Natrium in der Quellschüttung wie ein Auswaschungsparameter. Den größten Teil Natriumionen liefert die Plagioklasverwitterung, Streusalz kann als anthropogene Quelle im tatsächlichen Einzugsgebiet der Zipfeldobel Quelle ausgeschlossen werden. In den beiden Fließgewässern sind die Konzentrationen deshalb höher und auch die Konzentrationsverläufe sind teilweise gegensätzlich.

Kalium hat wie im Wittelsbach und der Brugga auch an der Zipfeldobel Quelle außer dem limitierenden Nährstoff Phosphat die niedrigsten Konzentrationen. Über den Niederschlag werden nur unbedeutende Mengen Kalium eingetragen. Der Mittelwert an der Quelle im Untersuchungszeitraum ist mit 0.52mg/l etwas niedriger als in der Brugga mit 0.77mg/l und im Wittelsbach mit 0.77mg/l (Tabelle 6.6). Ursache hierfür ist zum einen die untergeordnete Rolle der Orthoklase im Quellgebiet und zum die Kaliumfixierung durch Böden Vegetation. anderen und Kleine Konzentrationsmaxima, die durch Zwischenabfluß aus dem Oberboden verursacht werden können, sind im Quellgebiet nicht eindeutig zu beobachten (Abbildung 6.14). Deshalb ist Kalium im Quellgebiet als Auswaschungsparameter anzusprechen.

Magnesium wird über den Niederschlag in sehr geringen Konzentrationen von 0.08 eingetragen 6.6). (Tabelle mittlere Konzentrationsniveau mg/l Das der Quellschüttung liegt im Untersuchungszeitraum mit 1.06 mg/l etwas unter den anderen Gebieten. Die Magnesiumauswaschung von austauschbarem Magnesium ist infolge geringer Magnesiumsättigung der Böden im Vergleich zu Calzium deutlich geringer (Abbildung 6.14). Zum Zeitpunkt des maximalen Zwischenabflusses, treten zumindest bei Ereignis 2 die geringsten Magnesiumkonzentration auf. Kurzfristige Konzentrationsschwankungen im Rezessionsast werden durch das Auftreten einer höher mineralisierten Abflußkomponente ausgelöst.

Bei den anderen beiden Ereignissen sind die Verdünnungseffekte nicht so deutlich ausgeprägt. Die Konzentrationsschwankungen sind dafür deutlicher und nach dem Ende des Direktabflusses am stärksten.

Der Verlauf der **Calcium**konzentrationen an der Zipfeldobel Quelle ist in Abbildung 6.14 dargestellt. Über den Freilandniederschlag werden im Mittel 0.58 mg/l eingetragen. Im Quellgebiet und dem Wittelsbach stammt Calcium im Gegensatz zur Brugga hauptsächlich aus der Plagioklasverwitterung. Im Gesamtgebiet ist das Konzentrationsniveau durch die Kompensationskalkungen erhöht (siehe Abbildung 6.16).

Der Einfluß von Direktabfluß führt im Quellgebiet bei Calcium zu Verdünnungseffekten. Nach Ereignis 1 wird das alte Konzentrationsniveau wieder erreicht. Das extreme Regen-auf-Schnee-Ereignis 2 zog durch die Aufsättigung der Bodenspeicher, ein lange anhaltendes Absinken des Konzentrationsniveaus bis zum Ende des Direktabflusses von Ereignis 3 nach sich (Abbildung 6.14).

Die täglichen Gebietsniederschläge, der Temperaturverlauf am Klimaturm St. Wilhelm, der Gesamtabfluß am Pegel der Brugga, die beiden Abflußkomponenten und die zeitlichen Konzentrationsverläufe der **Anionen** am <u>Gebietsauslaß der</u> <u>Brugga</u> sind in Abbildung 6.15 dargestellt. Ergebnisse und Diskussion



Abbildung 6.15: Gebietsniederschlag (Tagessummen), Lufttemperatur am Klimaturm St. Wilhelm (Tagesmittelwerte), Abfluß (Q in Stundenwerten), Abflußkomponenten: Direktabfluß (Qdir), indirekter Abfluß (Qindir) und Konzentrationsverläufe der Anionen in der Brugga

Die **Chlorid**konzentration im Freilandniederschlag mit einem Mittelwert von 1.33 mg/l macht im Gegensatz zur Zipfeldobel Quelle nur einen geringen Anteil am gesamten Eintrag in das Bruggagebiet aus. Chlorid zeichnet sich wie für den Wittelsbach beim Einsatz von Streusalz im gesamten Einzugsgebiet der Brugga als Abschwemmungsparameter aus. Durch die Informationen der Ganglinienseparation lassen sich die Konzentrationsverläufe sehr gut interpretieren.

Bei der ereignisbezogenen Betrachtung der Chloridkonzentrationen in der Brugga zeigen alle Ereignisse bei ansteigendem Abfluß und einsetzendem Direktabfluß deutliche Chloridmaxima. Die Zeitpunkte der Maximalkonzentrationen befinden sich vor dem eigentlichen Abflußscheitel und vor dem maximalen Direktabfluß. Sie können wie bei Ereignis 1 und 2 auch vor dem eigentlichen Ereignis liegen (Abbildung 6.15) und werden durch Abschwemmung von Streusalz auf den Straßen ausgelöst. Oberflächenabfluß von den Straßen, der durch Streusalz ausgelöst wird ist damit für ereignisunabhängige Chloridanstiege verantwortlich (siehe auch Abbildung 6.12).

Nur beim Schneeschmelzereignis 5 zeigt die Chloridkonzentration nach dem Maximum Verdünnungseffekte und verhält sich wie dann ein Auswaschungsparameter. Weil kein Niederschlag während des ansteigenden Ast der Hochwasserwelle gefallen ist und demnach auch kein Streusalz in dieser Zeit abgeschwemmt wurde, war die anthropogene Abschwemmungsquelle rasch versiegt. Im Rezessionsast von Ereignis 5 fiel erneut Schnee. Das ausgebrachte Streusalz konnte aufgrund der niederen Temperaturen, wie auch zwischen Ereignis 2 und 3 die Fließgewässer nicht gleich erreichen. Mit dem nächsten Warmlufteinbruch und beginnendem Schneeschmelzereignis 6 steigen die Chloridkonzentrationen in der Brugga wieder an (Abbildung 6.15).

Das Konzentrationsniveau von **Nitrat** liegt in der Brugga im Mittel während der Untersuchungsperiode bei 4.64 mg/l. Bei der ereignisbezogenen Betrachtung des Konzentrationsganges von Nitrat in der Brugga in Abbildung 6.15 fällt auf, daß zum Zeitpunkt des maximalen Direktabflusses Verdünnungen auftreten. Wie im Wittelsbach und dem Quellgebiet steigt die Konzentration in der Brugga, nach dem zehnjährlichen Hochwasser, bei abnehmendem Direktabfluß über die Ausgangskonzentration an.

Bei Ereignis 4 und 5 jedoch bei ansteigendem Direktabfluß, wodurch der Einfluß der Schneeschmelze gezeigt wird. Die Konzentrationen sinken nach dem extremen Ereignis 3 bis zum Ende von Ereignis 5 mit Unterbrechungen ab. Weil durch die Auswaschung und Füllung der Bodenspeicher die Nitrifikation gehemmt ist, kommt es zum Konzentrationseinbruch (Abbildung 6.15).

Insgesamt ist der **Sulfat**eintrag am Schauinsland gering, über den Freilandniederschlag werden im Mittel 1.83mg/l eingetragen. Er kann aber nach Evers (1985), im Bestand bis zum ca. dreifachen betragen. Der Waldanteil im Wittelsbachgebiet mit 70 % und im Bruggagebiet mit 75 % führt zu erhöhten Bestandsniederschlägen von Sulfat. Es ist deshalb davon auszugehen, daß der Sulfataustrag im Bruggagebiet zu einem Teil von dem Eintrag über die nicht erfaßte Deposition bzw. zum anderen aus der Mineralisierung bestimmt wird.

Die ereignisbezogene Betrachtung zeigt mit dem Auftreten von Zwischenabfluß einen Rückgang der Sulfatkonzentrationen. Die minimale Sulfatkonzentration tritt zum Zeitpunkt des größten Direktabflusses auf. Mit der Entleerung des Zwischenabflußspeichers bei dem extremen Ereignis 3 steigt die Konzentration im Gegensatz zum Wittelsbach und der Quelle über das Ausgangsniveau an. Dies spricht für den Einfluß einer höher mineralisierten Direktabflußkomponente aus dem Boden, im Rezessionsast von Ereignis 3. Die Schneeschmelz Ereignisse 4 und 5 zeigen mit Unterbrechungen lange andauernde Verdünnugseffekte, wenn nitratarmer auftritt. Zum Direktabfluß Ende der Untersuchungsperiode fällt die Sulfatkonzentration auch ohne einen Einfluß von Direktabfluß ab.

Löslich reaktives **Phosphat** verhält sich in der Brugga gleich wie im Wittelsbach und gegensätzlich zum Quellgebiet, wo keine Abschwemmungseffekte auftreten. Das mittlere Konzentrationsniveau liegt in der Brugga mit 0.049 mg/l unter dem Quellgebiet mit 0.064 mg/l und dem Wittelsbach mit 0.074 mg/l (Tabelle 6.6).

Bei den Ereignissen 1, 2 und 3 tritt das Konzentrationsmaximum von Phosphat vor Erreichen des Abflußscheitels und vor dem größten Anteil von Direktabfluß auf. Die maximalen Phosphatkonzentrationen in der Brugga sind damit im wesentlichen von der Generierung von Direktabfluß (Oberflächenabfluß bzw. andere schnelle Abflußkomponenten wie Makroporenflüsse) abhängig. Trotz deutlich größerem maximalen Anteil von Direktabfluß bei Nummer 3 von 53 %, steigt die

Phosphatkonzentration nur unwesentlich über die maximale Konzentration von Ereignis 1 mit 30 % Direktabfluß an (Abbildung 6.15). Beim ersten Ereignis fiel Regen auf das zum Teil schneefreie Einzugsgebiet der Brugga. Bis zum extremen Ereignis 3 hatte sich selbst im unteren Teil des Einzugsgebietes eine beachtliche Schneedecke aufgebaut (siehe Abbildung 6.4 und 6.5). Durch die Schneedecke besteht bei Ereignisbeginn ein guter Schutz des Oberbodens vor der Abschwemmung von Phosphat. Die Phosphatganglinie bei dem zehnjährlichen Hochwasser verläuft fast parallel zur Direktabflußganglinie. Die Schneeschmelzereignisse 4, 5 und 6 führen insgesamt zum Absinken des Konzentrationsniveaus von Phosphat, doch bei maximalem Direktabfluß während dieser Ereignisse treten auch hier kleine Phosphatmaxima auf. Die Aufsättigung des Bodenspeichers und Füllung der Aguifere hält den Abfluß nach Ereignis 3 auf sehr hohem Niveau. Dies erklärt die Verdünnung der Phosphatkonzentrationen bei den Schneeschmelzereignissen (Abbildung 6.16).

Die täglichen Gebietsniederschläge, der Temperaturverlauf am Klimaturm St. Wilhelm, die Schüttung, die Abflußkomponenten der **Brugga** und die zeitlichen Konzentrationsverläufe der **Kationen** sind in Abbildung 6.16 auf der nächsten Seite dargestellt.

Der Verlauf der Natriumkonzentrationen in Abbildung 6.16 dient als Beleg für die Abschwemmung von Natrium bei einsetzendem Direktabfluß in der Brugga. Der Verlauf der Natriumganglinie in der Brugga ist auf tieferem Niveau deshalb quasi parallel zu der Chloridganglinie (vergleiche Abbildung 6.15 und 6.16). Nach dem eigentlichen Hochwasserereignis 2 bzw. bei den folgenden Schneeschmelzereignissen zeigt der Natriumverlauf, nach einem kleinen Maximum mit ansteigendem Gesamtabfluß und einsetzendem Direktabfluß, einen folgenden Verdünnungseffekt. Natrium verhält sich demnach bei ausgebrachtem Streusalz ebenfalls wie Chlorid als Abschwemmungs-, sonst wie ein Auswaschungsparameter (Abbildung 6.16).



Abbildung 6.16: Gebietsniederschlag (Tagessummen), Lufttemperatur Klimaturm St. Wilhelm (Tagesmittelwerte), Abfluß (Q in Stundenwerten), Abflußkomponenten und Konzentrationsverläufe der Kationen in der Brugga

Kalium hat wie im Wittelsbach und der Zipfeldobel Quelle auch in der Brugga außer dem limitierenden Nährstoff Phosphat die niedrigsten Konzentrationen. Über den Niederschlag werden nur unbedeutende Mengen Kalium eingetragen. Weil sich im humosen Oberboden in der Regel maximale Konzentrationen mobilen Kaliums finden, wo die Kaliumfixierung deshalb von untergeordneter Bedeutung ist (siehe Kapitel 4.), treten teilweise im ansteigenden Ast von Ereignissen kleine Konzentrationsmaxima auf, die durch Zwischenabfluß aus dem Oberboden verursacht werden können (Abbildung 6.16).

Deshalb ist Kalium im Einzugsgebiet der Brugga als Abschwemmungsparameter anzusprechen.

Magnesium wird über den Niederschlag in sehr geringen mittleren Konzentrationen von 0.08 mg/l eingetragen (Tabelle 6.6). Zum Zeitpunkt mit maximalem Direktabfluß treten bei allen Ereignissen die geringsten Magnesiumkonzentration auf. Kurzfristige Konzentrationsschwankungen im Rezessionsast der Ganglinie werden durch das Aufreten einer höher mineralisierten Abflußkomponente ausgelöst (Abbildung 6.16). Bei den Schneeschmelzereignissen sind die Verdünnungseffekte ebenfalls deutlich zu erkennen. Das zehnjährliche Hochwasser führte durch die Aufsättigung der Bodenspeicher, zu einem lange anhaltenden Absinken der Kaliumkonzentrationen bis zum Ende des Direktabflusses von Ereignis 5 (Abbildung 6.16). Magnesium verhält sich im Bruggagebiet wie ein klassischer Auswaschungsparameter.

Der zeitliche Verlauf der **Calcium**konzentrationen in der Brugga ist in Abbildung 6.16 dargestellt. Über den Freilandniederschlag werden im Mittel 0.58 mg/l eingetragen. Die mittleren Konzentrationen der Brugga liegen mit 7.28 mg/l über dem Wittelsbach mit 5.87 mg/l und der Quellschüttung mit 4.83 mg/l.

Bei den verschiedenen Ereignissen zeigt sich zunächst ein Konzentrationsanstieg vor dem Abflußscheitel. Dieser Konzentrationsanstieg kann durch die Mobilisierung von Dolomit, daß bei den Walddüngungen ausgebracht wurde (siehe Kapitel 3.6),.oder durch die Mobilisierung von angereicherter Verwitterungslösung, die sich im Gerinnenetz oder im Interstitial befindet, verursacht worden sein. Noch im ansteigenden Ast der Ereignisse, zeigt sich ein deutliches Absinken der Calciumgehalte. Die minimalen Calciumkonzentrationen treten zum Zeitpunkt maximalen Direktabflusses auf. Mit abnehmendem Direktabfluß im Rezessionsast der Abflußganglinie steigen die Calciumkonzentrationen wieder an. Im Quellgebiet

und dem Wittelsbach stammt Calcium im Gegensatz zur Brugga hauptsächlich aus der Plagioklasverwitterung. Im Gesamtgebiet ist das Konzentrationsniveau durch die Kompensationskalkungen erhöht (siehe Tabelle 6.6 und Abbildung 6.16).

Der Einfluß von Direktabfluß führt im Bruggagebiet bei Calcium zu Verdünnungseffekten. Nach Ereignis 1 wird das alte Konzentrationsniveau wieder erreicht. Das zehnjährliche Hochwasser führte durch die Aufsättigung der Bodenspeicher, zu einem lange anhaltenden Absinken des Konzentrationsniveaus bis zum Ende des Direktabflusses von Ereignis 5 (Abbildung 6.16). Calcium verhält sich deshalb im Bruggagebiet wie ein Auswaschungsparameter.

6.8 KONZENTRATIONS-ABFLUSS-BEZIEHUNGEN, STOFFFRACHTEN UND – BILANZEN

Neben der Konzentration als Belastungsindikator gewinnt die Belastungsmeßzahl "Fracht" zunehmend an Bedeutung. So werden in einigen Mindestanforderungen nach §7a Wasser-Haushalts-Gesetz für die Emissionen nicht nur Konzentrationen, sondern auch produktionsspezifische Frachten begrenzt.

Bei der Kenntnis der innerhalb eines Jahres oder kürzeren Zeitraumes an einer Probenahmestelle eines Fließgewässers transportierten Frachten einer Gruppe von Inhaltsstoffen, können integrale Rückschlüsse auf oberhalb gelegene Emissionsquellen gezogen werden.

Abstriche im Vergleich zur Konzentrationsermittlung sind bei den Frachten hinsichtlich der Präzision zu machen, weil zur Ungenauigkeit der Konzentrationsbestimmung noch die Fehlerquelle Abfluß hinzukommt. Trotzdem stellt die Frachtermittlung ein geeignetes Mittel dar, um z. B. die zeitliche Entwicklung der Belastung eines Gewässers zu beschreiben (SYMADER, 1986).

Die Konzentrations-Abfluß-Beziehung stellt den möglichen Zusammenhang zwischen der Konzentration des betrachten Wasserinhaltstsoffes und dem zugehörigen Abfluß dar. Als Grundlage der Frachberechnung kann sie nur dann verwendet werden, wenn die folgenden drei Voraussetzungen erfüllt sind (SYMADER, 1988):

Es muß zunächst überprüft werden, ob überhaupt ein Zusammenhang zwischen der Konzentration des betrachten Wasserinhaltstsoffes und dem Abfluß gegeben ist. In kleineren Fließgewässern ist die Beziehung zur Wasserführung eher die Ausnahme als die Regel. Es handelt sich also um einen sich konservativ verhaltenden Stoff. kleineren Fließgewässern ist die Beziehung zur Wasserführung eher die Ausnahme als die Regel. Es handelt sich also um einen sich konservativ verhaltenden Stoff.

(2) Die zweite Voraussetzung ist eine konsequente Weiterführung der ersten. Wenn eine Konzentrations-Abfluß-Beziehung besteht, dann erklärt sie auch den größten Teil der Gesamtvarianz, und andere Beziehungen, deren Existenz grundsätzlich nicht bestritten wird, können vernachlässigt werden. Auch diese Annahme gilt nur für sich konservativ verhaltende Stoffe.

(3) Während die Bedenklichkeit der ersten beiden Voraussetzungen gern übersehen wird, gibt es über die Gültigkeit der dritten Voraussetzung wenig Illusionen. Eine Konzentrations-Abfluß-Beziehung ist nur möglich, wenn sie entweder zeitinvariant ist, also die Funktion dieser Form mit konstanten Koeffizienten immer gilt, oder wenn die Zeitvarianz der Koeffizienten wenigstens einigermaßen leicht mathematisch beschrieben werden kann.



Abbildung 6.17: Oben: Beziehung der Silikatkonzentration zum Abfluß in der Brugga (Anzahl n = 167); unten: Abhängigkeit von der Quellschüttung (n = 66) während der Intenstivmeßkampagne 1999 für die Zipfeldobel Quelle

Nur beim natürlichen Tracer Silikat kann (siehe Abbildung 6.17) ein konservatives Verhalten mit einem deutlichen Zusammenhang zwischen Konzentration und Abfluß in der Brugga und in der Schüttung der Zipfeldobel Quelle festgestellt werden.

Der Zusammenhang zwischen der Silikatkonzentration und dem Abfluß bzw. der Schüttung ist im Gesamtgebiet und im Quellgebiet eindeutig ersichtlich, mit zunehmenden Abfluß findet eine Verdünnung der Konzentrationen statt. Silkatarmes Niederschlagwasser kann sich bei der Bodenpassage nur leicht mit Silkat anreichern, weshalb der Direktabfluß nur sehr geringe Silikatkonzentrationen besitzt.

Im Quellgebiet ist der Zusammenhang deshalb so klar, weil nur zwei Fließsysteme zum Abfluß beitragen. Im Bruggagebiet können drei oder mehr Fließsysteme mit unterschiedlichen Silikatkonzentrationen zum Gesamtabfluß beitragen, weshalb der Zusammenhang nicht mehr so eindeutig ist.

Weil nur für Silikat die oben genannten Voraussetzungen für die Konzentrations-Abfluß-Beziehung erfüllt sind, werden die gemessenen Konzentrationen der Ionen auf Stundenwerte interpoliert und zur Berechnung der Stofffrachten mit Gleichung 5.6 herangezogen. Gerade im Ereignisfall liegen die Meßdaten in hoher Auflösung vor, weshalb eine lineare Interpolation der Daten vertretbar ist.

In der Abbildung 6.18 werden die Konzentrationen und Sekundenfrachten für Chlorid, Nitrat, Phosphat und die Abflüssen in der Brugga und die Schüttung an der Zipfeldobel Quelle dargestellt.

Die Frachten der dargestellten Auswaschungs- und Abschwemmungsparameter sind positiv mit dem Abfluß korreliert, d.h. der Verlauf der Frachten ist fast parallel zur Abflußganglinie. Durch die im Vergleich zur Quellschüttung sehr großen Abflüsse und großen Abflußquotienten in der Brugga, ist der Einfluß des Abflusses auf die jeweilige Fracht deutlich größer als in der Zipfeldobel Quelle.

Ergebnisse und Diskussion



Abbildung 6.18: Konzentrationen und Sekundenfrachten für Chlorid, Natrium und Phosphat im Vergleich mit den Abflüssen in der Brugga und die Schüttung an der Zipfeldobel Quelle

In der folgenden Tabelle 6.9, werden die ereignisbezogenen Frachten im Vergleich zur Gesamtfracht innerhalb des Untersuchungszeitraums dargestellt.

Tabelle 6.9: Stofffrachten in [kg] und An	teile an der an der Gesamtfracht in [%] bei
den Ereignissen in der Brugga 1999	

	Zeitraum		CI	NO ₃	SO ₄	LRP	Na	к	Mg	Ca
			Fracht in kg und Anteile an der Gesamtfracht in %							
Ereignis 1	25.1 0:00- 28.1 9:00	Fracht	6164	2264	1785	40	3591	338	651	3670
		Anteil an Gesamtfracht	2,8	2,4	2,2	4,2	2,6	2,1	2,3	2,5
Ereignis 2	28.1 0:00- 31.1 9:00	Fracht	7059	2630	2121	37	4121	383	704	4303
		Anteil an Gesamtfracht	3,3	2,8	2,6	3,8	3,0	2,3	2,4	3,0
Ereignis 3	18.2 2:00- 2.3 1:00	Fracht	74360	31404	25638	466	46151	5278	7793	43705
		Anteil an Gesamtfracht	34,7	33,9	31,2	48,2	33,7	32,1	27,1	30,0
Ereignis 4	2.3 2:00- 8.3 15:00	Fracht	18258	8332	7974	37	11288	1942	3227	14530
		Anteil an Gesamtfracht	8,5	9,0	9,7	3,9	8,2	11,8	11,2	10,0
Ereignis 5	8.3 16:00- 21.3 18:00	Fracht	41390	18663	19589	128	28893	3640	6809	32739
		Anteil an Gesamtfracht	19,3	20,1	23,8	13,2	21,1	22,1	23,7	22,5
Ereignis 6	21.3 19:00- 1.4 12:00	Fracht	23062	11888	10361	92	16362	1771	3777	19488
		Anteil an Gesamtfracht	10,8	12,8	12,6	9,5	11,9	10,8	13,1	13,4
Gesamt- zeitraum	25.1 0:00- 4.4 2:00	Gesamtfracht in [kg]	214475	92693	82287	966	137002	16462	28762	145798
		Anteil [%] an Gesamtfracht	79,4	81,1	82,0	82,9	80,6	81,1	79,8	81,2

Weil im Quellgebiet der Einfluß der Schüttung auf die Stoffkonzentrationen nur gering ist, werden für sie keine weitere Frachtberechnungen durchgeführt.

Die ersten beiden Ereignisse führen in jeweils ca. 5 % der Zeit nur 2 und 4 % der Frachten ab. Die 6 Ereignisse führen in 68 % des Untersuchungszeitraumes in der Brugga bei allen aufgeführten Parametern zu ca. 80 % der Gesamtfracht. Das extreme Ereignis 3 brachte in nur 16 % der Gesamtzeit der Meßkampagne beim Phosphat 48 % der Gesamtfracht (Tabelle 6.9). Die Fracht der anderen hydrochemischen Parameter bei diesem zehnjährilichen Hochwasser betrug zwischen 27 und 35 % an der Gesamtfracht während der Intensivmeßkampagne.

Stoffbilanz:

Die Bilanzierung von Stoffkreisläufen in Geosystemen basiert auf der Erfassung von Stoffeinträgen und Stoffausträgen. Für das Einzugsgebiet der Brugga wurde der atmosphärische Freilandeintrag am Schauinsland erfaßt. Der Austrag gelöster gelöster Stoffe wird auf der Grundlage der hydrologischen und hydrochemischen Untersuchungen berechnet. Anthropogen verursachte Stoffein- und –austräge gehen nicht in die Bilanzierung ein, finden jedoch in der Diskussion Berücksichtigung. Die Bilanzierung des Haushaltes gelöster Stoffe im Einzugsgebiet der Brugga liegt

für die Intensivmeßkampagne Anfang 1999 vor.

Flächenspezifische Ein- und Austräge, sowie die Bilanz werden nur für die Brugga in Tabelle 6.10 vorgestellt, weil das tatsächliche Einzugsgebiet der Zipfeldobel Quelle variabel ist (siehe Kapitel 6.3.1).

Nitrat und Sulfat dominieren auf der Seite der Stoffeinträge vor Chlorid. Beim Stoffaustrag dominiert Chlorid vor Calcium, Natrium. Diese Verschiebung ergibt sich aus den anthropogenen Einträgen die im Rahmen dieser Arbeit nicht erfaßt werden konnten.Der gesamte Chloridaustrag beträgt ca. 2150000 kg, bei einem Austrag von 97-100% (siehe Kapitel 4) kann der anthropogene Eintrag bilanziert werden. Da kaum geogenen Quellen an Chlorid im Einzugsgebiet vorkommen, kann angenommen werden, daß die Menge des während der Untersuchungsperiode eingetragenen Chlorids ungefähr gleich der Größenordnung der berechneten Differenz zwischen Eintrag und Austrag liegt. (Tabelle 6.10).

Brugga Walliona der Interformelskampagne ven Zeler eine interee									
	Ein	trag	Aus	trag	Bilanz				
	[kg]	[kg/ha]	[kg]	[kg/ha]	[kg]	[kg/ha]			
Chlorid	11268.3	2.8	214474.6	53.8	-2133506.3	-52			
Nitrat	33655.1	8.4	92693.2	23.2	-59038.1	-14.8			
Sulfat	26352.4	6.6	82286.9	20.6	-55934.5	-14			
LRP	-	-	966.5	0.2	-	-			
Natrium	6114.8	1.5	137002.0	34.3	-130887.2	-32.8			
Kalium	1373.0	0.3	16462.0	4.1	-27388.7	-3.8			
Magnesium	1267.3	0.3	28761.7	7.2	-27494.4	-6.9			
Calcium	4510.0	1.1	145797.5	36.5	-141287.5	-35.4			

Tabelle 6.10: Stoffein- (Datenquelle: UBA-Station Schauninsland) und –austräge (Berechnung aus eigenen Messungen) und die Stoffbilanz im Einzugsgebiet der Brugga während der Intensivmeßkampagne vom 25.01-04.04.1999

Natrium stammt zu einem unbestimmten Anteil aus der Plagioklasverwitterung weshalb der anthropogene Eintrag nicht bestimmt werden kann, aber dennoch offensichtlich ist. Das Gleiche gilt für Calzium, daß auch zu einem unbestimmten Anteil aus der Plagioklasverwitterung geliefert wird, jedoch auch aus in den höheren Lagen des Bruggagebietes seit 1988 durchgeführten Kompensationskalkungen der Böden von Waldbeständen stammen kann (Tabelle 3.2).

Die Freilandeinträge an Nitrat und Sulfat sind ca. halb so groß wie die Austräge über die Brugga. Bestandsniederschläge spielen im zu 75% bewaldeten Bruggagebiet eine große Rolle, die gerade bei Schwefeldioxid und Stickoxiden durch die Auskämmung deutlich größer als im Freilandniederschlag sind (siehe Kapitel 3.6 und 6.5). Der Freilandniederschlag ist deshalb keine repräsentative Größe für den tatsächlichen Eintrag und verfälscht die Bilanzierung enorm.

6.9 ZUSAMMENFASSUNG DER STOFFHAUSHALTSUNTERSUCHUNG

Die chemische Gewässergüte nach der LAWA ist an allen Meßpunkten der Güteklasse I zuzuordnen und belegt die sehr geringe anthropogene Belastung des Einzugsgebiet der Brugga. Einzig für Chlorid treten im ansteigenden Ast der Abflußganglinie Konzentrationsspitzen auf, die über den Richtwerten der TVO von 1990 liegen. Grund dafür ist die wichtige Durchgangstraße zwischen dem Wiesental und dem Zartener Becken über den Notschrei, die für den Busverkehr ständig freigehalten wird. Auch im Wittelsbachgebiet zeigt dessen Konzentrationsverlauf nach dem Einsatz von Streusalz. bzw. im ansteigenden Ast der Hochwasserereignisse bei Direktabfluß, Abschwemmungseffekte.

Die in den Hochlagen des Untersuchungsgebietes zur Waldmelioration ausgebrachten Dolomitkalke führen zu erhöhten Stoffkonzentrationen. Im Quell- und Wittelsbachgebiet wurden derartig hohe Konzentrationen nicht gefunden, weil hier bisher keine Walddüngungen stattfanden. Die im Vergleich zu den Austrägen sehr

niederen atmosphärischen Einträge deuten einerseits auf eine nicht erfaßte Deposition (Auskämmung und Bestandsniederschlag) und auf die in geringem Maß vorhandenen Quellen dieser Stoffe im Einzugsgebiet hin. Der Einfluß der trockenen

Deposition von Stickstoff und Schwefel im Einzugsgebiet ist durch die hohen Austräge im Vergleich zu den niederen Einträgen belegt. Die Konzentrationsganglinien von Nitrat und Sulfat zeigen bei dem extremen Ereignis an allen Meßpunkten mit einsetzendem Direktabfluß im ansteigenden Ast der Hochwasserwelle den erwarteten Verdünnungseffekt. Er kehrt sich mit abnehmendem Direktabfluß um, und steigt durch eine höher mineralisierte kurzfristig über Zwischenabflußkomponente das Ausgangsniveau an. Die Nitratkonzentrationen sinken ab dem 22.02.1999, was für die Entleerung der Nitratspeicher durch die Auswaschung bei den vorangegangenen Ereignissen spricht.

Im Quellgebiet verhalten sich alle Ionen im ansteigenden Ast der Hochwasserwelle wie Auswaschungsparameter, wenn lateraler Abfluß aus dem Boden (Direktabfluß) auftritt und die Grundwasserkonzentrationen verdünnt. Die hohen mittleren Phosphatkonzentrationen in der Quellschüttung sprechen für die ehemalige extensive Weidenutzung und zeigen, daß Phosphat auch über das Grundwasser ausgewaschen werden kann.

Das zehnjährliche Hochwasser führte in der Brugga bei allen untersuchten Parametern im Untersuchungszeitraum über 30 % der Gesamtfracht ab, bei dem Abschwemmungsparameter Phosphat sogar 50 %. Das Ereignis führte zudem zur Füllung der Gebietsspeicher, mit der Konsequenz einer lange anhaltenden Verdünnung. Die nachfolgenden Schneeschmelzen im Gesamtgebiet verstärkten den Trend.

7. SCHLUßFOLGERUNGEN

Die ereignisbezogene, hoch aufgelöste Intensivmeßkampagne führte zu einem sehr umfangreichen und aussagekräftigen Datensatz. Daten zu den Einträgen müssen, um in das Auswertungssystem eingebunden zu werden, in einer vergleichbar hohen Auflösung vorhanden sein. Dies zeigt sich insbesondere bei der Eingangsfunktion von ¹⁸O. Im Falle des Abflußanteils einer Schneedecke, ist auch eine hoch aufgelöste Beprobung der Schmelzwässer zur korrekten Quantifizierung dieser Komponente unabdingbar.

Tiefere Erkenntnisse in die internen Prozesse des Stoffhaushaltes können durch die räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Erfassung der trockenen Deposition, des Sickerwässer Bestandsniederschlags der und gewonnen werden. Stoffkonzentrationen in Quellen der unteren Hangschuttdecke sowie in Quellen des Kluftgrundwassers, und die bodenkundlichen Verhältnisse in dem überwiegend bewaldeten Einzugsgebiet sehr aufschlußreich. Die Schwebstoffwären konzentrationen und -frachten müßten ebenfalls ereignisbezogen untersucht werden. Zusätzlich wäre eine weitergehende Quantifzierung der anthropogenen Stoffeinträge, wie z.B. durch Gülle auf den extensiv genutzten Weiden im Untersuchungsgebiet angezeigt. Schließlich könnte in der Brugga eine Drei-Komponentenseparation zur Beschreibung der Fließsysteme in Kombination mit den Ergebnissen der Stoffhaushaltsuntersuchung aufschlußreich sein.

Die gewonnen Erkenntnisse können zur Kalibrierung und Validierung von Gewässergütemodellen eingesetzt werden. Zudem ist es möglich, die Ergebnisse als Leitbild zur Bewertung von montan geprägten Einzugsgebieten im kristallinen Bereich Mitteleuropas anzuwenden.

An die Parametrisierung von Gewässergütemodellen stellen sich folgende Anforderungen:

Eine räumlich und zeitlich sehr hohe Auflösung der Eingangsdaten zum Niederschlag, Abfluß und Stoffhaushalt ist notwendig. Die hohe zeitliche Auflösung

der Eingangsdaten für die Modelle ergibt sich aus der notwendigen Simulation von Abflußganglinien, Abflußkomponenten, internen Stoffkreisläufen sowie den Stoff-Konzentrationsverläufen und Stofffrachten. Für eine gesicherte Parametrisierung sind Kartierungen und Bodenanalysen hinsichtlich der an den Nährstoffkreisläufen beteiligten Stoffkomponenten im Untersuchungsgebiet unerläßlich. Bei dem Einsatz eines Gewässergütemodells im Bruggagebiet sollte nach der Nierderschlags-Abfluß-Modellierung zunächst eine Simulation des konservativen Tracers Silikat durchgeführt werden, um eine schnelle Überprüfung der Eignung des angewendeten Modells zu gewährleisten.

In Abhängigkeit der Reaktionszeit der untersuchten Gewässer und Quellen auf Niederschlagsereignisse, kann die Probenahmefrequenz bei zukünftigen Untersuchungen der jeweiligen Prozeßdauer angepaßt werden.

LITERATUR:

Aldinger, E. (1987): Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen Nr. 19, 266 S.

Aurand, K. (1981): Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf. Erich Schmidt Verlag, Berlin; 269 S.

Baccini, P. und Bader, H.-P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt- Erfassung, Bewertung und Steuerung. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg; 420 S.

Barth, F. (1999): Guter ökologischer Zustand oberirdischer Gewässer – Anforderungen, Stand und Perspektiven.- In: 32te Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Aachen; Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 172; S. 7-11.

Bazemore, D.E., Eshleman, K.N., Hollenbeck, K.J. (1994): The role of soil water in stormflow generation in a forested headwater catchment: synthesis of natural tracer and hydrometric evidence. Journal Hydrology 162; S.47-75.

Biehler, D. (1995): Klufgrundwässer im kristallinen Grundgebirge des Schwarzwaldes- Ergebnisse von Untersuchungen in Stollen. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA), C22, Tübingen.

CEEP (1999): Scope Newsletter- Nutrients and eutrophication Management. CEEP (Centre Européen d'Etudes des Polyphosphat) in Bruxelles; 11 S.

Cryer, R. (1986): Atmospheric solute inputs- In: Trugdill, S.T. (Hrsg.): Solute Processes; Verlag John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto; S. 18-84.

Dansgaard, W. (1964): Stable isotopes in precipitation, Tellus 14; S. 436-468.

Demuth, S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 1. Universität Freiburg; S. 110-111.

Dyck, S. (1976): Angewandte Hydrologie Teil 1. Berechnung und Regelung des Durchflusses der Flüsse. VEB (Verlag für Bauwesen), Berlin.

DVWK (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer –Nähr- und Feststoffe. DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.), Vertrieb: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn; 129 S.

Evers, F.H. (1981): Ergebnisse ernährungskundlicher Erhebungen zur Tannenerkrankung in Baden-Württemberg. Forstwissenschafliches Zentralblatt 100.

Evers, F.H. (1985): Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Nadelwaldbeständen. Mitteilung Verband Forstlicher Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung 35; S. 31-36.

Feger, K.H., Martin, D. & Zöttl, H.W. (1995): Entwicklung der Gewässeracidität im Schwarzwald – sind depositionsbedingte Veränderungen erkennbar?- Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg. In: Naturwissenschaften Band 82, Springer-Verlag; S. 420-423.

Fezer, F. (1957): Eiszeitliche Erscheinungen im nördlichen Schwarzwald, 2.periglaziale Erscheinungen.-Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 87, Selbstverlag der Bundesansalt für Landeskunde, Remagen; S. 57-86.

Frey, M. (1998): Tracerhydrologische Untersuchungen im Bruggaeinzugsgebiet: Gase, Silikat und stabile Isotope. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht); 142 S.

Gächter, R. (1996): Dünger düngt den Sempachersee. -Forschungsbericht der EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasser Abwasser und Gewässerschutz), Agrar Forschung 3; S. 329-332.

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (1967): Geologische Karte von Baden-Württemberg 1:25000- Erläuterungen zu Blatt 8013 Freiburg von R. Hüttner und W. Wimmenauer, Stuttgart; 159 S.

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg.) (1996): Geologischen Karte von Baden-Württemberg 1:50000- Freiburg im Breisgau und Umgebung mit Erläuterungen; 3te ergänzte Auflage, Stuttgart; 363 S.

Gregor, H.-D. (Hrsg.) & Nagel, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen -Critical Loads & Levels. -Ein Internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik-Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York; 255 S.

Haines, T.S. & Lloyd, J.W. (1985): Controls on silicea in groundwater environments in the United Kingdom. Journal Hydrology 81, 277-295 S.

Hamm, A. (1991): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag St. Augustin; 830 S.

Hädrich, F. & Stahr, K. (1992): Die Böden in der Umgebung von Freiburg i. Br. In: Mäckel, R. & Metz, B. (1997): Schwarzwald und Oberrheintiefland, Freiburger Geographische Hefte, Heft 36, Universität Freiburg, Institut für physische Geographie, Freiburg; S. 137-211.

Heim, D. (1990): Tone und Tonminerale. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Hellmann, H. (1986): Analytik von Oberflächengewässern. Georg Thieme Verlag, Stuttgart; 225 S.

Hellmann, H. (1999): Qualitative Hydrologie- Wasserbeschaffeenheit und Stoff-Flüsse. Lehrbuch der Hydrologie, Band 2; Gebrüder Bornträger Verlag, Berlin.

Hildebrand, E.E. (1994): Der Waldboden – ein konstanter Produktionsfaktor? Allgemeine Forstzeitschrift 49/2; S.99-104.

Hildebrand, E.E. (1996): Warum müssen wir Waldböden kalken? Agrarforschung in Baden-Württemberg, Band 26, S. 53-65.

Hildebrand, A. (1996): Abflußganglinienseparation im Einzugsgebiet der Brugga (Südschwarzwald) mit stabilen Isotopen und hydrochemischen Tracern im Frühjahr 1996. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht); 84 S.

Himmelsbach, T. (1993): Untersuchungen von Wasser und Stofftransportverhalten von Störungszonen im Grundgebirge (Albtalgranit, Südschwarzwald). Schriften Angewandte Geologie Karlsruhe, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe.

Hulpke, H., Hartkamp, H. und Tölg, G. (1986): Analytische Chemie für die Praxis. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

Hütter, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. –Laborbücher der Chemie, Otto Salle Verlag, Frankfurt; 515 S.

IAEA (1995): Reference and intercomparison materials for stable isotops of light elements. IAEA (International Atomic Energy Agency), IAEA-TECDOC-825, Wien.

Kennedy, V.C. (1971): Silica variations in stream water with time and stream water. Advances in chemistry series, 106, American Chemical Society; S. 106-130.

Kiese, R. (1999): Anwendung des Wasserhaushalts- und Gewässergütemodells NPSM im Brugga-Einzugsgebiet. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg (unveröffentlicht); 137 S.

Klopp, R. (1986): Über die Ermittlung von Frachten in Fließgewässern. Vom Wasser, Band 66; S. 149-158.

Lamparski, F. (1985): Der Einfluß der Regenwurmart Lumbricus badensis auf Waldböden im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 15.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1997): Nationale Gewässerschutzkonzeption. –Aktuelle Schwerpunkte- Beschluß der 107ten LAWA-Vollversammlung am 20.06.1999 Leibundgut, C. & Uhlenbrook, S. (1997): Abflußbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen. Zeitschrift Wasser & Boden, 49 Jahrgang. S. 13-20.

Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) (1998): Regionale Bachtypen in Baden-Württemberg -Arbeitsweisen und exemplarische Ergebnisse an Keuper- und Gneisbächen. Handbuch Wasser 2, Band 41; 273 S.

Liehl, E. (1988): Oberflächenformen und Landschaftsgeschichte. Breisgau-Hochschwarzwald, Schillinger Verlag, Freiburg; S. 13-147.

Lindenlaub, Martin (1998): Abflußkomponenten und Herkunftsräume im Einzugsgebiet der Brugga. Dissertation, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg; 121 S.

Matthess, G. & Pekdeger, A. (1980): Chemisch-biochemische Umsetzungen bei der Grundwasserneubildung. Gas- und Wasserfach, Band 121; S. 214-219.

Mehlhorn, Jens (1998): Verwendung von tracerhydrologischen Ansätzen in der Niederschlags-Abfluß-Modellierung. Dissertation, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg; 149 S.

Maus, H.-J. & Stahr, K. (1977): Auftreten und Verbreitung von Lößlehmbeimengungen in periglazialen Schuttdecken des Schwarzwaldwestabfalls. Catena 3.

MERCK (1997): Die Untersuchung von Wasser. Darmstadt; Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim; 465 S.

Meyer, B. & Stiegmann, J. (1989): Sickerung von Wasser und dispersiver Transport nicht sorbierbarer Solute in Ackerkrumme und Unterböden von Sandböden. – Mitteilung Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 49/1; S. 205-210.

Moser, H. & Rauert, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrogeologie. –Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 8, Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin und Stuttgart.

Peter, M. (1988): Zum Einfluß der Abflußkomponenten Q_0 , Q_1 , Q_G auf den Stofftransport von Wasserläufen aus Einzugsgebieten verschiedener Bodennutzung in Mittelgebirgen mit speziellen hydromorphen Verhältnissen. Dissertation an der Universität Gießen.

Press, F. & Siever, R. (1995): Allgemeine Geologie. -Eine Einführung- Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin und Oxford; 602 S.

Raderschall, R. (1994): Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte. Berichte aus der Agrarwirtschaft, Shaker Verlag Aachen; 152 S.

RP Freiburg, (1997): Gewässerentwicklungskonzept "Brugga". Bearbeitung: Gesellschaft für Hydrologie und Geowissenschaften; 153 S.

Rehfuess, K. E. (1981): Über die Wirkung saurer Niederschläge in Waldökosystemen. Fortwissenschaftliches Zentralblatt 100. S. 353-400.

Rehfuess, K. E. (1990): Waldböden-Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studientexte 29, Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin; 294 S.

Ries, J. (1992): Exkursion zu den Skitouristisch bedingten Landschaftsschäden am Schauinsland. In: Mäckel, R. & Metz, B. (1997): Schwarzwald und Oberrheintiefland, Freiburger Geographische Hefte, Heft 36, Institut für Physische Geographie, Universität Freiburg, S. 309-322.

Ruhe, C. (1997): Modellgestützte Bilanzierung von Stoffströmen in unter- und oberirdischen Gewässern eines Flußgebietes.

Rump, H. H. (1998): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. –3te völlig überarbeitete Auflage- Wiley-Verlag, Weinheim; 232 S.

Schneider, P. (1998): Konzepte zur Beschreibung und Bewertung der ökohydrologischen Qualität von Fließgewässerökosystemen. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg; 133 S.

Schütt, B. (1993): Der Stoffhaushalt der Kall/Nordeifel- Untersuchungen zum Wasserhaushalt, Schwebstoffhaushalt und Haushalt der gelösten Stoffe in einem Flußeinzugsgebiet auf silikatischen Gesteinen. Geographisches Institut der RWTH Aachen im Selbstverlag, Heft 27; 378 S.

Schwegler, M. (1995): Klassifizierung von Quellen nach Hydrochemie und Herkunftsräumen im Einzugsgebiet der Brugga (Südschwarzwald), Institut für Hydrologie an der Universität Freiburg; 82 S.

Schwertmann, U., Vogel, W. & Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser-Vorhersage des Abtrags und Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.

Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie.-7te vollständig überarbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart und Jena; 374 S.

Sauter, K. (1967): Beiträge zur Hydrogeologie der näheren Umgebung von Freiburg im Breisgau. Mitteilungen badischer Landesvervand Naturkunde und Naturschutz.

Selent, K.-D. und Gruppe, A.(1998): Die Probenahme von Wasser –Ein Handbuch für die Praxis. R. Oldenbourg Verlag GmbH, München; 242 S.

Sjösten, A. & Blomqvist, S. (1996): Technical Note- Influence of phosphate concentration and reaction temperature when using the molybdenum blue method for determination of phosphate in water. Wat. Res. Vol.31, No.7; S. 1818-1823.

Sklash, M.G. & Farvolden, R.N. (1979): The role of Groundwater in storm runoff. Journal Hydrology 43; S. 45-65.

Stahr, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für die Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundliche Abhandlung, 9, Freiburg; 273 S.

Stober, I. (1995): Die Wasserführung des kristallinen Grundgebirges. Ferdinand-Enke-Verlag, Stuttgart; 191 S.

Schwegler, M. (1995): Klassifizierung von Quellen nach Hydrochemie und Herkunftsräumen im Einzugsgebiet der Brugga (Südschwarzwald).- Diplomarbeit Professur für Hydrologie der Universität Freiburg, Universität Freiburg; 82 S.

Symader, W. (1984): Raumzeitliches Verhalten gelöster und suspendierter Schwermetalle – Eine Untersuchung zum Stofftransport in Gewässern der Nordeifel und Niederrheinischen Bucht. Franz Steiner Verlag GmbH, Wiesbaden; 174 S.

Symader, W. (1988): Spektralanalytische Betrachtungen der zeitlichen Varianz von Gewässerbeschaffenheitsgrößen. Vom Wasser, Band 70; S. 79-92.

Symader, W. (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung. Vom Wasser, Band 71; S. 145-161.

Symader, W. (1993): Die Konzentration-Abfluß-Beziehung – Funktion oder statistische Abhängigkeit? Vom Wasser, Band 80; S. 47-57.

Symader, W. (1994): Die Bedeutung der Probenahmestrategie für eine Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern. Vom Wasser, Band 82; S. 67-77.

Trenkle, H. & Rudloff, H.V. (1988): Das Klima im Schwarzwald. In: Liehl, E. & Sick, W.D. (1999): Der Schwarzwald, Beiträge zur Landeskunde. Veröffentlichungen des Alemanischen Instituts Freiburg, Konkordia Verlag, Bühl/Baden.

UBA (1994): Umweltqualitätsziele, -kriterien und -standards, eine Bestandsaufnahme. Texte 64/94 des UBA (Umweltbundesamt).

Uhlenbrook, S. (1999): Untersuchung und Modellierung der Abflußbildung in einem mesoskaligen Einzugsgebiet. Dissertation, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg; 193 S.

Ulrich, B., Mayer, R. & Khanna, R.K. (1981): Depositon von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen des Solling. –2te Auflage Schriftenreihe

aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 58 S.

Urich, E. (1999): Untersuchung des Stoffhaushaltes eines Schwarzwaldeinzugsgebietes unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie, Universität Freiburg; 105 S.

UBA (Hrsg.) (o.J.): Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg. Hochwasserabflüsse in B.-W., Bodensee und Rheingebiet, Maingebiet.

Wels, C., Taylor, C. H.:, Cornett, R.J. (1991): Streamflow generation in a headwater basin on the precambrian shield. Hydrological Processes 5; S. 185-199.

Wentzel, K.F. (1982): Ursachen des Waldsterbens in Mitteleuropa. Allgemeine Forstzeitschrift 45.

Von Wilpert, K. & Hildebrand, E.E. (1994): Stoffeintrag und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. Forst und Holz 21; S. 629-632.

Von Zezschwitz, E. (1982): Akute Bodenversauerung in den Kammlagen des Rothaargebirges. Der Forst- und Holzwirt Nr. 10; S. 275-276.

Zöttl, H.W., Feger, K.-H. & Brahmer, G. (1986): Versauerung und Schwermetalleintrag in Seen des Schwarzwaldes. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg; 18 S.

Zöttl, H.W. (Hrsg.), Raspe, S. & Feger, K.-H. (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen atmogenen Einträgen von und Restabilisierungsmaßnahmen auf Wasser-Stoffhaushalt den und von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG: 532 S.