

Institut für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Martin Rieser

**Experimentelle Untersuchungen zur
immissionsorientierten Bewertung der Wirkung von
Niederschlagswassereinleitungen auf ein urbanes
Gewässer am Beispiel der Dreisam im Stadtgebiet von
Freiburg**

Referent: Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Koreferent: Dr. S. Uhlenbrook

Diplomarbeit unter der Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Freiburg im Br., Oktober 2002

Institut für Hydrologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Martin Rieser

**Experimentelle Untersuchungen zur
immissionsorientierten Bewertung der Wirkung von
Niederschlagswassereinleitungen auf ein urbanes
Gewässer am Beispiel der Dreisam im Stadtgebiet von
Freiburg**



Diplomarbeit unter der Leitung von Prof. Dr. Ch. Leibundgut

Freiburg im Br., Oktober 2002

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich herzlich bedanken bei:

Der BADENOVA-Freiburg für die Bereitstellung der Niederschlagsdaten und der Daten

Dem Ingenieurbüro Ernst + Co, Beratende Ingenieure GmbH, Freiburg für die freundliche Unterstützung

Der Stadt Freiburg, Eigenbetrieb Stadtentwässerung für die Bereitstellung der Gewässergütedaten Untersuchungen der Jahre 1998/1999

Sowie allen , die in irgendeiner Weise zum Gelingen dieser Diplomarbeit beigetragen haben

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	III
Verzeichnis der Tabellen	VI
Zusammenfassung	VII
Extended summary	IX

1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Zielsetzung	1
1.2 Theoretische Grundlagen.....	2
1.2.1 Emissions- und Immissionsprinzip des Gewässerschutzes	2
1.2.2 Abwasserbehandlung in der BRD – Stand der Technik	3
1.2.3 Gewässerökologische Schäden durch Entlastungsabflüsse der Mischwas- serkanalisation.....	5
1.2.4 Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern.....	8
1.2.4.1 Allgemeine Kenngrößen.....	9
1.2.4.1.1 Wassertemperatur	9
1.2.4.1.2 pH-Wert	10
1.2.4.1.3 Elektrische Leitfähigkeit.....	11
1.2.4.1.4 Sauerstoff	12
1.2.4.2 Mineralstoffe	13
1.2.3.4 Nährstoffe	14

2 Das Untersuchungsgebiet	18
2.1 Naturräumliche Lage und Topographie	18
2.2 Geologie	18
2.3 Klima und Hydrologie	19
2.4 Biologische und chemische Gewässergüte der Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg.....	21
2.5 Gewässerstrukturgüte der Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg.....	25
2.6 Landnutzung	26
2.7 Messnetzkonzeption.....	27

3 Methodik.....	30
3.1 Feldmethoden.....	30
3.1.1 Probenahme	30
3.1.2 Messung der in-situ Parameter	31
3.1.3 Installation der Multisonden.....	32
3.1.4 Abflussmessung.....	33
3.1.5 Ermittlung des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation.....	35
3.1.6 Niederschlagsmessung	37
3.2 Laboranalysen.....	37
3.2.1 Ammoniumanalyse	37
3.2.2 Biochemischer Sauerstoffbedarf	39
3.2.3 Chemischer Sauerstoffbedarf	40
3.2.4 Bestimmung der Haptionen.....	41
4 Ergebnisse und Diskussion.....	44
4.1 Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum	44
4.1.1 Abflussverhalten der Dreisam im Untersuchungszeitraum.....	48
4.2 Ergebnisse der Routinebeprobungen.....	50
4.2.1 Physikalische und chemische Parameter.....	50
4.2.1.1 Elektrische Leitfähigkeit	50
4.2.1.2 pH-Wert	50
4.2.1.3 Sauerstoff und Biochemischer Sauerstoffbedarf.....	52
4.3 Haptionen	53
4.3.1 Anionen	53
4.3.2 Kationen	58
4.4 Diskussion.....	61
4.5 Fazit	66
4.6 Ergebnisse der Ereignisbeprobungen.....	67
4.6.1 Ereignis 09.05.2002	67
4.6.2 Ereignis 04.06.2002	71
4.6.3 Ereignis 06.06.2002	75
4.7 Diskussion.....	80
4.8 Fazit	84
5 Schlussfolgerungen und Ausblick.....	86
6 Literaturverzeichnis	88
Anhang	91

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1.1: Sauerstoffbilanz in stehenden und fließenden Gewässern (BAUR 1998)	13
Abb. 1.2: Stickstoffkreislauf in Gewässern (KALBE 1997)	15
Abb. 1.3: Anteil der NH_3 -Konzentration vom analysierten NH_4^+ -N-Gehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur (DVWK 1993)	16
Abb. 2.1: Abflussregime ($\text{MQ}_{\text{Mon}}/\text{MQ}_{\text{Jahr}}$) der Dreisam am Pegel Ebnet (Periode 1941- 1996)	21
Abb. 3.1: Multisonde am Standort Betzenhausen	34
Abb. 3.2: Wasserstands – Abfluss Beziehung der Dreisam am Messpunkt Betzenhausen (R7) mit MQ am Pegel Ebnet (R1) der Periode 1941-1996)	36
Abb. 3.3: CAPACITY ROD am Entlastungsbauwerk (MW2) der Mischwasserkanalisation	37
Abb. 3.4: Eichbeziehung der Ammoniumanalyse	40
Abb. 4.1: Abweichungen der Monatsmitteltemperaturen und der Monatsniederschläge der Station Freiburg i. Br. vom langjährigen Mittel der Klimaperiode 1961-1990 (Daten DWD 2002)	48
Abb. 4.2: Abfluss der Dreisam am Standort Ebnet (R1) mit MQ der Periode 1941-1996 .	49
Abb. 4.3: Abfluss, Temperatur und pH-Wert an den Untersuchungsstandorten R1 und R7 im Zeitraum vom 02.04.2002 bis 30.04.2002	51
Abb. 4.4: Prozentuale Zusammensetzung der anionischen Hauptbestandteile Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und HCO_3^- an den Routinemessstellen R1 bis R7 im Zeitraum 25.02.2002- 01.06.2002	54
Abb. 4.5: Chlorid (Cl^-)-Konzentrationen [mg/l] an den Messstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.02-01.06.02	55
Abb. 4.6: Nitrat (NO_3^-)-Konzentrationen [mg/l] an den Messstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.03-01.06.02	56
Abb. 4.7: Sulfat (SO_4^{2-})-Konzentrationen [mg/l] an den Messstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002	57
Abb. 4.8: Prozentuale Zusammensetzung der kationischen Hauptbestandteile Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} an den Routinemessstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002	58
Abb. 4.9: Konzentrationen von Natrium (Na^+) und Kalium (K^+) an den Messstellen R1- R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.02-01.06.02	60

Abb. 4.10: Konzentrationen von Calcium (Ca^{2+}) und Magnesium (Mg^{2+}) an den Messstellen R1-R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.02-01.06.02.....	61
Abb. 4.11: Starke Algenentwicklung in der Dreisam unterhalb der Ochsenbrücke am 11.04.2002 (linke Seite) und algenfreie Gewässersohle am 17.05.2002 (rechte Seite).....	64
Abb. 4.12: Abfluss der Dreisam an den Standorten Ebnet (R1) und Betzenhausen (R7) im Zeitraum vom 18.03.2002 bis 19.05.2002.....	65
Abb. 4.13: Entlastungshöhe [cm] der Mischwasserkanalisation an den Entlastungsbauwerken MW 1 und MW 2, sowie Niederschlagsintensität I_N [mm/h] an den Niederschlagsstationen N-2 bis N6.....	68
Abb. 4.14: Konzentration der Kationen Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} und NH_4^+ des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-2 und in der Dreisam am 09.05.2002 Probe	69
Abb. 4.15: Konzentration der Anionen Cl^- , NO_3^- SO_4^- des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-2 und in der Dreisam am 09.05.2002	70
Abb. 4.16: Sauerstoffkonzentration (O_2) und Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_5) des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-2 und in der Dreisam am 09.05.2002.....	71
Abb. 4.17: Räumliche Verteilung der Niederschlagsintensitäten I_N [mm/5min] des Niederschlagsereignisses vom 04.06.2002 im Zeitraum von 03 ²⁵ Uhr bis 04 ⁰⁰ Uhr	72
Abb. 4.18: Abfluss an den Messstellen Ebnet (Q-R1) und Betzenhausen (Q-R7), Entlastungshöhe der Mischwasserbauwerke (MW-1, MW-2) und Niederschlagsintensität [mm/h] der Niederschlagsstationen am 04.06.2002	73
Abb. 4.19: Auskolkung der Gewässersohle im Auslauf der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 am 05.06.2002	74
Abb. 4.20: Niederschlagsintensitäten I_N [mm/h] der Niederschlagsstationen N-2, N-4, N-5, N-6, N-8 und N-8 am 06.06.02 im Zeitraum von 15 ⁰⁰ Uhr bis 18 ⁰⁰ Uhr	75
Abb. 4.21: Entlastungsereignis der Mischwasserkanalisation in die Dreisam am 06.06.02, aufgenommen im Zeitraum von 16 ³⁰ Uhr bis 17 ³⁰ Uhr am Entlastungsbauwerk MW-1	76
Abb. 4.22: Konzentration [mg/l] der Kationen im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb und unterhalb am 06.06.2002	77
Abb. 4.23: Konzentration [mg/l] der Anionen im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb (DR_ob) und unterhalb (DR_unt) am 06.06.2002.....	78

Abb. 4.24: Sauerstoffkonzentration (O ₂), Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅) und Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb und unterhalb am 06.06.2002	79
Abb. 4.25: Keimzahlen im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb und unterhalb am 06.06.2002	80
Abb. 4.26 : Entlastungsbauwerk der Mischwasserkanalisation nach dem Entlastungsereignis vom 04.06.02, aufgenommen am 05.06.2002 15 ⁰⁰ Uhr	84
Abb. A1: Karte des geologischen Untergrundes der Freiburger Fließgewässer (Quelle: STADT FREIBURG 1998)	91
Abb. A2: Messnetz der Routine- und Ereignisbeprobung.....	92

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1.1: Systematische Zusammenfassung des ökologischen Gefährdungspotentials von Niederschlagswassereinleitungen (BWK 1999, verändert nach: BORCHARDT 1991)	6
Tab. 1.2: Gefährdungspotential von Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der Gewässerempfindlichkeit, (Quelle: BWK 1999)	8
Tab. 2.1: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Pegel im Dreisameinzugsgebiet (Quelle: LFU 2000)	21
Tab. 2.2: Zuordnung der Gewässergüteklassen anhand der Saprobität und chemischer Kennwerte (Quelle: LAWA 1991)	22
Tab. 2.3: Parameter zur Berechnung des WAXFLI (Quelle: STADT FREIBURG 2002)	25
Tab. 2.4: Landnutzung im Dreisameinzugsgebiet und der Teileinzugsgebiete (Quelle: OTT 2002)	27
Tab. 2.5.: Landnutzung im Stadtgebiet von Freiburg (Quelle: Ernst & Co 2002)	27
Tab. 2.6: Untersuchungsstandorte der Routinebeprobung an der Dreisam	28
Tab. 3.1: Fehlerbereich der Ammoniumanalyse	40
Tab. 3.2: Fehlerbereiche der Haptionenanalyse	44
Tab. 4.1: Minimale, Maximale und Mittlere [%], Sauerstoffkonzentration [mg/l], Sauerstoffsättigung und BSB ₅ -Werte [mg/l] an den Messstellen R1-R7 im Zeitraum 04.04.2002 bis 01.06.2002	52
Tab. 4.2: Minimum, Maximum und Mittelwert der anionischen Hauptbestandteile Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ und HCO ₃ ⁻ an den Routinemessstellen R-1 bis R-7	54
Tab. 4.3: Minimum, Maximum und Mittelwert der Anteilsmäßigen Zusammensetzung der kationischen Hauptbestandteile Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ und Ca ²⁺ an den Routinemessstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002	59

Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es im Rahmen des DFG-Bündelprojektes „Abflussbildung und Einzugsgebietsmodellierung“ und des BWK-Projektes Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen die Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen auf die Dreisam immissionsorientiert durch quantitative und qualitative Messungen experimentell zu untersuchen.

Das Einzugsgebiet der Dreisam bis zum Pegel Ebnet besitzt eine Ausdehnung von 257 km². Durch die Lage am Westrand des südlichen Schwarzwaldes weist es ein ausgeprägtes Relief mit tief eingeschnittenen Tälern auf. Neben kristallinem Grundgebirge in den Hanglagen finden sich in den Tallagen mächtige holozäne Schuttablagerungen.

Der Schwerpunkt der Untersuchung liegt jedoch auf der Beeinflussung der Dreisam durch das Stadtgebiet von Freiburg. In diesem Bereich ist das Gewässer im Hinblick auf seine Strukturgüte stark anthropogen verändert, aber weist dennoch im Mittel eine biologische Gewässergüte der Klasse II und eine sehr gute chemische Gewässergüte auf. Das Stadtgebiet von Freiburg erstreckt sich über eine Fläche von 47,1 km², wovon über 40 % versiegelt sind. Weiterhin befinden sich an der Dreisam innerhalb der untersuchten Gewässerstrecke vier Entlastungsbauwerke der Mischwasserkanalisation.

Zur Klärung der Fragestellung wurde ein Messnetz aus einzelnen Probenahmepunkten an der Dreisam erarbeitet, an denen Routinemessungen und mehrere Ereignisbeprobungen durchgeführt wurden. Der Einfluss des Stadtgebietes auf die Dreisam ohne Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation wurde in der Routinebeprobung an insgesamt sieben Messstandorten erfasst, wobei die Referenzpunkte Ebnet und Betzenhausen die Situation vor bzw. nach Durchfließen des Stadtgebietes beschreiben. Im Gegensatz dazu wurde die Beeinflussung im Entlastungsfall durch gezielte Ereignisbeprobungen der Entlastungsabflüsse dokumentiert.

An den Messpunkten wurden die Parameter Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff in-situ gemessen. In anschließenden Laboranalysen wurden zusätzlich Ammonium, Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf und die Haptionen bestimmt. Ergänzend erfolgte eine Erfassung der Abflüsse an den Referenzstandorten Ebnet und Betzenhausen mittels installierter Multisonden und der Entlastungshöhe der Mischwasserkanalisation über Drucksonden. Daten von insgesamt 8 Niederschlagsstationen im Stadtgebiet von Freiburg wurden vom Ingenieurbüro Ernst & Co. zur Verfügung gestellt.

Die Routinebeprobung zeigte den überwiegenden Einfluss der geologischen Ausstattung des Einzugsgebietes gegenüber einer geringen Belastung innerhalb des Stadtgebietes, was sich in geringen Unterschieden der Einzelkomponenten und der daraus resultierenden Ionensummen an den Referenzpunkten zeigt. Die Belastung mit organisch abbaubaren Stoffen war im Untersuchungszeitraum gering und die Sauerstoffversorgung sehr gut. Zwar ist der

hydrochemische Gewässertyp der Dreisam mit geringem Puffervermögen besonders anfällig gegenüber Stoffeinträgen und reagiert sehr sensibel auf Veränderungen des gewässerchemischen Milieus, aber während der Untersuchung konnte ohne Entlastung kein maßgeblicher Einfluss des Stadtgebietes auf die Wasserqualität festgestellt werden.

Im Gegensatz dazu ergaben die durchgeführten Ereignisbeprobungen eine erhebliche stoffliche und hydraulische Belastung der Dreisam im Entlastungsfall der Mischwasserkanalisation. Derartige Entlastungsereignisse werden durch kurze und lokal begrenzte konvektive Niederschlagsereignisse hervorgerufen. Der Nachweis der hydraulischen Belastung erfolgte anhand der Steigung der Hochwasserwelle. Die stoffliche Belastung manifestiert sich über den hohen biochemischen und chemischen Sauerstoffbedarf, die Ammoniumkonzentration sowie die Keimzählerhöhung.

Die Ergebnisse dieser Arbeit belegen deutlich das ökologische Gefährdungspotential von Niederschlagswassereinleitungen aus der Mischwasserkanalisation auf die anthropogen gering vorbelastete Dreisam. Unter Einbeziehung dieser oft vernachlässigten Aspekte der Gewässerbelastung können Konzepte für einen nachhaltigen Gewässerschutz entwickelt werden.

Stichworte:

Regenüberläufe der Mischwasserkanalisation
Hydraulischer Stress
Gewässerschutz

Chemische Belastungen
Makrozoobenthos

Extended summary

The aim of the following paper was to examine the effects of urban stormwater runoff on the Dreisam with quantitative and qualitative measurements. The thesis is part of the DFG-project “Runoff generation and catchment modelling” and the BWK-project “Ableitung von immisionsorientierten Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen”.

The Dreisam basin as far as the gauging station Ebnet has a size of 257 km². Because of the location at the western boundary of the black forest it has a distinctive relief with deep valleys. The hilly areas consist of crystalline bedrock while the valley bottoms are filled with deep Quaternary deposits.

The main focus of the examination lies on the impact of the urban area of Freiburg on the Dreisam. In this area the river is extremely modified by humans, but in average the biological and chemical water quality is very good. The urban area of Freiburg has a size of 47 km² whereof 40 % are sealed. Further on, four combined sewer systems are situated along the examined river zone.

To answer the problem a measurement concept with different gauging points along the Dreisam was developed where routine measurements and event samples were taken. The impact of the urban area on the Dreisam without stormwater discharge from combined sewer systems was recorded at seven gauging points in the routine sampling. The reference points Ebnet and Betzenhausen describe the situation before and after the flowing through the urban area. The impact of the discharge from the combined sewer systems was examined with specific event sampling.

At the gauging points the parameters temperature, pH, electrical conductivity and oxygen was measured in-situ. Ammonium, biological and chemical oxygen demand and main ions were determined in the laboratory. Complementary, the discharge was measured at the reference points Ebnet and Betzenhausen and at the combined sewer systems. The rainfall data at eight gauging stations were offered from the Consulting office Ernst & Co.

The routine sampling showed the main influence of the geological situation of the catchment whereas the load from the urban area is low. This is approved by the single quality components and the sum of all ions. The load with bio-degradable substances was very low during the sampling period and the oxygen supply was very good. Although the hydrochemical type of the Dreisam with low puffer capacity is very fragile against material input and reacts very sensitive on modifications of the chemical circumstances, during the examination there was no representative impact of the urban area on the water quality without stormwater discharge from combined sewer systems.

In contrary, the event sampling resulted in a great material and hydraulic load. These stormwater events from combined sewer systems were caused by short and spatially ... convective rainstorm events. The proof for the hydraulic load was given by the slope of the

peak of the flood wave. The material load was manifested by the high biochemical and chemical oxygen demand, the ammonium concentration and the high bacteria amount.

The results of this study showed the assessment of the ecological impact of stormwater discharge of combined sewer systems on the slightly loaded Dreisam. Under consideration of these neglected aspects of the water pollution concepts for a sustainable water protection can be developed.

Keywords:

stormwater discharge from combined sewer systems

hydraulic stress

water protection

chemical pollution

macrozoobenthos

1 Einleitung

Wasser ist Lebensgrundlage für Pflanze, Tier und Mensch. Sein Vorkommen weist den Menschen ihren Lebens- und Siedlungsraum zu (STADT FREIBURG 1989). Die überwiegende Zahl der Fließgewässer in Mitteleuropa unterliegt einerseits vielfältigen anthropogenen Nutzungen und andererseits berechtigten ökologischen Ansprüchen. Fließgewässer haben neben ihrer Transportfunktion der Wasserableitung bereits frühzeitig die Funktion des Stofftransportes und der Stoffableitung erhalten, und in allen Siedlungsgebieten wurden bzw. werden auch heute noch in der Regel lösliche Abfallstoffe in die Gewässer eingetragen. Die Folgen der Beanspruchung der Fließgewässer als Transportmedium menschlicher Abfallstoffe zeigten sich schon bald in Form der Verminderung der Wasserqualität. Anthropogene Belastungen der Fließgewässer gab es schon bis zu einem gewissen Ausmaß seit Bestehen der Menschheit, wobei sich der Grad der Verunreinigung als marginal darstellte. Mit Beginn des Mittelalters, einer Epoche der „Hygienischen Dekadenz“, traten jedoch erstmalig ernste Folgen der sukzessiven Gewässerverunreinigungen in Form von katastrophalen Epidemien, ausgelöst durch den Gebrauch von mit Siedlungsabwässern belastetem Flusswasser, offen zu Tage. Dennoch erreichte die Gewässerbelastung bei weitem nicht das Ausmaß des modernen Industriezeitalters.

1.1 Problemstellung und Zielsetzung

Die Diplomarbeit ist Teil des DFG-Bündelprojekt „Abflussbildung und Einzugsgebietsmodellierung“, sowie des BWK-Projektes „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen“.

Im DFG-Projekt wird versucht, die Niederschlag-Abfluss-Modellierung mit Hilfe von verschiedenen experimentellen Verfahren zu verbessern, um somit die Basis für eine verbesserte prozessorientierte Modellierung bereitzustellen. Das Ziel des BWK-Projektes ist es, vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen auf urbane Fließgewässer immissionsorientiert, d.h. im Hinblick auf die Wirkung im Gewässer, zu bestimmen und zu bewerten. Zu diesem Zweck und zur Charakterisierung und Beurteilung des Gewässerzustandes sind quantitative und qualitative Untersuchungen nötig, um aufbauend auf diesen Erkenntnissen Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen praxistauglich festzulegen. Diese sollen bei der Planung wasserbaulicher Maßnahmen als Richtlinien gelten, um neben wirtschaftlichen und sozialen Aspekten auch die ökologischen Folgen anthropogener Eingriffe berücksichtigen.

In den letzten Jahren zeigte sich, dass nach Verminderung der kontinuierlichen Abwasserbelastung andere, bisher nur wenig beachtete Einflüsse Gewässer erheblich beeinträchtigen können. Zu ihnen zählen Niederschlagswassereinleitungen durch Überläufe

der Mischwasser- oder Niederschlagswassereinleitungen der Trennkanalisation (SCHMIDT 2000). Sie schlagen zum Schutz des Kanalsystems und der Kläranlagen bei (Stark-) Niederschlagsereignissen verdünntes Abwasser in nahegelegene Vorfluter, häufig kleine Fließgewässer ab. Hierbei werden sehr hohe Wassermengen und Schmutzfrachten in kürzester Zeit stoßartig in das Gewässer eingetragen und führen zu einer plötzlichen Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten und des Abflusses, verbunden mit einer deutlichen Änderung der chemischen Wasserqualität.

Es existieren bereits zahlreiche Erkenntnisse über die hydrologischen Gegebenheiten im Dreisameinzugsgebiet. Im Gegensatz dazu ist aber über die Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen und speziell über die chemische Zusammensetzung der eingeleiteten Wässer wenig bekannt.

Das Ziel dieser Arbeit ist es, aufbauend auf den bisherigen Untersuchungen, den Einfluss eines urbanen Gebietes, der Stadt Freiburg, auf ein oberirdisches Gewässer, die Dreisam, durch qualitative und quantitative experimentelle Messungen zu untersuchen, wobei der Schwerpunkt dieser Arbeit eindeutig auf der qualitativen Seite angesiedelt ist. Die oben genannten Ziele sollen durch die Installation eines Messnetzes im Untersuchungsgebiet erreicht werden, um mit dessen Hilfe zum einen die natürliche Dynamik der untersuchten Parameter durch Routinemessungen zu erfassen, sowie den Einfluss des Stadtgebietes von Freiburg auf die Dreisam in Zeiten ohne Niederschlagswassereinleitungen zu untersuchen. Zum anderen sollen durch Ereignisbeprobungen die Wirkung von Niederschlagswassereinleitungen und den damit verbundenen Grad der Beeinflussung der Stadt Freiburg auf das Fließgewässer Dreisam immissionsorientiert beschrieben und bewertet werden.

1.2 Theoretische Grundlagen

1.2.1 Emissions - und Immissionsprinzip des Gewässerschutzes

Die Strategie des Gewässerschutzes kann nach dem Emissions- oder Immissionsprinzip erfolgen. Das **Emissionsprinzip** geht von einer **Begrenzung der direkten Einträge** aus und ist somit leicht umzusetzen. Es können für jeden Einleiter gesetzliche Anforderungen festgelegt werden bezüglich der erlaubten Einleitungen auch unter Berücksichtigung des Standes der Technik. Die Bestimmung der Fracht eines Schadstoffes ist möglich, und die

Frachtreduzierung kann ein wirksames Instrument des Umweltmanagments sein. Die Schwächen dieser Verfahrensweise liegen darin begründet, dass die Belastbarkeit der aufnehmenden Gewässer unberücksichtigt bleibt und nicht zwischen sensiblen und unempfindlichen Gewässertypen unterschieden wird.

Das **Immissionsprinzip** geht von einer Begrenzung der Schadstoffkonzentrationen und deren **Wirkung im Gewässer** aus. Hierzu ist eine umfangreiche Kenntnis der Gewässerökosysteme notwendig, um Konzentrationen, Wirkungen und Belastungsgrenzen zu ermitteln. Die Bestimmung der Fracht im Gewässer ist schwierig und meist mit großen methodischen Fehlern behaftet. Bei der Frachtbestimmung muss letztendlich auch die Schadstoffretention in den Sedimenten eines Flusses, sowie in den Auen erfasst und quantifiziert werden. Die Immissionsbewertung führt in der Regel zu einem Einleiterbonus, d.h. die Belastungsgrenzen der Gewässer können ausgeschöpft werden. Die in den verschiedenen Ländern eingesetzten Strategien des Gewässerschutzes sind unterschiedlich, in der Bundesrepublik gilt für den Grundwasser- und den Bodenschutz das Emissionsprinzip, für den Gewässerschutz wird das Immissionsprinzip angewendet.

Die Immissionsbewertung für aquatische Ökosysteme ist aufwendig, da die Belastungsgrenzen der Systeme quantifiziert und der Ist-Zustand der Belastung erfasst werden muss. Die Beeinträchtigungen vieler Gewässer ergeben sich heute allerdings nicht durch akut toxische Stoffe, sondern es treten subletale und chronisch wirksam werdende Effekte auf, die sich z.B. in der Sukzession der Arten als natürliche Artenfolge im Jahresverlauf oder der Chorologie (Verbreitungsmuster der Arten) manifestieren. Auch genotoxisch wirkende Verbindungen können in den Gewässern nachgewiesen werden; bei diesen Verbindungen ist die Anwendung des Immissionsprinzips schwierig, da eine Festlegung von Belastungsgrenzen nicht möglich ist. Derart wirkende Stoffen können in der Regel nicht als NOEC (no observed effect concentration) angegeben werden. Somit können für diese Substanzgruppe und ähnlich wirkende Stoffe, z.B. reproduktionstoxische Verbindungen, keine Immissionsgrenzen festgelegt werden, und es muss eine Nullimmission gefordert werden (GUNKEL 1996).

1.2.2 Abwasserbehandlung in der BRD – Stand der Technik

Die heutige Situation der Gewässerbelastung in der Bundesrepublik Deutschland ist sehr unterschiedlich zu bewerten. Anstrengungen der Gewässerreinigung führten zu einer drastischen Reduzierung der bakteriell abbaubaren Stoffe. Dies wurde einerseits durch die Anbindung von 92 % der bundesdeutschen Haushalte an die Kanalisation, bzw. 84 % mit Anschluss an eine Kläranlage; andererseits führte der Bau von modernen Kläranlagen bzw. Erweiterung der bestehenden Anlagen durch eine biologische Reinigungsstufe mit Phosphat-Fällung bzw. einer Nitrifikations- und Denitrifikationsstufe zu einer Verbesserung der Situation. Von der insgesamt in öffentlichen Anlagen behandelten Abwassermenge

wurden ca. 97 % in biologisch wirkenden Kläranlagen ohne bzw. mit gezielter Nährstoffelimination gereinigt. Erhebliche Differenzen sind jedoch weiterhin zwischen alten und neuen Bundesländern festzustellen. Während in den alten Ländern 1995 ca. 99 % des Abwassers biologisch ohne und mit gezielter Nährstoffelimination gereinigt wurden, waren es in den neuen Ländern etwa 73 %. Ein relativ hoher Anteil des Abwassers (ca. 8 %) der neuen Länder wurde nicht in öffentlichen Kläranlagen behandelt. In den alten Ländern betraf dies lediglich 0,5 % ([url:http://www.umweltbundesamt.org](http://www.umweltbundesamt.org) Stand: 08-18-2002). In diesem Zusammenhang liegt das Bundesland Baden-Württemberg mit einer Anbindung der Haushalte von 98,2 % an eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage sogar noch deutlich über dem Durchschnitt ([url:http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de](http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de) Stand: 08-19-2002). Die Direkteinleitungen in die Gewässer sind u.a. aufgrund des Wasserhaushaltsgesetzes mit dem Wasserabgabengesetz von 1981 sowie der Störfallverordnung von 1991 deutlich verringert worden. Die Indirekteinleiterverordnung des Wasserabgabengesetzes hat auch diesen Emissionspfad weitgehend geschlossen.

Allerdings erfolgt weiterhin eine Gewässerbelastung mit persistenten, in der Kläranlage nicht abbaubaren Stoffen, die z.T. ebenfalls toxisch wirken. Außerdem können Wirkungen der Wasserinhaltsstoffe auf dem Stoffwechsellniveau und die Reproduktionsfähigkeit sowie genotoxische Effekte unter in situ Bedingungen festgestellt werden. (GUNKEL 1996)

Die Entwässerung urbaner Gebiete erfolgt über zwei Kanalsystemtypen: **Trennsysteme**, bei denen Niederschlagswasser und Abwasser in getrennten Systemen abgeleitet werden und **Mischsysteme**, bei denen das bei Trockenwetter anfallende häusliche und industrielle Abwasser sowie das bei Regen in die Kanalisation abfließende Niederschlagswasser gemeinsam abgeführt werden (BORCHARDT 1991).

Der Anteil an Mischsysteme liegt in Deutschland bei ca. 70 % (LFU 1998). Die in der Bundesrepublik geltenden technischen Regeln zur Dimensionierung und zum Bau von Anlagen zur Behandlung des anfallenden Abwassers (Trockenwetter- und Regenwetterabfluss) fußen sowohl für die Kläranlagen, als auch für die Entlastungen von Mischwasser aus der Kanalisation auf dem Emissionsprinzip (ohne detaillierte Berücksichtigung der Gewässersituation des aufnehmenden Vorfluters). Zulässige Einleitungen werden durch Grenzwerte bestimmter Stoffe festgelegt, wie z.B. der CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf), der in der Regentlastung 107 mg/l nicht überschreiten soll (ATV 1992).

Aus technischen und wirtschaftlichen Gründen und im Hinblick auf eine gleichmäßige Beschickung der Kläranlage, mit dem Ziel eine möglichst hohe Reinigungsleistung bei der Kohlenstoffoxidation zu erreichen, werden in der Kanalisation Entlastungsbauwerke (Regenüberläufe und Regenüberlaufbecken) angeordnet, die den maximalen Zufluss zur Kläranlage auf das zweifache des Trockenwetterabflusses begrenzen (BORCHARDT 1991). In Baden Württemberg existieren derzeit ca. 7400 dieser Bauwerke (STOTZ & HALLER 2002).

Die geforderte dauerhaft hohe Reinigungsleistung der Kläranlage wird also dadurch erreicht, dass in bestimmter Häufigkeit und Dauer unbehandelte Rohabwässer direkt aus der Kanalisation entlastet und damit stoßartige Gewässerbelastungen bei Regen in Kauf genommen werden.

Häufigkeit und Dauer der Entlastungsfälle werden wesentlich durch die Art des Entwässerungsgebietes, das Niederschlaggeschehen und durch die Vorgabe des maximalen CSB bestimmt. In der Regel werden allerdings meist über 30 % des Niederschlagswassers direkt als Lastfall in die Gewässer eingetragen (GUNKEL 1996).

In Freiburg werden „alte“ zentrumsnahe Stadtteile über Mischsysteme entwässert. Die Entlastung dieser Systeme erfolgt über vier im direkten Stadtgebiet befindliche Entlastungsbauwerke der Mischwasserkanalisation.

1.2.3 Gewässerökologische Schäden durch Entlastungsabflüsse der Mischwasserkanalisation

Wie im vorigen Kapitel deutlich gezeigt wurde, stellen Entlastungen der Mischwasserkanalisation ein nicht zu unterschätzendes Gefährdungspotential für die aufnehmenden Gewässer dar.

Die Einflüsse von Niederschlagswassereinleitungen auf ein Gewässer und die aquatische Biozönose können in chemische, biochemische, physikalische, hygienische, ästhetische, hydraulische und hydrologische Wirkungen unterteilt werden. Des weiteren können diese Auswirkungen zeitlich differenziert werden in akute, verzögerte und akkumulierende Wirkungen (BWK 1999).

Einen Überblick über das ökologische Gefährdungspotential von Niederschlagswassereinleitungen gibt Tabelle 1.1.

Nach BWK (1999) manifestiert sich die **hydraulische Wirkung (Belastung)** über die Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannung und hängt folglich vom Einleitungs- und Gewässerabfluss sowie der Gewässermorphologie ab. Die ökologische Wirkung wird zusätzlich von der Häufigkeit und Dauer kritischer Belastungen, der Stabilität der Refugien und dem Wiederbesiedlungspotential bestimmt. Die Zielgröße der ökologisch verträglichen hydraulischen Belastung orientiert sich an Abflüssen mit großflächigem Geschiebetrieb als wesentliche Einflussgröße auf die Gewässerstrukturgüte und an Ereignissen, die durch erhöhten hydraulischen Stress die gewässertypischen Lebensgemeinschaft dauerhaft schädigen (Katastrophendrift). Die Zielgröße begrenzt Häufigkeit und Dynamik von Abflussereignissen auf Werte, die in naturnahen Einzugsgebieten ein Wiederkehrintervall von ca. 1-2 besitzen (in Sandgewässern auch häufiger).

Tab. 1.1: Systematische Zusammenfassung des ökologischen Gefährdungspotentials von Niederschlagswassereinleitungen (BWK 1999, verändert nach: BORCHARDT 1991)

Zeit	Charakter	Indikator / Parameter	
Akute (über Stunden)	hydraulisch	Abfluss, Sohlschubspannung, Erosion	Einzelereignis
	chemisch	Toxische Substanzen, NH ₃	
	physikalisch	Schwebstoffe	
	biochemisch	Sauerstoffmangel im Wasser und Sediment	
	hygienisch	Bakterien, Viren	
	ästhetisch	Schwimmstoffe	
Verzögert (über Tage / Wochen)	hydraulisch	Sohlbewegung / -erosion	
	chemisch	Toxische Substanzen (NH ₃ , NO ₂)	
	biochemisch	Sauerstoffmangel im Wasser und Sediment	
	hygienisch	Bakterien, Viren	
	ästhetisch	Schwimmstoffe, Abfall, Öl	
Langfristig / akkumulierend (über Wochen / Monat / Jahre)	hydrologisch	Abflussregime	Jahresfracht
	chemisch	Schwermetalle, persistente organische Substanzen, anorganische und organische Feststoffe / Sedimente	
	biochemisch	Sauerstoffmangel durch Eutrophierung	

Als Bezugsgröße zur Beurteilung der hydraulischen Beeinflussung durch Niederschlagswassereinleitungen dient der **potentiell naturnahe Hochwasserabfluss (HQ_{n,pnat})**. Dies ist der Abfluss, der in einem unversiegelten Gebiet ohne abflussverändernde Eingriffe entsteht.

Für diesen Betrachtungsfall werden vorhandene Versiegelungen verhältnisproportional durch die nichturbane Nutzung (Wald, Grünland, etc.) im Umfeld der versiegelten Flächen ersetzt. Als ökologisch noch verträglicher Faktor wurde nach BWK (1999) nach Analyse von Pegelganglinien ein Wert von 10 % (d.h. $0,1 \cdot \text{HQ}_{1,\text{pnat}}$) bezogen auf den naturnahen jährlichen Durchflussscheitelwert ermittelt, der jedoch auf Grundlage repräsentativ ermittelter Abflusswerte regional differenziert werden kann.

Die **stofflichen Wirkungen** resultieren in erster Linie aus der spezifischen Belastung mit organischen Kohlenstoffverbindungen, Ammonium (Ammoniak) sowie Feststoffen. Die Feststoffe sind zusätzlich Träger von partikulären gebundenen anthropogenen Schadstoffen.

Die ökologische Wirkung wird örtlich v.a. von Häufigkeit und Dauer kritischer Konzentrationen des Sauerstoffs und toxischer Konzentrationen des Ammoniaks bestimmt. Deren Auftreten ist sowohl von den eingeleiteten Schmutzfrachten als auch gewässerseitig z.B. von der lateralen und longitudinalen Dispersion, der Sedimentation, dem physikalischen Gasaustausch, dem pH-Wert und der Vorbelastung abhängig.

Im Zusammenhang mit einer ökologischen Bewertung der akuten und verzögerten Wirkungen von Niederschlagswassereinleitungen ist von entscheidender Bedeutung, dass zwischen diesen Einzelparametern häufig ein Synergismus besteht, d.h. die kritischen physikalischen und stofflichen Einzelparameter wirken häufig gleichzeitig. In den Untersuchungen von BORCHARDT (1991) konnte deutlich gezeigt werden, dass die Populationsverluste von *Gammarus pulex* (Bachflohkrebs) durch Drift bei gleichzeitig hoher stofflicher und hydraulischer Belastung sehr viel höher sind, als die Summe der Verluste aus alleiniger hydraulischer und stofflicher Belastung. Aus diesem Wirkungsspektrum von Niederschlagswassereinleitungen ergibt sich deshalb die Notwendigkeit einer getrennten Betrachtung von Einzelereignissen und von Jahresfrachten.

Die Betrachtung von **Einzelereignissen** steht im Zusammenhang mit den akuten Schädigungen der Organismen durch erhöhte Konzentrationen toxischer Stoffe, hydraulischem Stress sowie Sauerstoffmangel. Diese Belastungen führen dazu, dass die Biozönose deutlich beeinträchtigt wird. Verluste können jedoch bei ausreichend vorhandenem Wiederbesiedlungspotential von unbeeinträchtigten Gewässerabschnitten im Oberlauf ebenfalls durch Drift durchaus kompensiert werden, sofern die Dauer und Häufigkeit der Entlastungsabflüsse dieses Potential nicht übersteigt.

Die Angabe von **(Jahres-) Frachten** steht hingegen im Zusammenhang mit Schädigungen der Biozönose durch Stoffe, die aufgrund ihrer Akkumulation negative Wirkungen über längere Zeiträume entfalten (Nährstoffe, Feststoffe, Schwermetalle, Xenobiotika).

Im Gegensatz zu selten auftretenden Einzelereignissen kann es bei zunehmender Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation zu einer Verminderung der Besiedlungsdichte, Defiziten in der Artenzusammensetzung, Populationsverlusten und Verschiebung der Dominanzstruktur, bei gleichbleibendem Saprobienindex, der Biozönose kommen (PODRAZA 1991).

Die Signifikanz von kurzzeitigen und verzögerten Auswirkungen von Mischwassereinleitungen im Gewässer ist ein Resultat von komplexen Prozessen. Neben einer Emissionsbetrachtung müssen auch die speziellen Eigenschaften des Gewässers, wie z.B. Abflusscharakteristik, Morphologie (Ufer- und Sohlstruktur) ökologisch-funktionale Bedeutung, Empfindlichkeit des aufnehmenden Gewässers gegenüber Störungen etc., berücksichtigt werden.

Dies erfordert die Identifikation von kritischen Kombinationen zwischen den Eigenschaften des aufnehmenden Gewässers und den Einflüssen aus dem urbanen Einzugsgebiet. In Tabelle 1.2 sind für unterschiedliche Gewässertypen die relative Bedeutung der Parameter,

die Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen im Gewässer kennzeichnend zusammengefasst.

Die Differenzierung in Bäche/kleine Flüsse und Flüsse/Ströme begründet sich einerseits durch unterschiedliche Abflussverhältnisse. Das Verhältnis zwischen der Menge des eingeleiteten Niederschlagswasser und dem Abfluss im Gewässer wird bei zunehmend kleineren Gewässern immer größer bzw. bei größeren Gewässern immer geringer. Andererseits entstehen Flüsse/große Ströme erst in Regionen die zunehmenden Flachlandcharakter haben und bedingt durch das Gefälle andere Abflusskriterien aufzeigen (BWK 1999).

Tab. 1.2: Gefährdungspotential von Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der Gewässerempfindlichkeit, (Quelle: BWK 1999).

Legende		Akute und verzögerte Wirkungen			Langzeitwirkungen		
- nicht relevant + relevant ++ sehr relevant +++ dominierend () situationsabhängig		Hydraulische Einflüsse	Stoffliche Einflüsse (physikal./chem.)		Morphol. Schädigung	Stoffliche Einflüsse	
Gewässergröße	Lage des Einzugsgebietes	Hydr. Stress / Geschiebeumlagerungen	O2-Defizit	NH3-N Toxizität	Struktur-Defizite	Nährstoffe/ Eutrophierung	<u>Akkumulation:</u> Verschlammung/ Schwermetalle/ Xenobiotika
Bäche/kleine Flüsse $A_{EO} < 500 \text{ km}^2$	Mittelgebirge (steil)	++ (+)	(+)	(+)	+ (+)	(+)	(+)
	Tiefland (flach)	+ (++)	(++)	(++)	++ (+)	(+)	+ (+)
	Gestaut / staugeregelt	+	+	(+)	(+)	+ (+)	+ (+)
Flüsse/Ströme $A_{EO} > 500 \text{ km}^2$	Mittelgebirge (steil)	-	-	-	(+)	(+)	(+)
	Tiefland (flach)	(+)	(+)	-	(+)	(+)	(++)
	Gestaut / staugeregelt	-	(+)	+	(+)	+ (+)	+ (++)

1.2.4 Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern

Fließgewässer stellen komplexe Systeme dar, in denen die verschiedensten Einzelwirkungen und Interaktionen ablaufen. Diese Vorgänge sind durch die Untersuchung für sich allein oder als Resultierende zu erfassen und zu beurteilen. Für die Gewässer gilt in besonderer Weise der Satz des Aristoteles: „Das Ganze ist mehr als die Summe seiner Teile.“ Wechselwirkungen

und synergistische wie antagonistische Wirkungen haben häufig größere Bedeutung als die absolute Größe eines einzelnen Stoffes.

Der Versuch, das komplexe Geschehen im Gewässer durch eine Kurzbeschreibung der Gewässergüteklassifikation oder anhand von Summenparametern darzustellen, lässt, bedingt durch die nur generelle Aussage, keine auf alle wichtigen Zusammenhänge zutreffende Detailinformation zu. Im Zusammenhang mit wasserwirtschaftlichen und naturschutzorientierten Fragestellungen sind Zustandsbeschreibungen der Gewässergüte sowohl für naturbelassene als auch für stark genutzte Fließgewässer unerlässlich. Besondere Bedeutung wird den Wirkungen eingeleiteter Stoffe im Gewässer bei außergewöhnlichen Gewässerbelastungen, wie z.B. Niederschlagswassereinleitungen, beigemessen. Eine genaue Kenntnis grundlegender Zusammenhänge ist von essentieller Bedeutung, um die untersuchten Parameter und deren Auswirkungen auf das aquatische System Fließgewässer interpretieren und bewerten zu können (DVWK 1993).

Aus diesen genannten Gründen wird im folgenden auf die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Parameter und deren Auswirkungen und Aussagekraft auf physikalische und biologische Vorgänge eingegangen.

1.2.4.1 Allgemeine Kenngrößen

Zur Basisarbeit einer Gewässeruntersuchung gehört die Bestimmung der Parameter Wassertemperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit.

Diese Grundparameter ermöglichen wertvolle Rückschlüsse bei mehrdeutigen Befunden insbesondere unter Einbeziehung der Randbedingungen vor und bei der Probenahme, wie örtlichen Gegebenheiten sowie meteorologischen- und Abflussverhältnissen.

1.2.4.1.1 Wassertemperatur

Die Erfassung der Wassertemperatur ist von grundlegender Bedeutung jeder hydrobiologischen Untersuchung, da durch sie nahezu alle physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge im Gewässer beeinflusst werden. Zur Interpretation der übrigen Gewässergüteparameter und der im Gewässer ablaufenden Prozesse unerlässlich.

Die Wassertemperatur ist ein wichtiger ökologischer Faktor für die Besiedlung der Gewässer und der darin integrierten diversen Habitate, und für die Leistungen der angesiedelten Organismen. Alle Wasserorganismen sind an einen bestimmten Temperaturbereich adaptiert und besitzen eine Präferenztemperatur. Im Gegensatz dazu ist die Toleranz der

Organismen jedoch völlig unterschiedlich ausgeprägt. So existieren zum einen kalt- bzw. warmstenotherme Arten mit geringer und zum anderen eurytherme Arten mit größerer Temperaturvalenz. Temperaturschwankungen und insbesondere Temperaturerhöhungen haben aus diesem Grund sehr differenzierte Auswirkungen auf die verschiedenen Spezies einer Biozönose wie z.B. Abwanderung, erhöhte Mortalitätsraten bei einer Präsenz von Toxinen, schnellerer Ausbruch von Fischkrankheiten bis hin zum Aussterben von Organismengruppen mit geringem Toleranzbereich.

Doch nicht nur Flora und Fauna werden durch eine Temperaturerhöhung beeinflusst, sondern auch physikalische und chemische Vorgänge. So sinkt z.B. die Löslichkeit von Gasen wie Sauerstoff und Kohlendioxid; es kommt zu einer Konzentrationserhöhung des freien Anteils an fischgiftigen Ammoniak, der Dissoziationsgrad toxischer Stoffe, wie Aluminium, nimmt zu und eine Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit chemischer Prozesse findet statt. In biologischer Hinsicht bewirkt eine Temperaturerhöhung die Zunahme der Aktivität und damit des Stoffumsatzes der Wasserorganismen durch eine Beschleunigung der chemisch-enzymatischen Reaktionen in den Zellen. Die Wachstumsgeschwindigkeit der aquatischen Organismen und die Reaktionsgeschwindigkeiten aerober und anaerober biochemischer Prozesse wie Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und Tensidabbau erhöhen sich.

Alle aufgeführten Auswirkungen sind jedoch nicht getrennt voneinander zu betrachten, sondern unterliegen ständigen Interaktionen, was zu einer zusätzlichen Beeinflussung der Wasserqualität und der aquatischen Biozönose führt.

Besonders bedenklich sind in diesem Zusammenhang die Beschleunigung sauerstoffzehrender Vorgänge bei gleichzeitiger Verminderung des Sauerstofflösungsvermögens. Bei diesen Verhältnissen wirken sich Belastungen mit leicht abbaubare organischen Stoffen besonders gravierend aus, insbesondere, wenn diese Belastungen anthropogenen Ursprungs sind, zu denen auch zweifelsohne Niederschlagswassereinleitungen der Mischwasserkanalisation zu zählen sind.

1.2.4.1.2 pH-Wert

Zur Kennzeichnung des neutralen, sauren oder alkalischen Verhaltens einer Lösung dient der pH-Wert. Die Abkürzung pH steht für pondus hydrogenii, bedeutet Gewicht des Wasserstoffs und ist der dekadische negative Logarithmus des Zahlenwertes, der in mol/l angegebenen Wasserstoffionen-Aktivität. Diese ist aufgrund von Ionenwechselwirkungen unwesentlich geringer als die Wasserstoffionenkonzentration.

In natürlichen Wässern wird der pH-Wert durch das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht beeinflusst. Kohlensäure kommt in jedem natürlichen Wasser vor und tritt in den Formen Kohlendioxid (CO_2) in gelöster Form, als Hydrogenkarbonat (HCO_3^-) oder als Carbonat

(CO_3^{2-}) auf. Die relative Konzentration der drei Kohlensäurespezies bestimmt den pH-Wert, der jedoch zusätzlich durch Huminstoffe und/oder Grundwasser mit sauren bzw. alkalischen Eigenschaften sowie der Wassertemperatur beeinflusst wird, und demzufolge den Neutralwert 7 selten erreicht. Die verschiedenen Formen der Kohlensäure bestimmen auch die Pufferkapazität eines Wassers gegenüber Säure oder Laugeneintrag. Darüber hinaus tragen Abwassereinleitungen direkt und indirekt über mikrobielle und pflanzliche Umsetzungen von Abwasserinhaltsstoffen sowie Luftverunreinigungen, saurer Regen, zur Verschiebung des pH-Wertes natürlicher Wässer bei.

Sieht man von den genannten z.T. anthropogen verursachten Faktoren ab, so liegt der pH-Wert kalkarmer Gewässer, wie sie in Heide- und Moorgegenden, sowie auf Urgesteinsböden mit hohem Nadelwaldanteil vorkommen im Bereich von 6-6,5, während in Quellbereichen mit kalkhaltigen Böden höhere pH-Werte von 7-8,5 charakteristisch sind.

Mit diesen Angaben eng verknüpft ist die ökologische Bedeutung des pH-Wertes, dessen Bestimmung unbedingt bei jeder Wasseruntersuchung durchzuführen ist. Ideale pH-Werte liegen im Bereich 6,5-8,5. Bei Werten im Bereich $<5,5$ akkumulieren sich Säureschäden und toxische Wirkung z.B. von in Lösung gehendem Aluminium. Bei Werten $>9,5$ erhöht sich z.B. die Freisetzung von fischtoxischem Ammoniak (NH_3) sprunghaft.

Beide Extreme führen zur Hemmung von Stoffwechselvorgängen, Artverminderung bei Flora und Fauna oder zur Einschränkung des Selbstreinigungsprozesses.

1.2.4.1.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit (Konduktivität), angegeben in Mikrosiemens pro Zentimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$) bei einer Referenztemperatur von 25°C , ist ein Parameter, der die Aktivität der gelösten Ionen im Wasser beschreibt und die Möglichkeit gibt mit relativ wenig Aufwand eine Aussage über den Gesamtgehalt an gelösten Salzen im Wasser zu treffen. Eine Aussage über die anteilmäßige Zusammensetzung ist dabei nicht möglich.

Die an der Salzbelastung der Fließgewässer beteiligten Ionen, sind im Wesentlichen die Kationen Natrium, Calcium, Magnesium und Kalium, sowie die Anionen Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat, Carbonat und Nitrat. Leitfähigkeiten von 10-100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, welche als sehr gering bewertet werden können, treten v.a. in Silikatgesteinsregionen (Gneis, Granit, Buntsandstein) auf. Im Gegensatz dazu finden sich in Carbonatgesteinsregionen (Jura, Keuper, Mergel), Werte $>300 \mu\text{S}/\text{cm}$ bis ca. 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Extreme Anstiege bis auf mehrere tausend $\mu\text{S}/\text{cm}$, deuten auf anthropogene Einleitungen von Schadstoffen, oder Salzfrachten hin. Den aus diesen Komponenten bestehenden „Salzgemengen“ ist aus ökologischer Sicht unterschiedliche Bedeutung beizumessen. Allgemein gilt, dass Pflanzen sensibler auf Salz reagieren als Tiere. Aquatische Lebensgemeinschaften sind entsprechend dem Salzgehalt des

Gewässers aus physiologisch unterschiedlichen Organismen zusammengesetzt. Ihr Fehlen löst ebenso Schadwirkungen aus wie überhöhte Dosen.

1.2.4.1.4 Sauerstoff

Der Sauerstoffhaushalt der Gewässer ist ein wesentlicher Faktor für die Verbreitung der Organismen. Die Sauerstoffkonzentration als Sättigungskonzentration (mg/l) wird durch die Temperatur des Wassers bestimmt (Kap.1.2.4.1.1); daneben sind der Luftdruck und die Salzkonzentration des Wassers von Bedeutung für die Löslichkeit (GUNKEL 1996). Neben der Sättigungskonzentration ist insbesondere der relative Sauerstoffgehalt, d.h. das Verhältnis der vorgefundenen Konzentration zum zugehörigen Sättigungswert (%), für Gewässergütebeurteilungen von Bedeutung.

Die im Gewässer festgestellte Konzentration an gelöstem Sauerstoff ist jeweils das Ergebnis sauerstoffzehrender und sauerstoffliefernder Vorgänge. Die Posten der Sauerstoffbilanz eines Fließgewässers sind zum einen die Zufuhr durch allochtonen Eintrag aus der Atmosphäre sowie die autochtone Sauerstofflieferung durch die Primärproduktion. Zum anderen Verluste bzw. Zehrung über Atmung und Aktivität der heterotrophen Organismen, Dissimilation von Primärproduzenten, aerober Abbau und Mineralisation von Kohlenstoffverbindungen, Nitrifikation von Ammonium und Verlust an die Atmosphäre bei sauerstoffübersättigten Verhältnissen (Abb. 1.1).

Durch natürliche und anthropogene Einflüsse weichen die Sauerstoffkonzentrationen jedoch in unterschiedlichem Maße von diesem Gleichgewichtszustand ab.

Verringerte Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer führen zu einer Schädigung der Organismen, und als letale O_2 -Konzentrationen werden häufig 3-4 mg/l O_2 genannt. Allerdings lösen bereits geringfügige Untersättigungen eine Intensivierung der respiratorischen Ventilation aus, meist durch Erhöhung der Atemfrequenz. Diese Kompensationsreaktion führt jedoch zu einem erhöhten Energieverbrauch und bedeutet letztendlich eine Stresssituation für die Organismen, die dadurch eine gewisse Vorschädigung erleiden und demzufolge durch weitere akkumulierende, natürliche oder anthropogene, Belastungen nachhaltig geschädigt werden können.

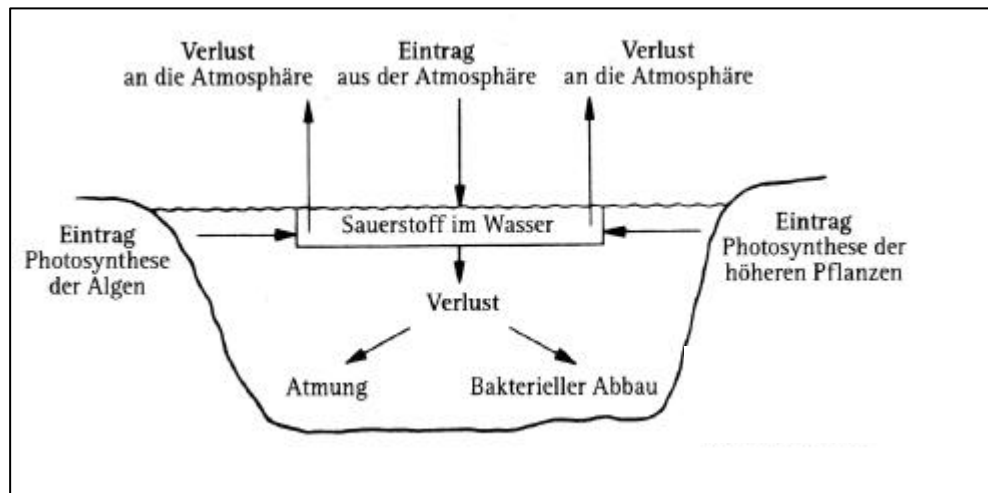


Abb. 1.1: Sauerstoffbilanz in stehenden und fließenden Gewässern (BAUR 1998)

Da die Ansprüche an den Sauerstoffgehalt für die verschiedenen Organismengruppen und Spezies einer Biozönose sehr unterschiedlich ausgeprägt sind, ist dessen Erfassung als wichtiger ökologischer Faktor große Bedeutung beizumessen, besonders wenn mit der Verringerung des Sauerstoffgehaltes eine stoffliche Belastung und eine Temperaturerhöhung einhergeht.

1.2.4.2 Mineralstoffe

Die Bestimmung der mineralischen Hauptbestandteile Natrium (Na^+), Kalium (K^+), Magnesium (Mg^{2+}), Chlorid (Cl^-), Hydrogencarbonat (HCO_3^-), Sulfat (SO_4^{2-}) und Nitrat (NO_3^-) in der Dimension mg/l ergibt in der Summe etwa den Gehalt an gelösten Inhaltsstoffen der Fließgewässer.

Die Angabe in der Einheit mmol(eq)/l erlaubt eine ungefähre Bilanzierung der Anionen und Kationen und darauf aufbauend eine Typisierung der Gewässer. Aus den Mengenteilen der Hauptbestandteile eines Gewässers lassen sich Rückschlüsse auf bestimmte Belastungen ziehen. So ist z.B. das in den Freiburger Fließgewässern vorhandene Chlorid nahezu vollständig auf den Eintrag von „außen“ zurückzuführen, da die Gesteine im Einzugsbereich der Gewässer, sowie die sich hierauf bildenden Böden, von Natur aus äußerst geringe Chloridgehalte besitzen. Anthropogene Chloridquellen sind daneben im wesentlichen ausgewaschene Düngersalze, Flüssigdünger und Winterstreusalze. Die Konzentrationen an Carbonaten ergibt Aufschluss über die unterschiedliche Pufferkapazität von Wässern, d.h. über die Fähigkeit, bestimmte Mengen an Säure oder Base aufzunehmen, ohne dass eine wesentliche pH-Wert-Änderung eintritt. Die Kenntnis dieser unterschiedlichen

Pufferkapazitäten einzelner Fließgewässer ist von entscheidender Bedeutung beim Bau von Regenwasserauslässen und Mischwasserüberläufen im Rahmen der Entwässerungsplanung von Städten (STADT FREIBURG 1989).

1.2.4.3 Nährstoffe

Unter Nährstoffen versteht man im wesentlichen die anorganischen Phosphor und Stickstoffverbindungen, die für das Wachstum der autotrophen Organismen in Gewässern (Algen, Phytoplankton, submerse Makrophyten) in ihren pflanzenverfügbaren Fraktionen von lebensnotwendiger Bedeutung sind. Silicium und Mikronährstoffe (Metalle als Spurenelemente, Vitamine) können ebenfalls zu dieser Stoffgruppe gezählt werden.

Stickstoff und Phosphor fungieren in den von Natur aus nährstoffarmen und nicht anthropogen beeinflussten Gewässern als limitierende Faktoren; Phosphor in weit größerem Maße als Stickstoff, das sich deutlich in dem Nährstoffverhältnis C:N:P von 106:16:1 widerspiegelt. Bei Veränderung dieser Steuergrößen kann es zu großen ökologischen Problemen kommen. Aus diesen Gründen können harmlose Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor zu ökologischen Schadstoffen werden, wenn ihre Konzentration bestimmte Schwellenwerte übersteigt.

Stickstoff kann in Gewässern in verschiedenartigen Verbindungen vorliegen, die sich in ihren Oxidationsstufen unterscheiden. Anorganisch als Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+), organisch als Zwischenstufen des mikrobiellen Eiweißabbaus, als Exkretionsprodukt tierischer Konsumenten sowie in freien Verbindungen, Aminosäuren, Enzymen u.a.. Zwischen diesen verschiedenen Oxidationsstufen sind redoxchemische Umsetzungen möglich, die teilweise durch Bakterien katalysiert werden (GUNKEL 1996).

Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen in Gewässern sind Nitrat und Ammonium; beide sind Stickstofflieferanten für die photoautotrophen Pflanzen und im Überschuss für Eutrophierungsprozesse in Oberflächengewässern und Qualitätsprobleme des Grundwassers verantwortlich (SCHWOERBEL 1999).

Der Stickstoffkreislauf besteht im wesentlichen aus drei Speichern, nämlich dem unerschöpflichen Reservoir des Luftstickstoffs, dem in den Lebewesen fixierten Stickstoff und dem Stickstoff der toten Biomasse, zwischen denen durch chemische Umsetzungsvorgänge eine kontinuierliche Umwandlung zwischen anorganischen und organischen Stickstoffverbindungen stattfindet (Abb. 1.2).

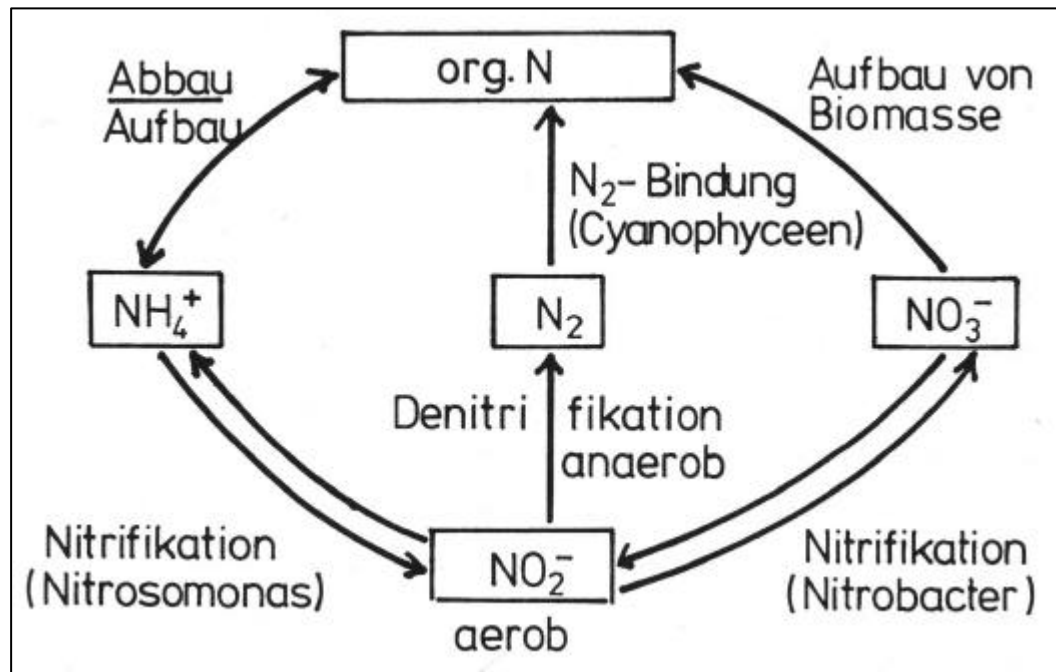


Abb. 1.2: Stickstoffkreislauf in Gewässern (KALBE 1997)

Ammonium (NH_4^+) stellt die bevorzugte Form des Stickstoffs bei der Aufnahme durch aquatische Pflanzen dar, da der Stickstoff in den Zellen in dieser reduzierten Form für die Aminosäuresynthese genutzt wird. Ammonium entsteht als Endprodukt der Nitratammonifikation und als Produkt bei der Mineralisation abgestorbener Biomasse. Im Gewässer wird Ammonium über den zweistufigen Prozess der Nitrifikation, durch aerobe Nitrifikanten, wie die Bakterienarten Nitrosomas und Nitrobacter, über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) umgewandelt, was zu einer großen Sauerstoffzehrung führen kann, da die Oxidation von 1 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ zu NO_3^- 3,7 mg Sauerstoff verbraucht (GUNKEL 1996).

Anthropogen bedingt finden sehr große Ammoniuminträge durch landwirtschaftliche, häusliche, kommunale oder industrielle Abwässer statt, wobei die Schwankungen der Ammoniumkonzentration, ausgelöst durch stoßartige Belastungen aus Kläranlagen und Regenüberläufen der Mischwasserkanalisation, besonders groß sein können (0,1 mg/l - 20 mg/l) (DVWK 1993).

Von großer praktischer Bedeutung ist das Ammonium/Ammoniak-Gleichgewicht. Ammonium steht zu toxischen Ammoniak (NH_3) in einem Dissoziationsverhältnis, das sich bei steigender Temperatur und pH-Werten 8,5 signifikant auf die Seite des fischtoxischen Ammoniaks verschiebt (Abb. 1.3)

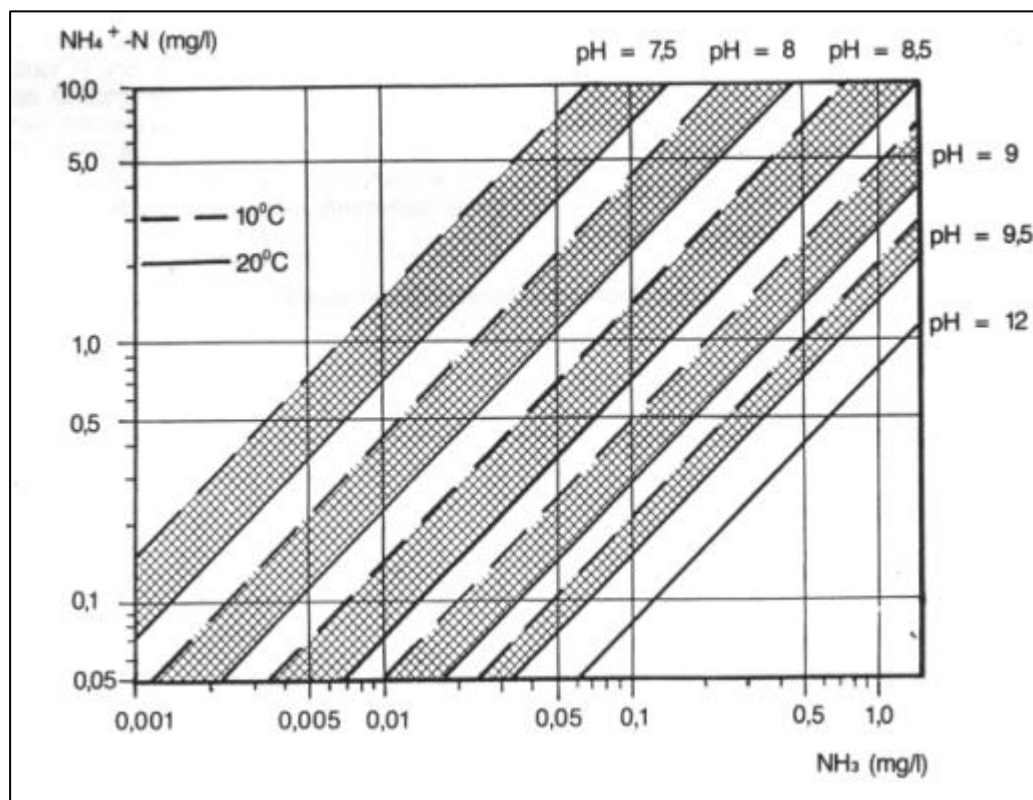


Abb. 1.3: Anteil der NH_3 -Konzentration vom analysierten $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Gehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur (DVWK 1993)

Bereits NH_3 -Konzentrationen von 25 $\mu\text{g/l}$ führen zur Zellschädigung und Schädigung der respiratorischen Epithelien (Kiemen), sowie zur Intoxikation durch Verhinderung der NH_3 -Exkretion aquatischer Organismen v.a. von Jungfischen und Salmonideiern im hyporheischen Interstitial. Letale Konzentrationen liegen in der Größenordnung von 0,2 mg/l für Fischbrut und 0,6 mg/l für Salmoniden. Die Giftwirkung ist dabei abhängig von der Expositionszeit, der Wassertemperatur und der Sauerstoffversorgung der betroffenen Organismen (KREJCI et al. 1995).

Die Bestimmung der Ammoniumkonzentration gibt aus oben genannten Gründen einen guten Einblick in die organische Belastung eines Fließgewässers und ist zu dessen Charakterisierung ein Basisparameter, dessen Bestimmung unumgänglich ist.

Nitrat (NO_3^-) ist in Fließgewässern meist als natürliches Stoffwechselprodukt der Nitrifikation in mäßiger Konzentration vorhanden. Die Hauptquellen der Nitratbelastung sind i.A. Auswaschung von Düngemittel aus landwirtschaftlich genutzten Böden, Kläranlagen- und Regenwasserüberläufe, mit z.T. erheblichem Eintrag, und die nasse Deposition über den Niederschlag. Als Nitrat-Senken im Gewässer treten die Denitrifikation als bakterielle Nitratreduktion sowie die mit geringer Präferenz stattfindende Nitratassimilation auf. Nitrat ist neben Phosphor ein wichtiger Nährstoff, wirkt jedoch nicht als limitierender Faktor beim Prozess der Eutrophierung.

Eine toxische Wirkung des Nitrats ist im Bereich umweltrelevanter Konzentrationen nicht festzustellen, wobei bei der Trinkwasseraufbereitung jedoch darauf geachtet werden muss, dass der Grenzwert von 50 mg/l NO_3^- nicht überschritten wird, da bei Säuglingen sonst die Gefahr der Methämoglobinämie (Blausucht) auftreten kann.

Nitrit (NO_2^-) kommt in Gewässern nur in geringen Konzentrationen als intermediäres Produkt der Nitrifikation vor und wird in der Regel gleich zu Nitrat oxidiert, sofern keine störenden Stoffe oder Prozesse hemmend wirken. Solange sich diese Abbauprozesse bei mäßigem NH_4^+ -Gehalt im Gleichgewicht befinden, ist die Konzentration dieses Zwischenproduktes sehr klein (ca. $0,02 \text{ mg/l NO}_2^- \text{-N}$) und hat keinen Einfluss auf die Gewässergüte. Bei sprunghaft ansteigender NH_4^+ -Konzentration und/oder erhöhtem pH-Wert sowie Temperatur kann die Nitrifikation jedoch so rasant ablaufen, dass kritische Konzentrationen erreicht werden. Nitrit ist eine sehr toxische Verbindung, die zur Blockierung des Hämoglobin führt. Fische sowie einige Invertebraten mit Hämoglobin als sauerstoffbindendes System reagieren sehr empfindlich auf Nitrit; Konzentrationen von $0,2\text{-}0,3 \text{ mg/l NO}_2^- \text{-N}$ wirken toxisch, in Einzelfällen auch bereits Konzentrationen von $0,01 \text{ mg/l NO}_2^- \text{-N}$.

2 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen zur immissionsorientierten Bewertung von Niederschlagswassereinleitungen auf ein urbanes Gewässer fanden an der Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg i. Br. statt.

Zur Einführung werden im folgenden die Gebietseigenschaften des Einzugsgebietes der Dreisam bis zum Gebietsauslass am Pegel Ebnet näher beschrieben. Die Kapitel 2.4 – 2.5 beziehen sich auf die Dreisam im direkten Stadtgebiet von Freiburg. In Kapitel 2.6 wird die Landnutzung für das Dreisameinzugsgebiet bis zum Pegel Ebnet, bzw. die Flächenanteile des Stadtgebietes von Freiburg charakterisiert.

2.1 Naturräumliche Lage und Topographie

Der Name der Dreisam gründet auf der keltischen Bezeichnung "Trisamma" die Schnellfließende" ([url:http://ig-dreisam.de](http://ig-dreisam.de) Stand: 08-26-2002). Die Dreisam entspringt an der steilen Westabdachung des südlichen Schwarzwaldes, die durch hohe Niederschläge bis zu 2000 mm/a gekennzeichnet ist. Die nördlichen Zuflüsse der Dreisam sind der Wagensteigbach und der Eschbach. Vom Süden entwässern der Rotbach, der Zastlerbach, die Brugga und der Kappeler Talbach in die Dreisam. In ihrem weiteren Verlauf durchquert sie das Stadtgebiet von Freiburg i. Br. und mündet über den Leopoldskanal bei Rheinhausen nördlich des Kaiserstuhls in den Rhein. Das Einzugsgebiet der Dreisam umfasst bis zum Gebietsauslass am Pegel Ebnet eine Fläche von 257 km².

Das Einzugsgebiet besitzt ausgehend vom Gebietsauslass am Pegel Ebnet (308 m NN) bis zu seiner höchsten Erhebung am Feldberg (1493 m NN) eine Höhendifferenz von 1185 m und spiegelt das ausgeprägte Relief des Einzugsgebietes wieder.

Morphologisch kann das Dreisameinzugsgebiet in vier Einheiten separiert werden. Den Hochflächenschwarzwald im NO und O, das Zartner Becken mit seinen pleistozänen und holozänen Schotterablagerungen, der südlich des Zartner Beckens gelegene Kammschwarzwald mit rhenanischen Talrelieftypen und der nördlich des Zartner Beckens anschließende mittlere Talschwarzwald, der durch niedrigere Höhenzüge charakterisiert ist (OTT 2002).

2.2 Geologie

Das Untersuchungsgebiet ist gekennzeichnet durch zwei geologische Verwerfungslinien, die die morphologischen Einheiten prägen (Abb. A1).

Die NNO-SSW verlaufende Schwarzwaldrandverwerfung trennt den Oberrheingraben und die Vorbergschollen vom Grundgebirgsschwarzwald. Eine weitere Verwerfungszone die WNW-OSO verläuft zieht sich vom Kaiserstuhl aus durch die Freiburger Bucht, quert den Schwarzwald und erstreckt sich bis ins Bodenseegebiet.

Die mineralogisch-petrographische Zusammensetzung der östlich der Schwarzwaldrand-Hauptverwerfung im kristallinen Grundgebirge entspringenden Gewässer wird bestimmt von Ortho- und Paragneisen, Diatexiten, Metatexiten und Graniten (FEIL 1998).

Nach Westen breiten sich der mächtige Dreisamschwemmfächer und weitere holozäne Aufschüttungen kleinerer Wasserläufe aus. Die Abnahme der Gefälleverhältnisse führen in diesem Gebiet zu einer Akkumulation des vom Schwarzwald und der Vorbergzone mitgeführten Materials. Das Zartner Becken mit seinen pleistozänen und holozänen Schottern und dem darin ausgebildeten mächtigen Grundwasserkörper ist außerdem von großer Bedeutung für die (Trink-)Wasserversorgung der Region (STADT FREIBURG 2002). Eine Übersichtskarte der Geologie ist im Anhang beigelegt.

2.3 Klima und Hydrologie

Das Klima des Untersuchungsgebietes mit seiner Lage im südwestlichen Schwarzwald liegt im Bereich der nordhemisphärischen Frontalzone in der der Austausch und die Vermischung subtropischer Warmluftmassen und subpolarer Kaltluft stattfindet und kann zu den gemäßigten Übergangsklimaten gezählt werden.

Das Mesoklima wird durch die Lage einer Region innerhalb eines größeren Landschaftselements und seiner topographischen Einbindung bestimmt und durch variierende Geo- und Klimafaktoren, wie Relief, Höhenlage, Exposition und Landnutzung verschiedener Teilräume weiter modifiziert und spiegelt sich in lokalen Klimaausprägungen wieder.

So herrschen in den Höhenlagen des Dreisameinzugsgebietes, das im Bereich des Westwindgürtels liegt, v.a. Winde aus westlichen Richtungen vor. Dieses großräumige Windsystem wird jedoch durch die starke Heterogenität des Gebietes wesentlich beeinflusst und zeigt sich in der kleinräumigen Ausprägung von lokalen Bergwindsystemen, die sich in den Talsystemen des Untersuchungsgebietes einstellen können. Beispiel hierfür sind der sog. „Höllentäler“ im Dreisamtal, dessen bioklimatische Ausprägung v.a. in den Sommermonaten von Bedeutung ist (PARLOW & ROSNER 1997).

Die räumliche Verteilung der Niederschläge im Untersuchungsgebiet wird entscheidend von der Geländekonfiguration geprägt. Dabei zeigt sich mit der Höhe eine deutliche Zunahme der Niederschlagssummen im Jahresverlauf. Die quer zur Hauptwindrichtung exponierten Bergrücken des Schwarzwaldes erhalten den meisten Niederschlag, hervorgerufen durch advective Stauniederschläge am Gebirgsrand.

Die Niederschläge betrugen an der Station Freiburg i. Br., für die Periode 1961-1990, 955 mm, für den Bereich des Zartner Beckens ca. 1000 mm und wachsen bis auf 1909 mm an der Station Feldberg an.

Im Jahresverlauf zeigt sich für das Untersuchungsgebiet ein typischer Jahresgang der Niederschlagsverteilung. Das Maximum in den Sommermonaten Juni bis August ist die Folge konvektiver Prozesse, verbunden mit z.T. erheblicher Gewittertätigkeit und Starkniederschlägen. Eine Zone mit auffallender Gewittertätigkeit, eine sogenannte „Gewitterstraße“, verläuft vom Isteiner Klotz entlang der Vorbergzone nach Norden bis zum Schönberg bei Freiburg.

In den Hochlagen des Schwarzwaldes fallen etwa zwei Drittel des Jahresniederschlages als Schnee, vorzugsweise in den Monaten Februar und März (PARLOW & ROSNER 1997).

Die Dreisam ist gekennzeichnet durch eine hohe Abflussdynamik, die in der morphologischen Ausstattung des Einzugsgebietes begründet ist. Niederschläge können in den steilen Hochlagen der Teileinzugsgebiete aufgrund der fehlenden bzw. gering mächtigen Lockersedimente nur in sehr geringem Umfang gespeichert werden. Dem kristallinen Untergrund ist in diesem Zusammenhang aufgrund seiner geringen Durchlässigkeiten ebenfalls eine untergeordnete Bedeutung beizumessen.

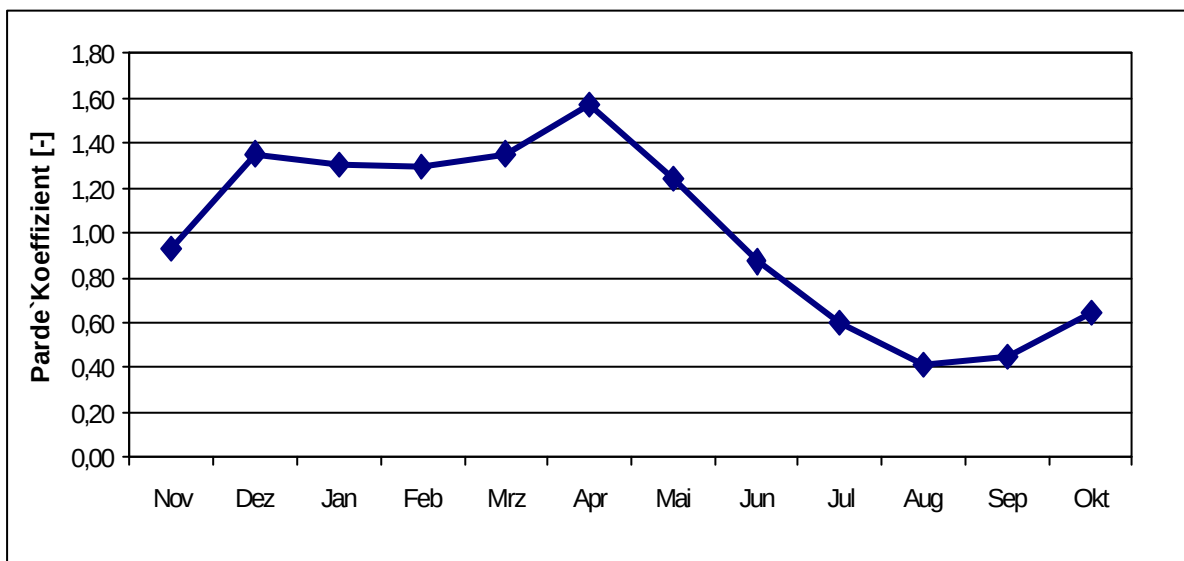
Aus diesem Grund erreichen Niederschläge ohne große zeitliche Verzögerung den nächsten Vorfluter und lassen dessen Abfluss in kurzer Zeit um ein Vielfaches anschwellen. Dieser Zusammenhang zeigt eine deutliche Höhenabhängigkeit, das auf das geringere Speichervermögen der Böden, ein Fehlen eines ausgedehnten Talaquifers sowie auf ein höheres Niederschlagsangebot in den Hochlagen zurückzuführen ist.

Indiz für die große Bedeutung schneller Abflusskomponenten sind u.a. die großen Differenzen zwischen MQ und MHQ, die bei der Dreisam und ihren Teileinzugsgebieten etwa um den Faktor 10 auseinanderliegen.

Das Abflussminimum liegt in den Sommermonaten August und September, das durch die erhöhte Verdunstung in diesem Zeitraum zu erklären ist. Die hohen Infiltrationsraten der Gewässer im Bereich des Zartner Beckens wirken sich in diesem Zusammenhang in den Sommermonaten stärker aus als in der übrigen Zeit des Jahres. Die Maximalwerte sind hingegen in den Monaten März bis Mai anzutreffen. Grund hierfür ist die Schneeschmelze im Frühjahr. Der zweite kleinere Peak im Dezember resultiert aus den Warmlufteinbrüchen v.a. Ende Dezember mit denen kurzfristige Schneeschmelze und Regen bis in höhere Lagen des Einzugsgebietes einhergehen (Abb.2.1). Das Abflussregime der Dreisam kann als komplexes Regime vom Typ nivo-pluvial bezeichnet werden.

Tab. 2.1: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Pegel im Dreisameinzugsgebiet (Quelle: LFU 2000)

	Dreisam	Brugga	St. Wilhelmer Talbach	Zastlerbach	Rotbach	Wagensteigbach
Rechtswert	3417831	3421750	3420342	3424308	3425850	3425304
Hochwert	5317258	5311663	5307598	5310010	5312113	5314643
Zeitreihe	1941-1996	1934-1994	1955-1994	1955-1994	1979-1992	1946-1994
Anzahl Jahre	55	60	39	39	13	48
NQ [m ³ /s]	0,025	0,19	0,07	0,06	0,09	0,01
MNQ [m ³ /s]	0,45	0,37	0,13	0,13	0,15	0,11
MQ [m ³ /s]	5,87	1,54	0,66	0,63	1,12	1,17
MHQ [m ³ /s]	60,99	15,75	6,6	6,86	22,19	13,27
HQ [m ³ /s]	155,28	33,61	11,6	24,37	45,0	24,6
MNq [l/s*km ²]	2,07	9,03	7,92	7,3	2,2	2,2
Mq [l/s*km ²]	21,9	39,1	41,3	35,0	27,0	23
MHq [l/s*km ²]	250	442	390	385	551	263

Abb. 2.1: Abflussregime (MQ_{Mon}/MQ_{Jahr}) der Dreisam am Pegel Ebnet (Periode 1941-1996)

2.4 Biologische und chemische Gewässergüte der Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg

Die Erfassung der biologischen und chemischen Gewässergüte sowie im folgenden Kapitel beschriebene Gewässerstrukturgüte der Fließgewässer in Freiburg wurden auf Initiative des Eigenbetriebs Stadtentwässerung der Stadt Freiburg im Breisgau (2002) am Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg in den Jahren 1998-2001 durchgeführt.

In den folgenden Kapiteln wird im speziellen auf die Dreisam, als Untersuchungsgewässer der vorliegenden Arbeit, eingegangen werden.

Abhängig von der Belastung mit abbaubaren organischen Substanzen entstehen im Fließgewässer charakteristische Biozönosen mit typischen Indikatororganismen, deren Vorkommen und Verbreitung die biologische Antwort auf Abfluss, Gewässermorphologie und Stoffeintrag ist (RANGE & SCHMIDT 1999). Diese Zusammenhänge zwischen Gewässerbelastung und Zusammensetzung der Biozönose im Verlauf der Selbstreinigung wurden Anfang des letzten Jahrhunderts bereits von KOLKWITZ und MARSSON 1908 erforscht und im sogenannten Saprobiensystem manifestiert.

Das Saprobiensystem (sapro = faulend) bildet die Grundlage des heute in überarbeiteter Form angewandten Verfahrens der LAWA zur Beurteilung der biologischen Gewässergüte.

Anhand von Bioindikatoren lässt sich ein insgesamt 7-stufiges System ableiten, welches die Gewässergüte I (oligosaprob = unbelastet) bis IV (polysaprob = übermäßig verschmutzt), inklusive dreier Zwischenstufen beinhaltet (Tab. 2.2).

Tab. 2.2: Zuordnung der Gewässergüteklassen anhand der Saprobität und chemischer Kennwerte (Quelle: LAWA 1991)

Gütekategorie	Grad der organischen Belastung	Saprobienstufe	Saprobienindex	BSB ₅ [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	O ₂ -Minima [mg/l]
I	Unbelastet bis sehr gering belastet	Oligosaprobie	1,0 - < 1,5	1	Spuren	> 8
I-II	Gering belastete	Übergang zwischen Oligosaprobie und β -Mesosaprobie	1,5 - < 1,8	1 - 2	Um 0,1	> 8
II	Mäßig belastet	β -Mesosaprobie	1,8 - < 2,3	2 - 6	< 0,3	> 6
II-III	Kritisch belastet	α - β -Mesosaprobie grenzzone	2,3 - < 2,7	5 - 10	< 1	> 4
III	Stark verschmutzt	α -Mesosaprobie	2,7 - < 3,2	7 - 13	0,5 - < 1	> 2
III-IV	Sehr stark verschmutzt	Übergang α -Mesosaprobie und Polysaprobie	3,2 - < 3,5	10 - 20	> 1	< 2
IV	Übermäßig verschmutzt	Polysaprobie	3,5 - < 4,0	> 15	> 1	< 2

Den verschiedenen Spezies von Indikatororganismen sind bestimmte Saprobiewerte (I-IV) zugeordnet. Je höher diese Wertezahl ist, desto mehr liegt das ökologische Verbreitungsspektrum dieser Arten in Gewässerabschnitten mit hoher Belastung an abbaubarer organischer Substanz und zehrungsbedingten geringen Sauerstoffgehalten.

Die Aussagekraft bestimmter Organismen wird über das Indikatorgewicht festgelegt und ist eine Maßzahl dafür wie eng das Vorkommen der Organismen an bestimmte Umweltbedingungen gekoppelt ist und gibt demzufolge Auskunft über deren ökologische Valenz, d.h. über deren Toleranzbereich bzgl. der Umweltbedingungen in einem Fließgewässer.

In die Berechnung des Saprobienindex (S_i) nach dem DEV 38410 (2.1) fließen Vorkommen, Abundanz und Art der Indikatororganismen ein. Er ist der Mittelwert der Indikatororganismen zugeordneten und gewichteten Saprobiewerten.

$$S_i = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \cdot A_i \cdot G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \cdot G_i} \quad (2.1)$$

mit:

S_i	Saprobienindex
i	Laufende Nummer des Taxons
s_i	Saprobiewert des i -ten Taxons
A_i	Abundanzziffer des i -ten Taxons, Schätzwert
G_i	Indikatorgewicht des i -ten Taxons
n	Anzahl der Taxa

Die Beurteilung der biologischen Gewässergüte nach dem Saprobienindex besitzt darüber hinaus integrativen Charakter, d.h. es können auch Aussagen in die Vergangenheit getroffen werden. Wenn bestimmte Organismen mit mehrjährigen Entwicklungszeiten angetroffen werden kann über diesen Zeitraum zumindest ausgesagt werden, dass die Umweltbedingungen in dieser Zeit nicht schlechter waren als die Mindest-Ansprüche dieser Organismen.

Schwächen des Saprobienindex liegen darin begründet, dass nur die Erfassung der Belastung mit oxidativ abbaubaren Substanzen und nicht durch Schwermetalle oder toxische Stoffe möglich ist. Bestimmten Lebensgemeinschaften können keine Konzentrationsbereiche der chemisch untersuchten Parameter zugeordnet werden. Eine weitere Schwierigkeit bei der Interpretation der Ergebnisse ergibt sich dadurch, dass die Zusammensetzung der Biozönose immer abhängig vom jeweiligen Ausbauzustand des Gewässers ist und dieser deshalb bei der Interpretation mit einbezogen werden muss. Ein weiterer Punkt der Beachtung geschenkt werden muss ist, dass schnellfließende Fließgewässer in den Mittelgebirgen im Vergleich zu langsam fließenden Gewässern des Flachlandes eine bessere physikalische Sauerstoffversorgung besitzen und trotz höherer organischer Belastung eine bessere saprobielle Bewertung erhalten. Die Ergebnisse der biologischen Gewässeruntersuchung sollten deshalb im Zusammenhang mit der chemischen Gewässeruntersuchung betrachtet werden.

Die Erfassung der biologischen Gewässergüte der Fließgewässer Freiburgs erfolgte an zwei Probenahmeterminen im Mai 1998 und Dezember 1998. Die Dreisam wurde dabei an den Standorten Ebnet und Umkirch beprobt. Bei diesen Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass der ermittelte Saprobienindex der Dreisam in Ebnet im Mai 1998 bei 1,89 und Dezember 1998 bei 1,79 lag und im Mittel der Gewässergütekategorie II zugeordnet wurde. Die Untersuchungsstelle in Umkirch wies im Mittel dieser beiden Erhebungen die Gewässergütekategorie I-II auf (STADT FREIBURG 2002).

Alle untersuchten Fließgewässer in Freiburg wiesen 1998 eine biologische Gewässergüte der Kategorie II (β -mesosaprob = mäßig belastet) oder besser auf und entsprachen damit den politischen Zielvorgaben.

Die chemischen Gewässergüte der Fließgewässer Freiburgs wurde durch Verwendung des wasserchemischen Index für Fließgewässer (WAXFLI) im Zeitraum von Februar 1998 bis Februar 1999 ermittelt. Es handelt sich dabei um einen multiplikativen Index, in den zur Berechnung die gewichteten Messdaten aus 10 physikalischen und chemischen Parameter einfließen (Tab. 2.3).

Berechnungsgrundlage des WAXFLI sind Bewertungskurven der ausgewählten Parameter, deren Verlauf auf regionalen Erfahrungswerten basiert oder von der jeweiligen Zielsetzung bestimmt ist. Der WAXFLI ist eine dimensionslose Zahl zwischen 0 und 100, wobei 0 für die schlechteste und 100 für die beste Bewertung der Wasserqualität steht.

Der WAXFLI wird nach folgender Formel berechnet:

$$\text{WAXFLI} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (2.2)$$

mit:

n	Zahl der verwendeten Parameter = 10
q_i	Bewertung des i-ten Parameters zw. 0-100 als Funktion der Konzentration des Parameters i
w_i	Gewichtung des i-ten Parameters; Zahl zwischen 0 und 1; $\sum w_i = 1$

Weitere Ausführungen zum Wasserchemischen Index für Fließgewässer WAXFLI finden sich in STADT FREIBURG (2002).

Die Beprobung der Dreisam an den Stationen Ebnet und Umkirch ergaben für den Zeitraum Februar 1998 bis Februar 1999 im Mittel eine Bewertung der Gewässergüte WAXFLI < 90 und ist damit als sehr gut zu bewerten.

Indices im Bereich < 60 wurden v.a. im Sommer beobachtet. Auslösende Faktoren für diese Minima sind geringe Abflüsse in der Dreisam verbunden mit hohen Wassertemperaturen, pH-Werten und erhöhten Konzentrationen an Ammonium, Nitrit und Phosphat, die durch diese

Bedingungen zunehmende Freisetzung sedimentärer Reduktionsprodukte herrühren (STADT FREIBURG 2002).

Tab. 2.3: Parameter zur Berechnung des WAXFLI (Quelle: STADT FREIBURG 2002)

Parameter i	Einheit	Gewichtung w_i
Wassertemperatur	[°C]	0,13
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	[µS/cm]	0,08
pH-Wert	[-]	0,13
BSB ₅	[mg/l]	0,11
Sauerstoffsättigungsindex	[%]	0,13
Ammonium	[mg/l]	0,11
Nitrit	[mg/l]	0,09
Nitrat	[mg/l]	0,07
Orthophosphat gelöst	[mg/l]	0,07
Chlorid	[mg/l]	0,08

2.5 Gewässerstrukturgüte der Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg

Die Erfassung der Gewässerstrukturgüte, im Auftrag der Stadt Freiburg, der Dreisam erfolgte nach dem LAWA-Verfahren (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser). Dabei wurden Gewässerabschnitte mit ca. 100 m Länge im Detail aufgenommen und die Strukturparameter Gewässersohle, linkes und rechtes Ufer sowie linkes und rechtes Umfeld bewertet.

Die unterschiedlichen Ausprägungen der Strukturparameter dieser Bereiche sind mit Bewertungsziffern belegt, aus denen Indices ermittelt wurden, die Berechnungsgrundlage zur Bewertung der genannten fünf Bereiche jedes Gewässerabschnittes in einer 7-stufigen Notenskala von natürlich bis naturfern sind. Parallel dazu wurden die Strukturparameter unter Berücksichtigung differenzierter Funktionen der Gewässerbereiche im Gelände bewertet. Basis dieser Bewertung war in beiden Fällen das „Leitbild“ (Referenzzustand), das auf der Vorstellung einer für den heutigen Naturraum **potentiell natürlichen** Gewässerstruktur beruht. Die Ergebnisse beider Bewertungen wurden miteinander verglichen und die Abweichung des aktuellen vom potentiell natürlichen Zustandes für die fünf Gewässerbereiche ermittelt und als farbiges Band mit einer 7-stufigen Skala von dunkelblau (naturnah) bis rot (vollständig verändert).

Die Dreisam, nach dem Leitbild der LAWA als Schwemmfächerbach ausgewiesen, weicht in ihrem heutigen Erscheinungsbild erheblich von diesem Zustand ab, aufgrund des zu Beginn des 19.Jhd. konsequent durchgeführten Ausbaus der Dreisam von Freiburg in Richtung Oberrheinebene unter rein flussbaulichen Gesichtspunkten (DEMUTH 1997), der dazu führte, dass sich die Dreisam heute als vollständig anthropogen veränderter Wasserlauf mit gerader

Linienführung innerhalb von Hochwasserdämmen, einem Doppeltrapezprofil und Verbau der Gewässersohle mit Sohlschwellen darstellt.

Dieses Bild paust sich auch in der Erhebung von 1998 durch, bei der die Strukturgüte der Dreisam als sehr gering bewertet wurde.

Bei keinem der fünf Gewässerabschnitte konnte eine bessere Strukturgüte als 4 (deutlich verändert) ermittelt werden wobei die Gewässersohle in diesem Zusammenhang noch am besten abschnitt.

Dabei ist die hohe Abflussdynamik der Dreisam als auslösende Kraft dafür verantwortlich, dass sich die Gewässersohle etwas mehr in Richtung zu naturnäheren Strukturen entwickeln konnte als die z.T. fest verbauten Bereiche des Gewässerumfeldes.

2.6 2.6 Landnutzung

Den Hauptanteil der z.T. stark reliefierten Flächen im Dreisameinzugsgebiet nehmen mit > 60 % der Fläche montane Nadel- und Mischwälder ein, gefolgt von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit über 30 %.

Die intensive Grünlandnutzung, v.a. im Zartner Becken mit Futtermittel- und Maisanbau, ist dabei mit ca. 20 % Flächenanteil von großer Bedeutung.

Der Flächenanteil versiegelter Gebiete beträgt 2,55 % und lässt sich aus der lockeren Bebauung der vorherrschend ländlichen Gebiete erklären.

Eine Übersicht über die Landnutzungsklassen im Dreisameinzugsgebiet und den jeweiligen Teileinzugsgebieten ist Tabelle 2.4 zu entnehmen.

Die Daten zur Flächennutzung im Stadtgebiet von Freiburg wurden vom Freiburger Ingenieurbüro Ernst & Co zur Verfügung gestellt. Die Digitalisierung erfolgte durch Auswertung von Luftbildaufnahmen. Dabei wurden insgesamt 7 Oberflächenklassen ausgewiesen.

Das Stadtgebiet von Freiburg umfasst eine Fläche von 47,1 km². Den Hauptanteil an der Gesamtfläche nehmen mit 50,6 % Grünflächen ein. Der Anteil versiegelter Flächen im Stadtgebiet beträgt über 40 %.

Einen Überblick über die Verteilung der Oberflächenklassen im Stadtgebiet von Freiburg ist nachstehender Tabelle zu entnehmen.

Tab. 2.4: Landnutzung im Dreisameinzugsgebiet und der Teileinzugsgebiete (Quelle: OTT 2002)

Landnutzungs-kategorie	Prozentualer Anteil an der Gesamtfläche [%]					
	Dreisam	St. Wilh. Talbach	Brugga	Zastlerbach	Rotbach	Wagensteigbach
Dicht bebaute Siedlungsbereiche	0,44	0,00	0,06	0,08	1,34	0,07
Locker bebaute Gebiete	2,00	0,37	0,76	0,08	1,83	0,92
Großflächig versiegelte Gebiete	0,11	0,00	0,07	0,03	0,07	0,08
Ackerflächen	4,26	0,92	0,79	0,68	1,86	3,58
Fels	0,45	2,12	1,38	1,25	0,53	0,30
Intensivobstbau	0,03	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04
Brachflächen	7,55	5,88	5,78	5,41	13,51	12,17
Unversiegelte, unbewachsene Flächen	0,07	0,03	0,01	0,05	0,11	0,11
Intensive Grünlandnutzung	20,35	9,60	12,08	8,70	16,96	18,05
Feuchtflächen	0,08	0,18	0,11	0,20	0,28	0,01
Extensive Grünlandnutzung	1,19	3,53	3,08	1,34	0,81	1,06
Locker baumbestandene Bereiche	2,45	0,53	1,06	0,12	1,39	2,54
Nadelwald	44,08	42,86	45,23	50,00	50,00	46,96
Laubwald	10,06	14,05	11,86	14,10	4,88	10,49
Mischwald	6,81	19,90	17,69	17,93	6,14	3,61
Wasserflächen	0,06	0,02	0,02	0,02	0,27	0,02
Gesamtfläche [km²]	257,5	15,00	40,30	15,00	42,3	49,7

Tab. 2.5.: Landnutzung im Stadtgebiet von Freiburg (Quelle: Ernst & Co 2002)

Oberflächenklasse	Prozentualer Anteil an der Gesamtfläche [%]
(1) Dachflächen	17,11
(2) Hoffl./Terrassen/Fußwege:teil/vollversiegelt	7,06
(3) Öffentl. und priv. Verkehrswege	18,31
(4) Grünflächen	50,62
(5) Wasserflächen	1,17
(6) Sonstige Flächen	5,63
Gesamtfläche [km²]	47,1

2.7 Messnetzkonzeption

Zur immissionsorientierten Bewertung von Niederschlagswassereinleitungen auf die Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg, wurde ein Messnetz (Abb. A2) konzipiert, das es ermöglicht, die natürliche Dynamik der betrachteten Parameter im Untersuchungszeitraum, ohne Beeinflussung von Niederschlagswassereinleitungen, durch **Routinemessungen** zu erfassen. Außerdem soll durch gezielte **Ereignisbeprobungen** der Entlastungsabflüsse der Mischwasserkanalisation deren Belastungsgrad dokumentiert und immissionsorientiert bewertet werden. Die routinemäßige Beprobung der Dreisam erfolgte an insgesamt 7 Standorten, die sich im Längsverlauf der Dreisam durch das Stadtgebiet von Freiburg über

eine Länge von ca. 8 km erstrecken. Der Standort Ebnet (R1) bildet dabei den oberen Referenzpunkt und charakterisiert den Gewässerzustand der Dreisam vor Eintritt in das Stadtgebiet von Freiburg.

Die Beprobung innerhalb des Stadtgebietes erfolgte an 5 Untersuchungsstellen (R2-R6). Den unteren Referenzpunkt des Routinemessnetzes bildet der Standort Betzenhausen (R7) und charakterisiert den Gewässerzustand der Dreisam nach durchfließen des Siedlungsgebietes der Stadt Freiburg. Die Beschreibung der einzelnen Messstellen, und der erhobenen Parametern, ist der nachstehenden Tabelle 2.6 zu entnehmen.

Tab. 2.6: Untersuchungsstandorte der Routinebeprobung an der Dreisam

Probestelle	Rechtswert	Hochwert	Standortbeschreibung	Erfasste Parameter
R1	3417880	5317230	Ebnet, am Pegel der LFU	Q, pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB,
R2	3416529	5317702	Sandfang an der Ausleitung des Gewerbekanals	pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB
R3	3416107	5317558	20 m vor Zufluss des Littenweiler Baches	pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB,
R4	3416088	5317559	Direkt am Zulauf des Littenweiler Baches	pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB,
R5	3413186	5317818	20 m oberhalb der Einleitung des Gewerbekanals	pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB, NH ₄ ⁺
R6	3413147	5317845	Direkt an der Einleitung des Gewerbekanals	pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB,
R7	3410878	5319530	Betzenhausen in Höhe der Gaskugel	Q, pH, Temp., Lf, Haptionen, O ₂ , BSB,

Das Messnetz zur Ereignisbeprobung umfasste die Messstellen Ebnet (R1) und Betzenhausen (R7), an denen durch Verwendung von Multisonden Parameter wie Abfluss, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert bestimmt wurden. Weiterhin wurden an drei von vier Entlastungsbauwerken (MW1-MW3) der Mischwasserkanalisation im Stadtgebiet CAPACITY-RODS installiert mit denen charakteristische Größen der Entlastungstätigkeit wie Dauer, Häufigkeit und Dynamik erfasst wurden. Die chemische Beschaffenheit des Entlastungsabflusses wurde durch Entnahme von Wasserproben ermittelt. Die Erfassung des Niederschlages als Inputgröße erfolgte mit Hilfe eines Niederschlagsmessnetzes, das durch das Ingenieurbüro Ernst & Co im Rahmen der Erstellung eines Generalentwässerungsplanes für die Stadt Freiburg eingerichtet wurde, und insgesamt 8 Niederschlagsstationen (N2-N9) im Stadtgebiet von Freiburg umfasst. Ein Überblick über das gesamte Messnetz ist im Anhang beigelegt.

3 Methodik

3.1 Feldmethoden

3.1.1 Probenahme

Über die chemische Wasseranalyse sollen Lösungsinhalt und physikalische Kennwerte einer Wasserprobe zum Zeitpunkt der Probenahme bestimmt werden. Richtige Probenentnahme und Vorbereitung der Proben zur Analyse sind daher unabdingbare Voraussetzungen einer zutreffenden Interpretation gefundener Analysewerte (MÜLLER 1998).

Um diesen Forderungen gerecht zu werden, wurde die Probenahme in Anlehnung an die DIN-Norm DIN 38402 A-15, Probenahme aus Fließgewässern, durchgeführt, um etwaigen Fehlerquellen bereits beim Vorgang der Entnahme von Wasserproben vorzubeugen.

Vorbereitung der Probebehälter

Die Probenahme, zur Bestimmung der Haptionen und der Ammoniumkonzentration, erfolgte durch Verwendung von 150 ml Polyethylenflaschen. Wasserproben, die zum Zweck der Bestimmung des biologischen-, bzw. chemischen Sauerstoffbedarfs bestimmt waren wurden mit Hilfe von 250 ml Enghalsflaschen mit Schliffstopfen entnommen. Bei der Probenahme für die bakteriologische Untersuchung standen ebenfalls 250 ml Glasflaschen zur Verfügung. Vorbereitende Maßnahme war jedoch bei allen verwendeten Probebehältern die gründliche Reinigung, die maschinell bei 60°C durchgeführt wurde, sowie die Endkontrolle auf Sauberkeit. Glasflaschen für bakteriologische Untersuchungen wurden außerdem sterilisiert und der Flaschenhals mit Alufolie gegen Verkeimung geschützt.

Probenahme bei Routine- und Ereignisbeprobungen

Die Probenahme bei Routine- und Ereignisbeprobungen erfolgte an zuvor festgelegten Probenahmepunkten. Bei den durchgeführten Routinebeprobungen wurde zusätzlich darauf geachtet, dass der Zeitpunkt der Probenahme an den jeweiligen Messpunkten immer zur selben Zeit durchgeführt wurde, um tagesperiodische Schwankungen der untersuchten Parameter so gering wie möglich zu halten, die die spätere Interpretation der Messergebnisse verfälschen und erschweren würden. Die Ereignisbeprobung erfolgte an einem der Entlastungsbauwerke der Mischwasserkanalisation. Dabei wurden Wasserproben direkt aus dem Entlastungsabfluss sowie aus der Dreisam oberhalb und unterhalb des Entlastungsbauwerkes gezogen.

Vor jeder Entnahme von Wasserproben wurden die Probebehälter mehrmals mit dem zu untersuchenden Wasser gespült, anschließend stets luftblasen- und turbulenzfrei bis zum Rand gefüllt und sogleich fest verschlossen und in geeigneten Transportkisten verstaut. Proben zur BSB-Bestimmung (Biochemischer Sauerstoffbedarf) wurden außerdem durch Umwickeln mit Alufolie vor Lichteinfall geschützt. Die Lagerung der Wasserproben bis zur Bestimmung der Haptonen erfolgte bei 4°C im Kühlschrank. Proben zur Bestimmung der Ammoniumkonzentration und des chemischen Sauerstoffbedarfs wurden innerhalb 48 Stunden analysiert. Die Bestimmung des BSB erfolgte nach Lagerung im Dunkeln und bei 20°C nach entsprechenden Inkubationszeiten.

3.1.2 Messung der in-situ Parameter

Da sich Lösungsinhalt und physikalische Kennwerte der Wasserproben innerhalb kürzester Zeit stark verändern können, müssen eine Reihe von Bestimmungen sofort im Gelände (in-situ) erfolgen. Bei den durchgeführten Routine- und Ereignisbeprobungen waren dies die Parameter Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung.

Temperatur

Die Bestimmung der Wassertemperatur [°C] erfolgte durch Verwendung eines kombinierten Leitfähigkeits/Temperaturmessgerätes LF 325-A sowie zu dessen Überprüfung mit einem weiteren kombinierten pH/Temperatur-Messgerät pH 325-A der Fa. WTW. Dabei wurden die Sensoren der verwendeten Messgeräte vollständig in das Wasser eingetaucht und die Wassertemperatur nach kurzer Adaptionszeit der Sensoren auf dem Anzeigegerät auf 0,1°C genau abgelesen.

pH-Wert

Die elektrometrische Bestimmung des pH-Wertes beruht auf der Messung der Potentialdifferenz zwischen zwei in das zu untersuchende Wasser eintauchenden Elektroden. Die eine Elektrode ist die Bezugselektrode, deren Potential gegen die Normal-Wasserstoffelektrode einen bekannten Wert besitzt. Das Potential der anderen Elektrode, der Messelektrode, wird in gesetzmäßiger Weise vom pH-Wert des Wassers bestimmt, (MÜLLER 1998).

Für die Bestimmung des pH-Wertes wurde das kombinierte pH/Temperatur-Messgerät pH 325-A der Fa. WTW eingesetzt, bei dem Bezugs- und Messelektrode in einer sogenannten

Einstabmesskette (Gaselektrode) in einer Einheit untergebracht sind. Der Messbereich liegt zwischen pH 2 und pH 16 und die Angabegenauigkeit beträgt 0,01.

Vor jeder Messung im Gelände wurde das Messgerät im Labor mittels zweier Standardlösungen kalibriert und im Gelände durch Messung einer Standardlösung nochmals auf Genauigkeit überprüft. Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in nicht bewegten Wasser, da sonst das strömungsbedingte Potential die Werte verfälschen würde.

Die Ablesung des pH-Wertes erfolgte, nachdem dieser auf der Anzeige für eine Minute einen konstanten Wert beibehielt.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] als Summenparameter der im Wasser gelösten Ionen erfolgte durch Verwendung des Messgerätes LF 325-A der Fa. WTW. Da in natürlichen Wässern, die verdünnte Elektrolytlösungen darstellen, die Wertigkeit und die Wanderungsgeschwindigkeit der Ionen konstant ist, ist bei konstanter Temperatur die elektrische Leitfähigkeit eines Wassers lediglich eine Funktion seiner Ionenkonzentration. Die elektrische Leitfähigkeit wurde aus diesem Grund auf die Referenztemperatur, durch Einstellung am Messgerät, von 25°C bezogen, wobei die Kompensation geräteintern erfolgt.

Die elektrische Leitfähigkeit wurde direkt im Gewässer durch Eintauchen der Messelektrode in das zu untersuchende Wasser und anschließendes Ablesen des Wertes an der Anzeige bestimmt.

Sauerstoff

Die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser ist abhängig von Temperatur und Druck, von der Zusammensetzung des Gases, das mit dem Wasser in Kontakt steht oder gestanden hat und von den Inhaltsstoffen des Wassers. Der Gehalt des Wassers an Sauerstoff bei der Probenahme wird als „Sauerstoffgehalt“ [mg/l], der Gehalt des Wassers bei Sättigung mit Sauerstoff als „Sauerstoffsättigung“ bezeichnet. Die Angabe des „Sauerstoffsättigungsindex“ [%] bezeichnet den Wert des Sauerstoffgehaltes in Beziehung zur Sauerstoffsättigung. (MÜLLER 1998)

Die Sauerstoffbestimmung im Gewässer erfolgte durch Verwendung eines elektronischen Messgerätes Oxi 196-A der Fa. WTW. Das Messprinzip dieser elektrochemischen (amperometrischen) Sauerstoffbestimmung mit einer O_2 -Sonde beruht auf kathodische Reduktion von gelöstem Sauerstoff an einer Metalloberfläche im Diffusionsgrenzstrombereich bei konstanter Spannung.

Vor jeder Messung im Gelände wurde die Messsonde mit dem Sauerstoffpartialdruck wasserdampfgesättigter Luft geeicht. Die eigentliche Messung erfolgte direkt im Gewässer, da die Sonde, zur exakten Messung, eine Anströmgeschwindigkeit von ca. 15 cm/s benötigt.

Der Sauerstoffgehalt [mg/l] und der Sauerstoffsättigungsindex[%] wurden vom Anzeigegerät abgelesen, nachdem diese einen konstanten Wert annahmen. Eine zusätzliche Temperaturkorrektur der Werte war nicht notwendig, da das Messgerät über ein in die Elektrode eingebautes Thermistorsystem verfügt, welches die Temperaturkompensation geräteintern verarbeitet.

3.1.3 Installation der Multisonden

Die Erfassung der physikalischen Parameter Temperatur, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit, sowie die Aufzeichnung der Wasserstände, die in Abflusswerte umgerechnet wurden, erfolgte an den Referenzstandorten Ebnet (R1) als oberer und Betzenhausen (R7) als unterer Messpunkt durch Einsatz von 2 Multisonden.

In **Ebnet** konnte die Multisonde in eine bereits existierende Vorrichtung eingebracht werden, die bei vorangehenden Untersuchungen seitens des IHF installiert wurde. Ein weiterer Vorteil war, dass sich an diesem Standort eine Pegelstation der LFU befindet und bei der Umrechnung der Wasserstände in Abflusswerte auf eine bereits für diesen Querschnitt gültige P/Q-Beziehung zurückgegriffen werden konnte. Da sich diese Station in einem relativ „sicheren“ Gebiet befindet konnte eine kontinuierliche Aufzeichnung der Parameter über den gesamten Untersuchungszeitraum stattfinden, weil die Gefahr der Beschädigung des Messgerätes als gering eingestuft wurde.

Die Installation der Multisonde in der Dreisam am Standort **Betzenhausen** erfolgte unter einer sich dort befindlichen Brücke. Zu diesem Zweck wurden zwei Klammern auf der Gewässersohle fixiert, auf die ein Rohr verschraubt wurde. Anschließend wurde ein Eisenträger am Ufer in die Erde gerammt an dem der Auslesekopf der Sonde sicher befestigt werden konnte. Das Verbindungskabel wurde mit Zeltheringen auf der Gewässersohle fixiert (Abb. 3.1).

Vorteil dieser Konstruktion ist zum einen, dass die Sonde leicht ein- und ausgebaut werden kann, da aufgrund der Gefahr des Vandalismus an diesem Standort kein fester Einbau möglich war, und zum anderen, dass die Sonde sich immer an der gleichen Stelle und Tiefe im Gewässer befindet und diese Fehlerquelle damit ausscheidet.

Die Forderung eines definierten Querschnitts war gegeben, da der Querschnitt zur Sicherung der Stabilität der Brücke mit Flussbausteinen zu beiden Uferseiten komplett ausgebaut ist.



Abb. 3.1: Multisonde am Standort Betzenhausen

3.1.4 Abflussmessung

Wie in Kapitel 1.2.3 dargestellt wurde, beeinflussen Niederschlagswassereinleitungen der Misch- und Trennkanalisation urbaner Gebiete die Ökologie der Fließgewässer nicht nur stofflich, sondern können durch kurzfristige starke Erhöhung des Abflusses, und der damit in Verbindung stehenden Sohlschubspannung, auch in hydraulischer Sicht starke anthropogene Veränderungen der natürlichen Abflussdynamik herbeiführen.

Um diese Veränderungen im Untersuchungsgebiet adäquat beschreiben zu können, ist die Erfassung des Abflusses an zwei Punkten im Fließgewässer erforderlich. Der erste Messpunkt ist der sogenannte Referenzpunkt, dessen Abflussdynamik als nicht durch Niederschlagswassereinleitungen beeinflusst angesehen wird. Am zweiten Messpunkt wird, ebenfalls nach Bestimmung des Abflusses, eine Bewertung der anthropogenen Beeinflussung der natürlichen Abflussdynamik durch Niederschlagswassereinleitungen durch Vergleich mit den Abflussdaten des Referenzpunktes vorgenommen.

Abflussmessung am Referenzpunkt Ebnet

Die Bestimmung des Abflusses am Referenzpunkt Ebnet, erfolgte durch Aufzeichnung der Wasserstände der Dreisam, die mit Hilfe der für diesen Querschnitt erstellten Wasserstands/Abflussbeziehung der Landesanstalt für Umweltschutz in Karlsruhe in Abflusswerte umgerechnet wurden. Die Wasserstände wurden in 5 min. Intervallen mit einer Auflösung von ± 1 cm registriert und durch Vergleich mit den Wasserstandsdaten der LFU auf Genauigkeit überprüft.

Abflussmessung am Messpunkt Betzenhausen

Da am Messpunkt Betzenhausen nicht auf eine bereits bestehende Wasserstands-Abflussbeziehung zugegriffen werden konnte, musste diese vom Bearbeiter erstellt werden und beinhaltete folgende Arbeitsschritte.

Um die mit einer Multisonde aufgezeichneten Wasserstände in Abfluss umrechnen zu können, mussten Abflussmessungen bei verschiedenen Wasserständen der Dreisam durchgeführt werden. Daraus wurde eine für den Querschnitt, und die Dauer des Untersuchungszeitraumes, gültige P/Q-Beziehung ermittelt.

Zu diesem Zweck wurde das Messgerät FLO-MATE 2000 der Fa. Marsh-McBirney eingesetzt, das nach dem Prinzip der magnetisch induktiven Durchflussmessung arbeitet. Diese Messtechnik beruht auf dem Faradayschen Prinzip: Bewegt sich ein Leiter durch ein Magnetfeld und schneidet dessen Feldlinien, so wird eine Spannung induziert. Das Maß der induzierten Spannung ist direkt proportional zur Geschwindigkeit des Leiters, d.h. des strömenden Wassers. Dabei stehen Fließrichtung, magnetisches Feld und induzierte Spannung senkrecht zueinander. Daher repräsentiert die Spannung die Geschwindigkeit des Fließens an den Elektroden. Im Innern des Sensors wird ein magnetisches Feld erzeugt. Kohlenstoff Elektroden messen die induzierte Spannung. Die Spannung wird verarbeitet und es wird direkt die Fließgeschwindigkeit des Wassers ausgegeben. Das Gerät zeichnet sich durch eine hohe Messgenauigkeit von $\pm 2\%$ aus und besitzt einen Einsatzbereich von $-0,15\text{ m/s}$ bis $+6,00\text{ m/s}$.

Nach Vermessung des Gerinnequerschnittes wurden im Abstand von 10 % der Gerinnebreite die Messpunkte der einzelnen Messlotrechten festgelegt. Die Bestimmung der mittleren Fließgeschwindigkeiten $v_{0,5}$ für die jeweiligen Messlotrechten erfolgte nach dem amerikanischen Zweipunktsystem, bei dem die punktuellen Fließgeschwindigkeiten bei $0,2 \cdot h$ und $0,8 \cdot h$ von der Sohle bestimmt werden.

Die Berechnung des Abflusses ergibt sich durch Integration über die Breite und Tiefe des Messquerschnittes.

$$Q = \int v dA = \int_0^h \int_0^b v dy dz \quad (3.1)$$

mit:

Q	Abfluss	[m ³ /s]
A	Durchflossener Querschnitt	[m ²]
v	Geschwindigkeit (y,z)	[m/s]
y	Horizontale Koordinate	[m]
z	Vertikale Koordinate	[m]

Da die durchgeführten Abflussmessungen nur bis zu einem bestimmten Wasserstand möglich waren, erfolgte die Anpassung der P/Q-Beziehung, über den durch Messungen belegbaren

Bereich hinaus, durch hydraulische Berechnungen nach Vermessung der Geschwemmsellinien und Abschätzung der Fließgeschwindigkeit.

Da im Rahmen dieser Untersuchung v.a. Mittelwasser bzw. Niedrigwasserverhältnisse von Bedeutung sind, weil bei diesen Bedingungen die stofflichen und hydraulischen Auswirkungen von stoßartigen NWE auf die Dreisam am gravierendsten sind, ist die erstellte P/Q-Beziehung (Abb. 3.2) in diesem Messbereich hinreichend definiert.

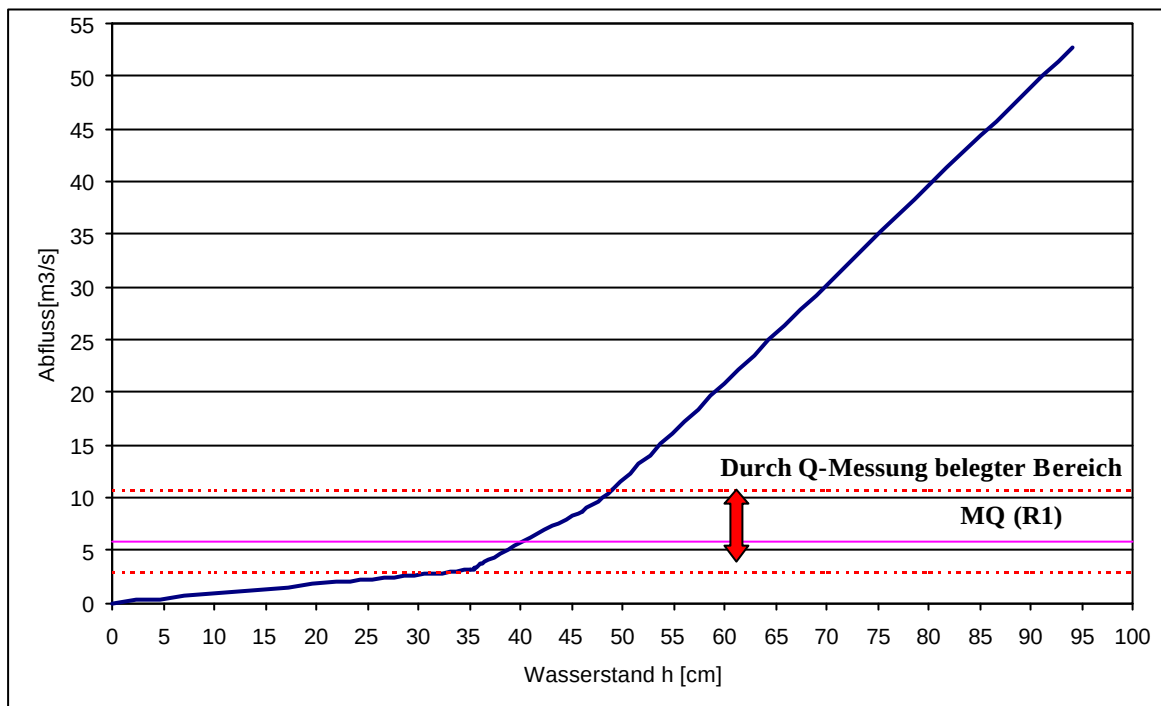


Abb. 3.2: Wasserstands – Abfluss Beziehung der Dreisam am Messpunkt Betzenhausen (R7) mit MQ am Pegel Ebnet (R1) der Periode 1941-1996)

3.1.5 Ermittlung der Entlastungshöhe der Mischwasserkanalisation

Der Ermittlung der Entlastungsabflüsse sowie charakteristischer Größen wie Dauer und Häufigkeit kommt im Rahmen dieser Arbeit eine zentrale Bedeutung zu und wurden durch Einsatz von Messsonden sog. CAPACITY-RODS (WT-HR 1000) der Fa. TruTrack erhoben. Der WT-HR 1000 ist ein hoch auflösender Datenlogger mit drei Kanälen, ein Kanal für die Wasserhöhe und zwei Kanäle für die Temperaturen. Ein Temperatursensor befindet sich am unteren Ende der Messstrecke und zeichnet die Wassertemperatur auf, der andere befindet sich im Logger selbst und erfasst die Lufttemperatur. Der Sensor zur Aufzeichnung der Wasserhöhe arbeitet kapazitiv und besitzt einen Messbereich von 1000 mm bei einer Gesamtlänge von 1320 mm. Die Auflösung beträgt ± 1 mm bei einer Arbeitstemperatur von 0°C bis $+70^{\circ}\text{C}$. Die Messung von Wasser- und Lufttemperatur erfolgt über einen Thermistor, einen temperaturabhängigen Widerstand, der eine Genauigkeit von $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ im Messbereich

von 0°C bis +70°C besitzt. Die Speicherleistung umfasst bei einer Auflösung von 12 bit 16.000 Einzelwerte (WENNINGER 2002). Die Aufzeichnung der Daten erfolgte mit einem Messintervall von 1 min um auch die Dynamik der Entlastungsabflüsse mit kurzer zeitlicher Ausdehnung mit genügend Messwerten erfassen zu können.



Abb. 3.3: CAPACITY ROD am Entlastungsbauwerk (MW2) der Mischwasserkanalisation

Der Vorteil bei Verwendung dieser Messgeräte bestand darin, dass sie sich relativ einfach am Auslass der untersuchten Entlastungsbauwerke der Mischwasserkanalisation, die vergittert sind, mit Hilfe von Kabelbindern sicher befestigen ließen und durch ihren geringen Durchmesser von 20 mm sehr unauffällig sind (Abb. 3.3). Diese Eigenschaft ist insbesondere im Hinblick auf die besondere Situation im Stadtgebiet von Freiburg mit der Gefahr der Beschädigung nicht zu unterschätzen. Die Verwendung von Multisonden, mit denen weitere Parameter wie pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit hätten aufgezeichnet werden können war nicht möglich, da diese Messgeräte in den Entlastungsbauwerken konnten aufgrund der z.T. extremen Dynamik der auftretenden Entlastungsabflüsse nicht sicher genug befestigt werden konnten.

Da es während den Entlastungsereignissen nicht möglich war Abflussmessungen durchzuführen, konnten die Abflüsse nur mit Hilfe hydraulischer Berechnungsformeln abgeschätzt werden.

3.1.6 Niederschlagsmessung

Der Erfassung des Niederschlages als Inputgröße im Untersuchungsgebiet kommt eine große Bedeutung zu, um Aussagen über dessen räumliche und zeitliche Variabilität im Untersuchungszeitraum treffen zu können. Von besonderem Interesse sind in diesem Zusammenhang die dabei auftretenden Regenintensitäten, die für ein Ansprechen der Entlastung der Kanalisation bzw. der Entlastungsbauwerke von primärer Bedeutung sind.

Im Untersuchungsgebiet standen die Daten von insgesamt 8 Niederschlagsstationen im Zeitraum vom 01.03.2002-15.06.2002 zur Verfügung. Diese Stationen wurden im Auftrag des Ingenieurbüros Ernst & Co in Freiburg betrieben und von einer weiteren Firma betreut. Es handelt sich durchweg um Pluviographen mit einer Wippeneinheit zur quantitativen Erfassung des Niederschlages und einer zeitlichen Auflösung der Daten von 1 min., die jedoch zu 5 minütigen Daten aggregiert wurden.

Die Pluviographen wurden alle 2 Wochen ausgelesen und dabei auf ihre Funktionstüchtigkeit überprüft. Einen Überblick über die Lage der Niederschlagsstationen im Untersuchungsgebiet ist Abb A2 zu entnehmen.

3.2 Laboranalysen

Die gemäß Kapitel 3.1.1 entnommenen Wasserproben wurden zum Zweck weiterer Untersuchungen im Hydrochemischen Labor des Instituts für Hydrologie der Universität Freiburg analysiert. Zur besseren Vergleichbarkeit orientieren sich die im Folgenden beschriebenen Analysemethoden an den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV) und wurden vom Autor selbstständig durchgeführt. Ausgenommen hiervon ist die mikrobiologische Untersuchung der Wasserproben hinsichtlich *Escherichia coli* bzw. Coliformer Keime sowie der Koloniezahlen bei 20°C und 36°C, die ebenfalls am IHF von P. Küfner und H. Unrein gemäß der zur Zeit gültigen Trinkwasserverordnung (TVO) analysiert wurden.

3.2.1 Ammoniumanalyse

Die Bestimmung von Ammonium-Ionen erfolgt photometrisch gemäß dem deutschen Einheitsverfahren (DEV E5-1).

Grundlage für diese Methode bildet die sogenannte Berthelot-Reaktion, bei der Ammonium-Stickstoff vollständig als Ammoniak vorliegt und bei einem pH-Wert von 13 abläuft. Ammoniak reagiert zunächst vollständig mit Hypochlorid-Ionen (ClO^-), die bei der Hydrolyse

von Dichlorisocyanursäure gebildet werden, zu Monochloramin (NH_2Cl). Dieses reagiert dann unter der Wirkung eines Katalysators mit Natriumsalicylat zu einem blauen Indophenolfarbstoff dessen Extinktion im Photometer bestimmt werden kann.

Die UV/VIS Spektrometrie beruht auf der spezifischen Absorption von elektromagnetischer Strahlung in den Wellenlängenbereichen zwischen $\lambda = 200\text{-}400\text{ nm}$ (UV) und $\lambda = 400\text{-}800\text{ nm}$ (VIS). Dieser spezielle Teil des Spektrums ist nun in der Lage, energiereiche Valenzelektronen anzuregen. In Molekülen sind dies die leichter anregbaren π -Elektronen von Doppelbindungen und freie Elektronenpaare verschiedener Heteroatome. Die aus solchen Messungen erhaltenen Absorptionsspektren können zur qualitativen und quantitativen Bestimmung der zugehörigen Substanzen herangezogen werden. Grundlage hierfür bildet das Bouguer-Lambert-Beersche-Gesetz, welches für Lösungen und Gase Gültigkeit besitzt. Auf diese Weise lässt sich durch Messung der Absorption bei vorgegebener Konzentration der spektrale Extinktionskoeffizient bestimmen und, bei bekanntem Extinktionskoeffizienten, die Konzentration der zu untersuchenden Substanz ermitteln (HEIN & KUNZE 1995).

Nach der Probenahme wurden die gekühlten und im Dunkel gelagerten Wasserproben zuerst mit Hilfe eines Membranfilters mit der Porenweite von $45\text{ }\mu\text{m}$ gefiltert um suspendierte Teilchen zu eliminieren, und anschließend in einen 50 ml Messkolben pipettiert. Nach Zugabe von 4 ml Salicylat-Citrat-Lösung und 4 ml Reagenzlösung wurde der Messkolben mit Aqua dest. aufgefüllt und bei 25°C für eine Stunde in ein Wasserbad gestellt. Eine Blindprobe wird in gleicher Weise behandelt. Die Extinktion, des durch diese Reaktion gebildeten Indophenolfarbstoffes, wird nun im Photometer Aqua Mate, der Firma Spectronic-Unicam, bei 655 nm gemessen, und die Ammoniumkonzentration der jeweiligen Wasserprobe mit Hilfe der zuvor aufgestellten Kalibrierkurve (Abb. 3.3) quantitativ bestimmt (RUMP 1998).

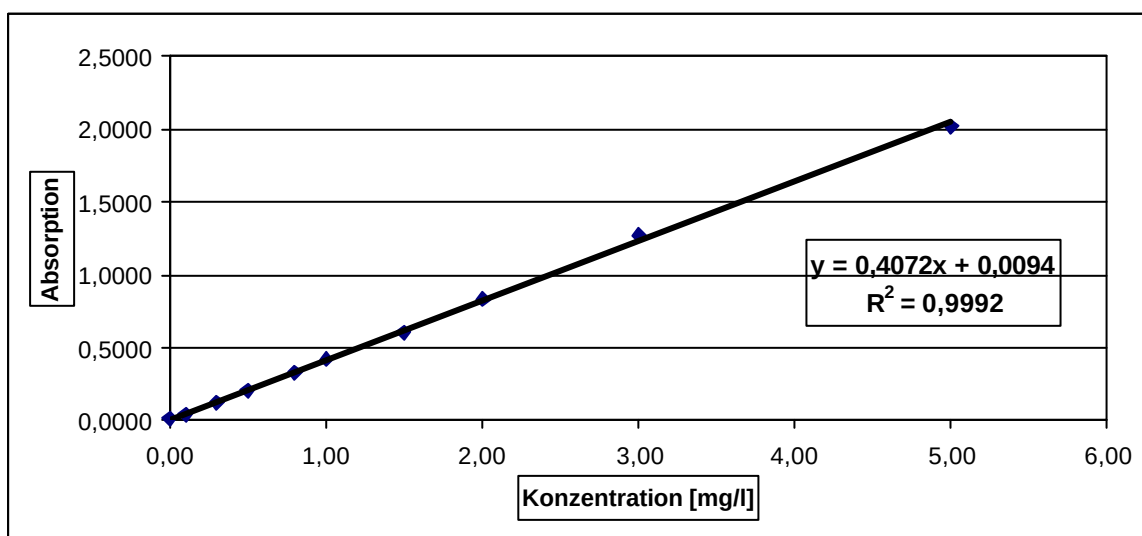


Abb. 3.4: Eichbeziehung der Ammoniumanalyse

Um die Ergebnisse und die Genauigkeit der Analysemethode überprüfen zu können wurden kontinuierlich Kontrollstandards mitgemessen. Einen Überblick über den Fehlerbereich ist Tabelle 3.1 zu entnehmen.

Tab.3.1:Fehlerbereich der Ammoniumanalyse.

Parameter	Stichprobenumfang [n]	Mittlere Abweichung [%]	Mittlere Abweichung [mg/l]	Maximale Abweichung [mg/l]	Standardabweichung [-]
Ammonium	38	5,16	0,021	-0,02 bis 0,077	0,02

3.2.2 Biochemischer Sauerstoffbedarf

Als biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) bezeichnet man die Menge an gelöstem Sauerstoff die von Mikroorganismen verbraucht wird, um im Wasser enthaltene organische Stoffe bei 20 °C oxidativ abzubauen. Dabei hat sich die Wasserwirtschaft darauf festgelegt, die Bestimmung des BSB nach 5 Tagen (BSB₅) Zehrungsdauer unter Lichtabschluss und bei 20 °C durchzuführen. Andere Versuchszeiträume lassen sich aber auf den Bezugszeitraum, den BSB₅, umrechnen ([url:http://wasser-wissen.de](http://wasser-wissen.de), Stand: 08-01-2002).

Der BSB ist ein empirischer Biotest, wobei die in der Probe vorherrschenden Milieubedingungen wie Temperatur, Sauerstoffkonzentration oder Bakterienart eine wesentliche Rolle spielen. Seine Reproduzierbarkeit ist aufgrund dieser und anderer Einflüsse deutlich geringer als die rein chemischer Untersuchungsmethoden. Trotz dieses Nachteils hat der BSB immer noch eine erhebliche Bedeutung bei der Beurteilung von verunreinigten Oberflächengewässern und von Abwasser. Für die Auslegung beim Bau von Kläranlagen ist er unverzichtbar.

Im Abwasser verläuft der Biochemische Abbau häufig über zwei mehr oder weniger scharf getrennte Phasen: In der ersten Phase werden organische Stoffe abgebaut und in der zweiten Phase, die als Nitrifikationsphase bezeichnet wird, erfolgt Oxidation des Ammoniums zu Nitrit und schließlich zu Nitrat durch die Aktivität der Bakterienarten Nitrosomas bzw. Nitrobacter. Diese Nitrifikation läuft nicht in jeder Wasser- oder Abwasserprobe ab, wodurch die Untersuchungsergebnisse mit Unsicherheiten behaftet sind. Man beobachtet Nitrifikation häufig bei geklärtem Abwasser, da sich in diesem bereits nitrifizierende Bakterien vermehrt haben. Um eine bessere Vergleichbarkeit bei Messserien zu erzielen, kann man die Nitrifikation durch Hemmstoffe weitgehend verhindern. Bei Untersuchungen von Oberflächengewässern sollte jedoch ohne Nitrifikationshemmer gearbeitet werden, da man meist die gesamte Sauerstoffzehrung und nicht nur die durch organische Stoffe hervorgerufene beurteilt (RUMP 1998).

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach 5 Tagen (BSB5) wurden ebenfalls ohne Nitrifikationshemmer durchgeführt und beinhalten folgende Arbeitsschritte.

Zunächst wurde wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben der in situ Sauerstoffgehalt in mg/l bestimmt und anschließend eine 250 ml Enghals Glasflasche mit Schliffstopfen luftblasen- und turbulenzfrei mit dem zu untersuchenden Probewasser befüllt, luftfrei mit dem Schliffstopfen verschlossen und sofort durch Umwickeln mit Alufolie abgedunkelt.

Die Proben wurden danach im Institut für Hydrologie Freiburg für 5 Tage bei 20°C bebrütet und der verbliebene Sauerstoffgehalt in mg/l in den Probeflaschen gemessen. Die Berechnung des BSB5-Werts erfolgte als Differenz des in situ Sauerstoffgehaltes (mg/l) und des Sauerstoffgehaltes nach 5 Tagen in den jeweiligen Wasserproben.

3.2.3 Chemischer Sauerstoffbedarf

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist die Menge Sauerstoff, die bei einer Oxidation der Probe unter definierten Bedingungen verbraucht wird. Der Umfang der Oxidation hängt von der Art der oxidierbaren Substanzen, dem pH-Wert, der Temperatur, der Reaktionszeit, der Konzentration des Oxidationsmittels und Reaktionsbeschleunigern ab.

Kaliumpermanganat wird seit langem als Oxidationsmittel zur Bestimmung organischer Stoffe im Wasser und Abwasser eingesetzt. Das Verfahren ist einfach, hat jedoch den Nachteil, dass Stoffe wie einige Aminosäuren, Ketone oder gesättigte Carbonsäuren nicht oder nur teilweise oxidiert werden. Deshalb hat diese Methode nur für gering verschmutzte Oberflächengewässer oder Trinkwasser als Übersichtsmethode noch eine gewisse Bedeutung. Aus diesem Grund verliert der Kaliumpermanganatverbrauch als Nachweis der Verunreinigung von Gewässern mehr und mehr an Bedeutung und wird durch die Bestimmungsmethode mit Hilfe des Kaliumdichromatverbrauchs ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) ersetzt (DIN 38 409-H43), und auch im Rahmen dieser Diplomarbeit angewendet.

Die CSB-Bestimmung mit Kaliumdichromat hat eine besondere Bedeutung bei der Untersuchung von Abwässern, da nach dem Wasserabgabengesetz in Deutschland der CSB die Abgabenhöhe mit bestimmt. Dieses Verfahren ermöglicht eine genauere Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs als die Oxidation mit Kaliumpermanganat. Die Reaktionsgleichung lautet:



Mit diesem Oxidationsmittel werden mit wenigen Ausnahmen alle organischen Stoffe fast vollständig oxidiert (ca. 95 %). Konzentrationen von etwa 10 bis 15 mg/l, ausgedrückt als

Sauerstoff **b** (O₂), können noch sicher bestimmt werden. Daneben werden auch einige anorganische Ionen oxidiert wie z.B. Iodid, Nitrit und Fe(II)-Ionen.

Für die Ergebnisbeurteilung ist wichtig, dass der CSB keine Berechnung der Menge organischer Stoffe zulässt, deren anteilmäßige Zusammensetzung in der Probe unbekannt ist, da für eine vollständige Oxidation verschiedene Substanzen unterschiedlich viel Oxidationsmittel benötigen (RUMP 1998).

Im Rahmen dieser Arbeit beschränkte sich die Bestimmung des CSB auf die Analyse der Wasserproben eines Einzelereignisses der Mischwasserentlastung am 06.06.2002, da für umfassendere Analysen die benötigten Reagenzien nicht zur Verfügung standen, und umfasste folgende Arbeitsschritte:

Nach Bestimmung des Titors wurden 20 ml Probenvolumen mit 10 ml Kaliumdichromatlösung zusammengegeben und einige Siedeperlen und 40 ml konzentrierter Schwefelsäure über den Kühler sowie 5 min. nach Siedebeginn 5 ml Silbersulfatlösung hinzugefügt. Nach 5 minütiger Abkühlung der Lösung wurden 50 ml Aqua dest. durch den Kühler hinzugegeben und bei Lufttemperatur abgekühlt. Anschließend wurden nach Zugabe von 3 Tropfen Ferroin-Indikator der Überschuss an Kaliumdichromat mit Ammoniumeisen(II)-sulfat-Lösung bis zum Umschlagpunkt von blaugrün nach rotbraun zurücktitriert. Eine Blindprobe wurde in gleicher Weise behandelt.

Der CSB, ausgedrückt als Sauerstoff **b** (O₂) (mg/l) wurde anschließend nach folgender Gleichung berechnet:

$$b(O_2) = \frac{(a - b) * T * 2000}{V} \quad (3.3)$$

mit: a	Verbrauch der Ammoniumeisen(II)-sulfat-Lösung für den Blindwert	[ml]
b	Verbrauch der Ammoniumeisen(II)-sulfat-Lösung für die Probe	[ml]
T	Titrationfaktor der Ammoniumeisen(II)-sulfat-Lösung	[-]
V	Probenvolumen	[ml]

3.2.4 Bestimmung der Haptionen

Die Bestimmung der ionischen Hauptkomponenten der Wasserproben erfolgte durch Verwendung des instrumentellen Analyseverfahrens der Ionenchromatographie, das in der Wasseranalytik zur Trennung, Identifizierung und quantitativen Bestimmung von anorganischen sowie organischen Ionen zum Einsatz kommt. Die analytische Vorgehensweise orientiert sich dabei an den Deutschen Einheitsverfahren DEV D19, DIN EN ISO 10304-1 zur Anionen- bzw. DEV E 34, DIN EN ISO 14911 zur Kationenbestimmung mit Hilfe der Ionenchromatographie.

Chromatographische Stofftrennungen beruhen auf den unterschiedlichen Affinitäten der Einzelkomponenten eines Substanzgemisches der flüssigen Phase gegenüber der stationären Phase, die aus einem negativ bzw. positiv geladenen oberflächenaktiven Festkörper bestehen. Der Austausch kann dabei nur im stöchiometrischen Verhältnis erfolgen, d.h. nur Ionen mit annähernd gleicher Ionenladung können gegeneinander ausgetauscht werden. Ionen mit hoher Ionenstärke die in Eluenten mit schwacher Ionenstärke durch die Austauschersäule transportiert werden, werden bei diesem Vorgang länger von der stationären Phase festgehalten, als Ionen mit geringer Ionenladung. Elutionsmittel sind entweder Laugen (bei Anionen) oder Säuren (bei Kationen). Aus dieser Tatsache ergibt sich eine Stofftrennung aufgrund der unterschiedlich langen Retentionszeiten.

Zur Anionentrennung liegt der Anionenaustauscher in Hydroxid-Form vor. Man trägt die Lösung auf, die Anionen werden auf der Säule fixiert. Die Eluation erfolgt mit Natronlauge oder Sodalösung. Je nach Festigkeit der Bindung wandern die Anionen schneller oder langsamer.

Das Eluat hat wegen der überschüssigen Kationen und OH-Ionen des Elutionsmittels für die Detektion eine zu starke Grundleitfähigkeit. Deshalb schickt man das Eluat anschließend durch einen Kationenaustauscher, der in der Protonenform vorliegt ("Supressorsäule"). Hier werden die Kationen des Elutionsmittels und der Wasserprobe gegen Protonen ausgetauscht. Sie reagieren mit den OH-Ionen zu Wasser. Dadurch reduziert sich die Hintergrundleitfähigkeit drastisch. Die aufgetrennten Anionen der Wasserprobe liegen nun als sehr gut leitende Säuren vor und können so kontinuierlich durch scharfe Detektions-Peaks identifiziert werden. Zur Kationenauftrennung verfährt man entsprechend umgekehrt

Für Anionenaustauscher ergibt sich folgende Abfolge unterschiedlich langer Retentionszeiten $F^- < OH^- < Cl^- < CN^- < Br^- < NO_3^- < HSO_4^-$, für Kationenaustauscher $H^+ < Na^+ < NH_4^+ < K^+ < Cs^+ < Ag^+ < Mg^{2+} < Ca^{2+}$.

Zur Analyse der Hauptionen stand im Rahmen dieser Arbeit ein Ionenchromatograph DX 500 der Firma DIONEX zur Verfügung.

Nach der Probenvorbereitung, bei der die Wasserproben mit einem Membranfilter der Porenweite 40 µm filtriert wurden, durchliefen diese zusammen mit dem Eluenten, der bei der Anionenanalyse aus einem Gemisch von Natriumcarbonat und Natriumhydrogencarbonat (Na_2CO_3) und bei der Kationenanalyse aus einer 0,011 molaren Schwefelsäure-Lösung (H_2SO_4) bestand, das System. Die Auftrennung erfolgte wie bereits beschrieben. Die anschließende quantitative Bestimmung der Ionen erfolgt geräteintern durch Integration der Fläche unter den jeweiligen Leitfähigkeitspeaks unter Einbeziehung einer vor jeder Messreihe ermittelten Eichbeziehung, bestehend aus 13 Ionenstandards mit bekannten Konzentrationen, im Bereich von 0,5 mg/l bis 20 mg/l. Das berechnete Bestimmtheitsmaß betrug in diesem Zusammenhang im schlechtesten Fall $r^2 \geq 0,9973$ und ist damit als sehr gut zu bewerten.

Um die Ergebnisse und das korrekte Arbeiten des Systems zu überprüfen wurden in regelmäßigen Abständen Kontrollstandards mitgemessen. Die Ergebnisse der Fehlerbereiche der Hauptionenanalyse sind Tabelle 3.2 zu entnehmen.

Tab. 3.2: Fehlerbereiche der Hauptionenanalyse

Parameter	Stichproben- umfang [n]	Mittlere Abweichung [%]	Mittlere Abweichung [mg/l]	Maximale Abweichung [mg/l]	Standardab- weichung [-]
Natrium	42	1,9	0,04	-0,27 bis 0,46	0,135
Kalium	42	2,71	0,03	-0,19 bis 0,38	0,133
Magnesium	42	1,66	0	-0,15 bis 0,29	0,103
Calcium	42	2,04	0,07	-0,14 bis 0,41	0,143
Chlorid	39	2,31	- 0,12	-0,51 bis 0,09	0,123
Nitrat	39	1,37	- 0,07	-0,34 bis 0,2	0,117
Sulfat	39	3,23	0,06	-0,53 bis 1,07	0,302

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum

Bei der Interpretation der Ergebnisse der Routine- und Ereignisbeprobungen im Zeitraum von März bis Juni 2002 ist die Betrachtung der Witterungsverhältnisse unerlässlich. Von besonderem Interesse ist in diesem Zusammenhang der Niederschlag als Inputgröße und auslösender Faktor der Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation. Außerdem liefert die Beschreibung der Witterungsverhältnisse Aussagen darüber, ob die Situation im Untersuchungsgebiet für diesen Zeitraum als charakteristisch angesehen werden kann oder von langjährigen Mittelwerten abweicht.

Weiterhin ist ein Vergleich von vorhandenen und zukünftigen Untersuchungen nur unter Einbeziehung der jeweiligen Witterungssituationen möglich. Die Beschreibung der Witterungsverhältnisse erfolgte anhand von Daten der Zeitschrift Witterungsreport Express des Deutschen Wetterdienstes für die Niederschlagsstation Freiburg i. Br., sowie unter Einbezug der Daten des Niederschlag-Messnetzes und Beobachtungen.

Einen Überblick der Abweichungen der Temperatur und des Niederschlags der einzelnen Monate vom langjährigen Mittel der Periode 1961 bis 1990 gibt die Abbildung 4.1.

März 2002

Der Monat März war im Vergleich zum langjährigen Mittel der Periode 1961 bis 1990 deutlich **zu warm** und **zu trocken**. Für die Station Freiburg ergab sich eine Abweichung der Temperatur von + 2,4 °C und eine Niederschlagsabweichung von – 25 % (DWD 2002).

Die Niederschlagssumme betrug für den Monat März 48,3 mm und die Durchschnittstemperatur lag bei 9 °C. Die N-Summen betrugen für den selben Zeitraum an den 8 Niederschlagsstationen im Stadtgebiet von Freiburg im Mittel 47,8 mm und zeigten damit eine gute Übereinstimmung.

Am 01. März dominierte eine Westlage zyklonal, die Niederschläge in Höhe von 8,9 mm (01.03) und 3,3 mm (02.03) mit sich brachte. An diese Westwetterlage schloss sich vom **02. bis 05. März** eine über Mitteleuropa ausbildende Hochdruckbrücke an, die für allmähliche Wetterberuhigung sorgte. Vom **03. bis 05. März** wurden keine Niederschläge registriert.

Während der vom 06. bis 10. März herrschenden Westlage zyklonal fielen geringe Niederschlagsmengen lediglich am 06. März (1,1 mm).

Die vom **11. bis 13. März** herrschende Südwestlage antizyklonal war niederschlagsfrei und sorgte durch aus SW herangeführte subtropische Luftmassen für sehr milde und sonnige

Witterung. Ein blockierendes Hoch mit Zentrum über Skandinavien und der Ostsee lenkte vom **14. bis 17. März** kontinentale polare Luft aus NE-Europa nach Deutschland. Hinter der SW vordringenden Luftmassengrenze war die Witterung stürmisch, kühl und feucht, davor im Süden Deutschlands mild und weitgehend trocken. Dies spiegelt sich in den geringen Niederschlägen in diesem Zeitraum von lediglich 2 mm wieder. Im Zeitraum vom **18. bis 22. März** wurde das NE-europäische Hoch von einem hochreichenden atlantischen Tief verdrängt und führte maritime Luftmassen heran. Die Folge waren Niederschlagsereignisse am 19.03 (22 mm), 20.03 (1,2 mm), 7,7 mm (21.03) und am 22.03 (1,4 mm).

Die Daten der DWD-Station unterschieden sich am 19. März z.T. deutlich von den ermittelten Niederschlagsmengen des Niederschlagsmessnetzes. So wurde für die N-Station N-6 für den 19.03 eine Tagessumme von 24,4 mm, an der Station N-8 29,2 mm und an der Station N-9 32,5 mm ermittelt. Die maximalen Niederschlagsintensitäten betrugen für dieses Ereignis an allen drei Stationen 16, 8 mm/h.

Im Zeitraum vom **23. bis 31. März** konnten keine Niederschläge aufgezeichnet werden. Ursache war, dass die Frontensysteme des Tiefdruckgebietes von einem sich mehr und mehr stabilisierenden Hochdruckgebiet nach SE-Europa verdrängt wurden

April 2002

Verglichen mit dem langjährigen Mittel (1961-1990) war der April **zu warm und zu trocken**. Für die Station Freiburg i. Brsg. ergaben sich Temperaturabweichungen von + 1,1 °C und – 15 % beim Niederschlag. Die Niederschlagssumme betrug für den Monat April 2002 in Freiburg an der DWD-Station 69 mm, die Durchschnittstemperatur lag bei 11,3 °C. Die Niederschlagssumme für den gleichen Zeitraum lag für die N-Stationen des Niederschlagsmessnetzes im Mittel bei 67,8 mm und damit nur geringfügig unter den Angaben der DWD-Station.

Das bereits seit dem 23. März bestehende Hochdruckgebiet setzte sich bis zum **01. April** fort und wurde am 02. April von einem Hoch Fennoskandien abgelöst. Der Zeitraum vom **02. bis 11. April** war gekennzeichnet von dominierender trockener Festlandsluft verbunden mit einer in diesem Zeitraum niederschlagsfreien Periode.

Der vom **12. bis 20. April** über Mitteleuropa liegende Trog führte an jedem dieser Tage zu Niederschlagsereignissen. Die höchsten Tagessummen wurden in diesem Zeitraum in Freiburg am 13.04 (14,3 mm), 14.04 (12,8 mm) und 19.04 (8,5 mm) registriert.

In der sich im Zeitraum vom **21. bis 25. April** über Mitteleuropa ausbildenden Hochdruckbrücke fielen im Untersuchungsgebiet nur sehr geringe Niederschlagsmengen am 24. April (0,6 mm).

Nach Auflösung der Hochdruckzone bestimmte vom **26. bis 30. April** eine Westlage zyklonal das Wettergeschehen in Deutschland und brachte durch eine kräftige NW-Strömung maritime

Luftmassen mit sich. Die Folge war ein stürmisches mit Schauern verbundenes Witterungsgeschehen. In diesem Zeitraum wurde am 26. April mit 18,5 mm die höchste Tagessumme aufgezeichnet. Zwischen dem **27. und 29. April** fielen nur geringe Niederschlagsmengen zwischen 0,1 mm (29.04) und 0,7 mm (27.04). Der **30. April** war niederschlagsfrei.

Mai 2002

Der Monat Mai war an der Station Freiburg in Bezug zur Standardperiode 1961-1990 um 0,6 °C **zu warm** und um 46 % **zu nass**.

Die Durchschnittstemperatur lag im Monat Mai 2002 bei 15 °C und die Niederschlagsmenge betrug 155 mm. Aus den N-Stationen wurde eine durchschnittliche Niederschlagsmenge von 117 mm errechnet, die damit deutlich unter der registrierten Menge an der DWD-Station lag. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass sich z.T. sehr kleinräumige Niederschlagszellen über das Gebiet hinwegbewegten und einzelne N-Stationen nicht überstrichen.

An den Stationen N2, N5 und N6 betrug die Niederschlagsmenge für den Monat Mai zwischen 145 und 170 mm. Die Station N-8 registrierte für diesen Zeitraum lediglich 59 mm.

Vom **01. bis 05. Mai** erstreckte sich vom Atlantik bis zum Nordmeer ein Höhentrog, der jedoch von Einzelstörungen durchsetzt war. Die subtropische Warmluft wurde allmählich von eindringender subpolarer Meeresluft abgelöst. An der von Nord nach Süd verlaufenden Luftmassengrenze war die Witterung an beiden Seiten unbeständig, niederschlagsreich und gewittrig. Ereignisse am 01.05 (35,5mm), 02.05 (22 mm), 03.05 (16 mm), 04.05 (22,3 mm) und 05.05 (2,3 mm) waren die Folge. Bei diesen Ereignissen traten jedoch nur geringe bis mäßige Niederschlagsintensitäten auf.

In der Zeit vom **06.bis 11. Mai** herrschte eine SE-antizyklonale Wetterlage, die bis zum 08. Mai keine Niederschläge brachte. Zum 09. Mai zogen die Fronten eines Teiltiefs von Frankreich nach NO. Sie beendeten die vorangegangene freundliche Witterung mit Schauern und Gewittern die sich aufgrund der großen Labilität in der feuchten Luft ausbildeten.

So entlud sich am **09.05** eine sehr lokale, in SE-Richtung ziehende, **Gewitterzelle** über dem Stadtgebiet von Freiburg. An der DWD-Station wurden 6,5 mm Niederschlag aufgezeichnet. An der N-Station N4 hingegen 14,7 mm mit dabei **maximal auftretenden Intensitäten von 50,4 mm/h (4,2 mm/5min)**. Nachdem es am 10. Mai niederschlagsfrei blieb, kam es am 11. Mai zu einem weiteren Niederschlagsereignis mit 11,4 mm.

Die vom **12. bis 15. Mai** herrschende Südwestwetterlage zyklonal, verbunden mit unbeständiger Witterung, brachte zwei Niederschlagsereignisse ≤ 2 mm und wurde allmählich vom 16. bis 21. Mai von einer sich ausbildenden Hochdruckbrücke über Mitteleuropa

abgelöst. In dieser Zeit wurde nur am 18. Mai ein Ereignis mit 5,5 mm aufgezeichnet. An den übrigen Tagen herrschte heiteres und trockenes Wetter.

Vom **22. bis 29. Mai** beeinflusste ein Tief über den Britischen Inseln das Wettergeschehen. Die Witterung war wechselhaft und es wurden zwei Ereignisse > 10 mm am 23. Mai (12,9 mm) und 25. Mai (14 mm) aufgezeichnet. Die übrige Zeit brachte keine oder nur sehr geringe Niederschläge.

Ein sich ausbildendes Hoch ergab bis zum Monatsende keine weiteren Niederschläge.

Juni 2002

Der Monat Juni war im Vergleich zur Standardperiode in Freiburg mit $+ 3,2$ °C **deutlich zu warm** und mit $+ 3$ % **geringfügig zu nass**.

Die Durchschnittstemperatur lag in diesem Zeitraum bei $20,9$ °C und die Niederschlagssumme bei 121 mm.

Da die Daten der 8 N-Stationen nur bis zum 15.06 vorlagen konnte für diesen Monat kein Vergleich zu der ermittelten Niederschlagssumme an der DWD-Station gezogen werden.

Vom **01. bis 03. Juni** setzte sich die aus dem Vormonat bestehende Hochdruck-Wetterlage fort. Am 03.06 ereignete sich jedoch ein Gewitter, welches jedoch nur geringe Niederschläge von insgesamt 2,3 mm mit sich brachte.

Auf diese Hochdruckwetterlage folgte vom **04. bis 09. Juni** eine Südostlage zyklonal. Dabei ragte westlich eines Hochdruckgebietes über N-Europa ein langgestrecktes Höhen-Tiefdruckgebiet nach SE über Westeuropa bis zum westlichen Mittelmeer. Es entstand eine Luftmassengrenze zwischen warmer subtropischer Luft aus dem südöstlichen Mitteleuropa und kühler Meeresluft über Westeuropa. In der Frontalzone bildeten sich häufig kräftige nach NE ziehende Gewitter mit ergiebigen Niederschlägen.

In Freiburg entlud sich am **04.06** eine **Gewitterzelle**. Dabei fiel in der Zeit zwischen 03²⁵ Uhr und 03⁵⁵ Uhr eine maximale Niederschlagsmenge von 17,1 mm, (N-5) bei einer **maximalen Intensität von 94,8 mm/h (7,9 mm/5min)**.

Am **06. Juni** wurde eine Niederschlagsmenge von 39,7 mm (DWD) bzw. 31 mm an N-Station N-8 registriert. Die wolkenbruchartigen Regenfälle die v.a. in der Zeit zwischen 15⁰⁰ Uhr und 17³⁰ Uhr auftraten führten in Ebnet zu Überflutungen von Straßen und lösten einen kleineren Erdrutsch aus. Es traten bei diesem Ereignis **maximale Intensitäten von 84,6 mm/h (7,2 mm/5min)** an der Station N-8 bzw. **62,4 mm/h (5,2 mm/5min)** an der Station N-9 auf.

Vom **10. bis 16. Juni** lag das Untersuchungsgebiet unter Hochdruckeinfluss. In dieser Zeit ereigneten sich lediglich zwei Ereignisse $< 1,5$ mm.

In der Zeit vom **17. bis 23. Juni** dominierte eine Südwestlage antizyklonal das Wettergeschehen. Die sich zwischen einem Hochdruckkeil über Mitteleuropa und einem Tief

über dem Atlantik ausbildende Frontalzone führte heiße tropische Luft aus SW heran. Die Folge war eine maximal Temperatur von 36,2 °C am 18.06. Das Zusammentreffen der verschiedenen Luftmassen war für ein Niederschlagsereignis, verbunden mit Gewittertätigkeit, am 23.06 (27,9 mm) verantwortlich.

Die vom **23. bis 27. Juni** herrschende Hochdruckbrücke über Mitteleuropa bzw. vom **28. bis 30. Juni** dominierende Westlage zyklonal brachte in dieser Zeit keine Niederschläge (DWD 2002).

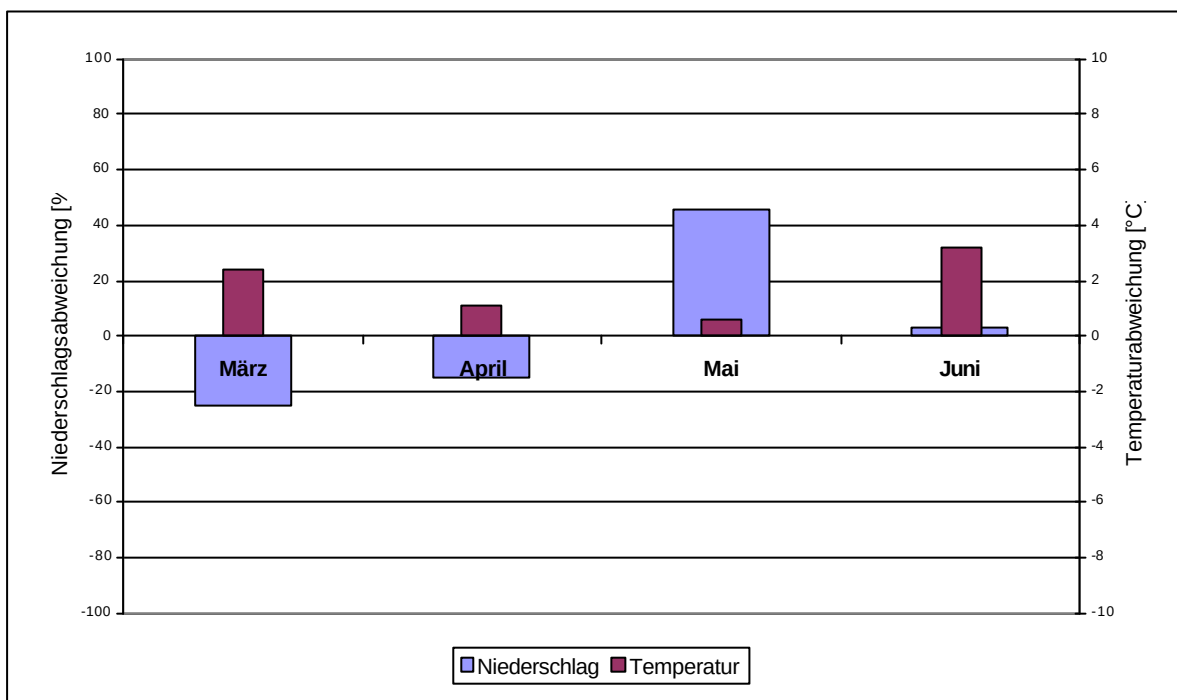


Abb.4.1: Abweichungen der Monatsmitteltemperaturen und der Monatsniederschläge der Station Freiburg i. Br. vom langjährigen Mittel der Klimaperiode 1961-1990 (Daten DWD 2002).

4.1.1 Abflussverhalten der Dreisam im Untersuchungszeitraum

Das Abflussverhalten der Dreisam wird anhand der gemäß Kap. 3.1.4 ermittelten Abflusswerte für den Standort Ebnet (R1) dargestellt (Abb. 4.2). Die Aufzeichnung der Wasserstände bzw. den daraus berechneten Abflusswerten, erfolgte im Zeitraum vom 18.03.2002 bis 23.06.2002 mit einer zeitlichen Auflösung von 5-Minuten.

Der Untersuchungszeitraum war gekennzeichnet von sehr heterogenen Witterungsverhältnissen im Dreisameinzugsgebiet (vgl. Kap. 4.1). Dementsprechend stellten sich auch die Niederschläge bezüglich ihrer Charakteristika (Verteilung, Dauer, Summe und Intensität) sehr differenziert dar. In der Periode vom 18. bis 22. März 2002 wurden mehrere kurz aufeinanderfolgende Hochwasserereignisse aufgezeichnet. Die Scheitelabflusswerte

betragen 53,1 m³/s (19.03.02), 40,4 m³/s (20.03.02), 33,1 m³/s (22.03.02 01²⁵ Uhr) und 33,87 m³/s (22.03.02 22²⁰ Uhr).

Diese Ereignisse resultierten aus den z.T. ergiebigen Niederschlägen, verbunden mit Schneeschmelze in den Hochlagen aufgrund der überdurchschnittlich hohen Temperaturen im Monat März. Die vom DWD betriebene Station Feldberg i. Schw. erfasste vom 18. bis 22. März eine Niederschlagsmenge von insgesamt 146 mm. Die Durchschnittstemperatur lag mit + 2,9 °C deutlich über der der Standardperiode (DWD 2002). Die Periode von Ende März bis Ende April war gekennzeichnet von trockenen Verhältnissen. In diesem Zeitraum lagen die Niederschlagssummen an der DWD-Station Freiburg i. Brsg. mit -15 % bzw. – 30 % an der Station Feldberg i. Schw., deutlich unter den Werten der Standardperiode (DWD 2002). Diese Situation spiegelt sich in den Abflusswerten wider. Ausgenommen von zwei Ereignissen am 14.04.02 (6,5 m³/s) und 27.04.02 (8,7 m³/s) lagen die Abflusswerte dauerhaft unter dem mittleren langjährigen Abfluss (MQ) von 5,87 m³/s. Ausgelöst von mehreren Niederschlagsereignissen vom 01. bis 04. Mai stiegen die Abflusswerte innerhalb drei additiver Abflussimpulse bis zu einem Scheitelwert von über 40 m³/s (04.05.02) an. Die Periode von Mitte bis Ende Mai war gekennzeichnet von mehreren Niederschlagsereignissen mit mäßiger Ergiebigkeit, die jedoch zu keinen größeren Abflussereignissen führten. Die zu Beginn und Ende des Monats Juni herrschenden trockenen und sehr heißen Verhältnisse waren dafür verantwortlich, dass am 03.06.02 bzw. am 23.06.02 mit 1,7 m³/s die geringste Abflusswerte des Untersuchungszeitraumes erfasst wurden. Für den Monat Juni typische konvektive Niederschlagsereignisse, v.a. am 06.06.02 und 07.06.02, waren Auslöser mehrerer sich z.T. überlagernder Ereignisse., von denen der höchste Scheitelabfluss am 07.06.02 mit über 40 m³/s ermittelt wurde.

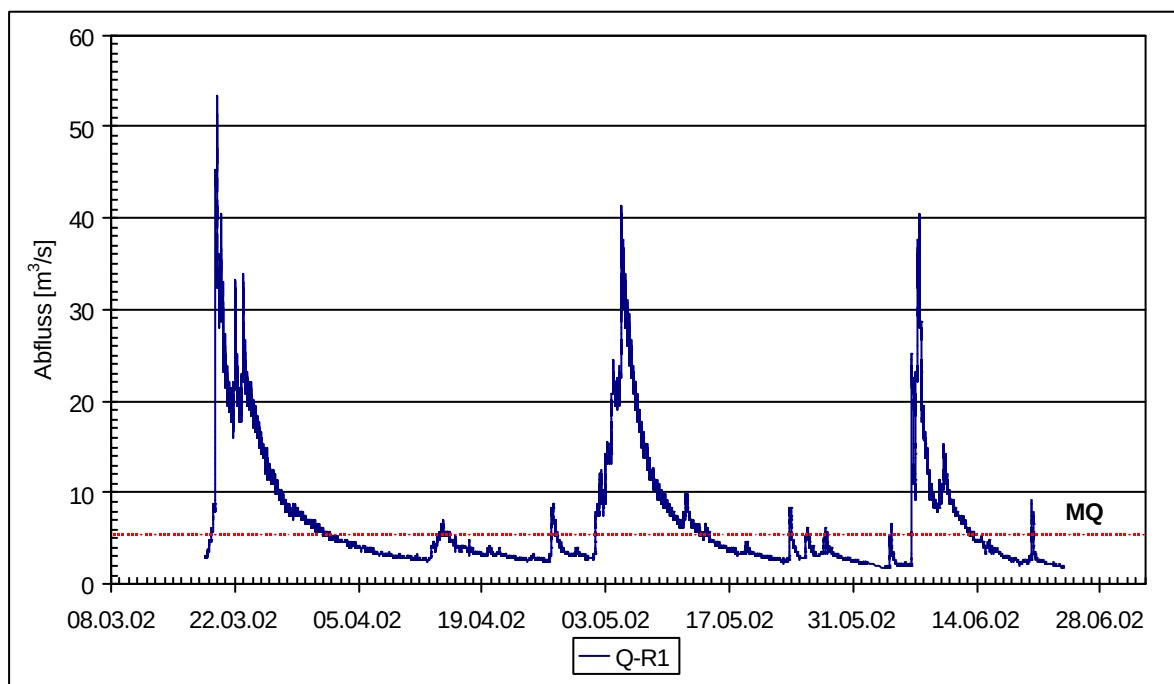


Abb.4.2: Abfluss der Dreisam am Standort Ebnet (R1) mit MQ der Periode 1941-1996

4.2 Ergebnisse der Routinebeprobungen

Die routinemäßige Beprobung der Dreisam an den Messstellen R1 bis R7 erfolgte im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002. Dabei wurden an 26-Terminen Wasserproben entnommen, die im Labor des IHF (Institut für Hydrologie Freiburg) auf die ionischen Hauptkomponenten untersucht wurden. Weiterhin wurden bei jeder Beprobung die Parameter pH-Wert, Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes als Sauerstoffsättigung [%], Sauerstoffgehalts [mg/l], und des biochemischen Sauerstoffbedarfs in 5-Tagen (BSB₅) erfolgte bei 11 Probenahmetermen in-situ bzw. im Labor. Ergänzt wurden die Ergebnisse durch die Daten der an den Standorten R1 (kontinuierlich) und R7 (temporär) installierten Multisonden.

4.2.1 Physikalische und chemische Parameter

4.2.1.1 Elektrische Leitfähigkeit

Im Rahmen der Routinemessungen wurden in der Dreisam elektrische Leitfähigkeiten erfasst, die sich im Bereich zwischen 43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 134 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (R1), bzw. 47 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 123 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (R7) bewegen. Die elektrische Leitfähigkeit der Dreisam kann damit als sehr gering eingestuft werden. Der Mittelwert liegt an beiden Standorten bei 91 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Im Längsverlauf ergaben sich bei den Routinemessungen an den Standorten R1 bis R7 nur geringfügig unterschiedliche Ergebnisse. Mit Ausnahme des Standorts R4 (Littenweiler Bach) an dem Leitfähigkeiten bis 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$, bei einem Mittelwert von 164 $\mu\text{S}/\text{cm}$, erfasst wurden. Auffällig war, dass während der Routinebeprobungen die ermittelten Leitfähigkeiten am Untersuchungsstandort R1 i. vgl. zum Standort R2 leicht erhöht waren obwohl diese beiden Standorte nur ca. 800m voneinander entfernt sind und sich auf dieser Strecke keine Zuflüsse befinden.

4.2.1.2 pH-Wert

Die Auswertung der Daten der installierten Multisonden ergab für die Standorte R1 und R7 pH-Werte, die im Mittel bei 6,8 (R1) bzw. 6,6 (R7) liegen und sich damit im schwach sauren Milieu bewegen. Die ermittelten Maximalwerte lagen im Untersuchungszeitraum an diesen Messstellen bei 7,59 (R1) und 9,08 (R7) und sind damit in den schwach bis stark basischen

Bereich verschoben. Minimale pH-Werte ($\text{pH} < 6$) traten im Untersuchungszeitraum v.a. zu Zeiten erhöhter Abflüsse auf.

Deutliche tagesperiodische Schwankungen des pH-Werts konnten v.a. an der Messstelle R7 nachgewiesen werden. Im Zeitraum von Anfang bis Ende April zeigten sich immer ausgeprägtere Tagesgänge des pH-Werts mit Minima in den Nacht- und Maxima in den frühen Nachmittagsstunden. Der maximale Schwankungsbereich (25./26.04.2002) erstreckt sich über annähernd 3 pH-Wert Einheiten (6,32-9,08). Beendet wurde diese starke Periodizität durch ein Abflussereignis am 28.04.2002 mit $7,4 \text{ m}^3/\text{s}$ (R7), bei dem sich der pH-Wert in Betzenhausen (R7) zuerst deutlich verringerte, näherte sich in der Folgezeit jedoch wieder dem Neutralwert. Nach diesem Abflussereignis stellten sich jedoch keine so ausgeprägten Tagesgänge wie im Zeitraum zuvor ein. Im Gegensatz dazu pendelte der pH-Wert in Ebnet (R1), im gleichen Zeitraum, lediglich um den Neutralwert 7, und zeigte aus diesem Grund auch während erhöhter Abflüsse keine so ausgeprägte Reaktion wie an Standort R1, Abbildung 4.3.

Bei den durchgeführten Routinemessungen ergaben sich im Längsverlauf (R1-R7) bis Ende März keine gravierend unterschiedlichen pH-Werte. Ab Anfang April konnten jedoch, wie durch die Multisonden, stromabwärts zunehmende pH-Werte verzeichnet werden. Im Vergleich zu R1 wiesen dabei die Messstellen R3, R5 und besonders R7 die höchsten Werte, mit pH bis 8,9 auf. Ab dem Monat Mai verringerten sich diese extremen Unterschiede. Es wurden jedoch weiterhin Werte über pH 8 ermittelt.

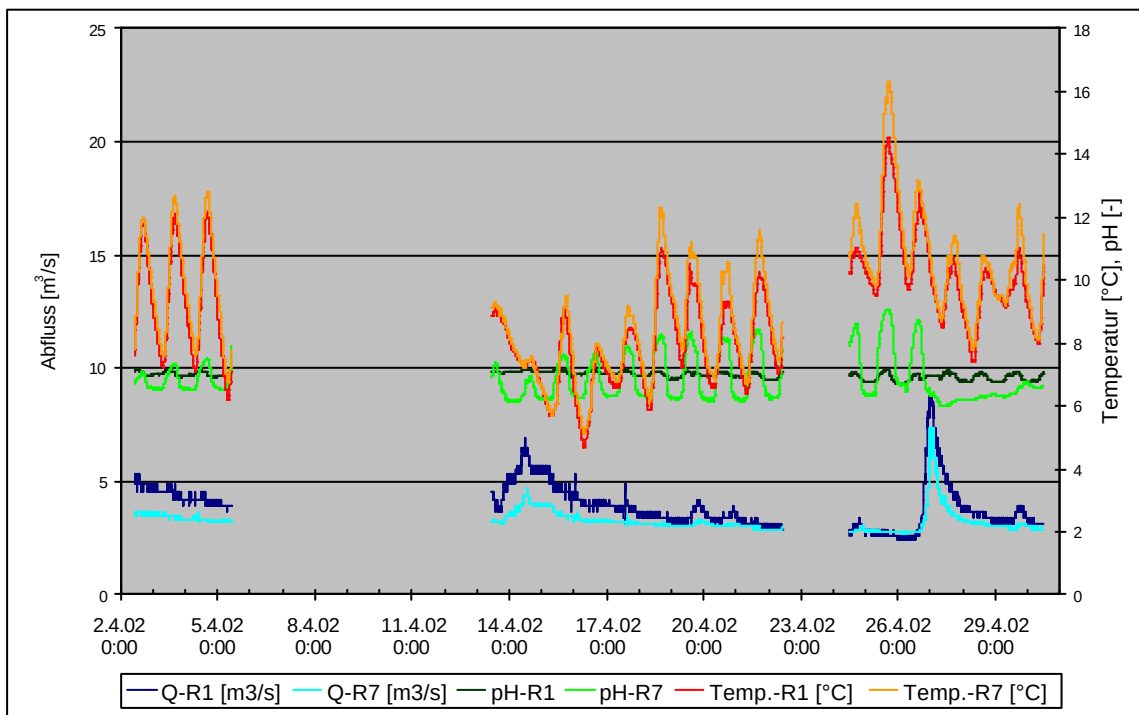


Abb.4.3: Abfluss, Temperatur und pH-Wert an den Untersuchungsstandorten R1 und R7 im Zeitraum vom 02.04.2002 bis 30.04.2002

4.2.1.3 Sauerstoff und biochemischer Sauerstoffbedarf

Im Zeitraum vom 04.04.2002 bis 01.06.2002 wurden die Sauerstoffgehalte an den Messstellen R1-R7 in situ als Sauerstoffgehalt [mg/l], Sauerstoffsättigung [%], sowie der biochemische Sauerstoffbedarf in 5-Tagen (mg/l) im Labor bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.1 dargestellt. Bei diesen Untersuchungen ergaben sich mittlere O₂-Gehalte, die an allen Messstellen $\geq 10,7$ mg/l liegen. Minimale Sauerstoffgehalte lagen im Bereich $> 9,9$ mg/l $\leq 11,2$ mg/l und können damit als sehr hoch bewertet werden. Die minimale Sauerstoffsättigung, die für die aquatischen Organismen von größter Bedeutung ist, bewegte sich an den Messstellen R1-R7 im Bereich > 93 % ≤ 98 %. Ausgeprägte Sättigungsdefizite konnten innerhalb des Untersuchungszeitraumes nicht erfasst werden. Im Gegensatz dazu wurden an den Standorten R2 (114 %), R5 (122 %) und R7 (113 %) Sauerstoffübersättigungen festgestellt die Folge einer erhöhte Sauerstoffproduktion aquatischer Pflanzen während der Photosynthese sind.

Tab. 4.1: Minimale, Maximale und Mittlere [%], Sauerstoffkonzentration [mg/l], Sauerstoffsättigung und BSB₅-Werte [mg/l] an den Messstellen R1-R7 im Zeitraum 04.04.2002 bis 01.06.2002.

Parameter:		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7
O ₂ -Min	[%]	93	96	97	93	97	95	98
O ₂ -Max	[%]	106	114	107	106	122	106	113
O ₂ -Mittel	[%]	99,7	105	101,7	99,4	109,9	101,7	103,9
O ₂ -Min	[mg/l]	10,2	10,8	10,7	10,2	11,2	10,4	9,9
O ₂ -Max	[mg/l]	11,7	12,1	11,9	11,1	13,3	11,4	13,1
O ₂ -Mittel	[mg/l]	10,8	11,5	11,2	10,7	12	11,6	11,6
BSB ₅ -Min	[mg/l]	0,7	0,8	0,8	0,4	0,8	1	0,9
BSB ₅ -Max	[mg/l]	2	2,7	3,8	1,6	3,3	2,9	3,4
BSB ₅ -Mittel	[mg/l]	1,2	1,75	1,8	1,1	1,8	1,9	1,9

Der biochemischen Sauerstoffbedarf der Dreisam lag an den Messstellen R1 bis R7 im Mittel unter 2 mg/l. Im Längsverlauf zeigte sich ein sukzessiver Anstieg des BSB₅-Wertes von 1,2 mg/l in Ebnet (R1) bis auf 1,9 mg/l in Betzenhausen (R7). Den niedrigsten BSB₅-Wert weist der Zulauf des Littenweiler Bachs (R4) mit einem Mittelwert von 1,1 mg/l auf.

Maximalwerte des BSB₅ von über 3 mg/l wurden an den Standorten R3 (3,8 mg/l), R5 (3,3 mg/l) und R7 (3,4 mg/l) alle im Zeitraum vom 11.04.2002 bis 15.04.2002 ermittelt. In der übrigen Zeit schwankten die BSB₅-Werte an den einzelnen Messstellen um den berechneten Mittelwert.

4.3 Hauptionen

Die an den Messstellen (R1-R7) routinemäßig entnommenen Wasserproben wurden chromatographisch auf deren Zusammensetzung ionischer Hauptbestandteile untersucht.

Ermittelte Konzentrationen (mg/l) der Kationen Na⁺, K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺, sowie der Anionen Cl⁻, NO₃⁻ und SO₄²⁻ wurden in Äquivalenzkonzentrationen c(eq) [mmol(eq)/l] umgerechnet. Anschließend wurden Ionensummen durch Addition molarer Äquivalenzkonzentrationen gebildet, sowie der prozentuale Anteil [(c)eq-%] der Einzelkomponenten an der jeweiligen Ionensumme ermittelt. Der Anteil an Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) wurde als Restglied der Ionenbilanz bestimmt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im folgenden dargestellt

4.3.1 Anionen

Die Zusammensetzung der anionischen Hauptkomponenten Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ und HCO₃⁻, der im Rahmen der Routinebeprobung untersuchten Wasserproben, gruppieren sich um einen Mittelwert, der eine anteilmäßige Zusammensetzung von ca. **27 % Cl⁻ + NO₃⁻, 16 % SO₄²⁻ und 57 % HCO₃⁻** besitzt (Abb. 4.4).

Die Schwankungsbereiche von der Minimal- zur Maximalkonzentration betragen + 277 % (Cl⁻), +172 % (NO₃⁻) und + 167 % Messstelle R4 (Zufluss Littenweiler Bach) weicht in diesem Zusammenhang mit einer Zusammensetzung von 24 % Cl⁻ + NO₃⁻ 19 % SO₄²⁻ und 57 % HCO₃⁻ leicht von den ermittelten Werten der anderen Standorte ab (Tab. 4.2). Die Konzentrationen der anionischen Hauptkomponenten bewegen sich jedoch für diese Messstelle mit durchschnittlich 7,5 mg/l (Cl⁻), 10,5 mg/l (NO₃⁻) und 14,9 mg/l (SO₄²⁻) auf einem i. vgl. zur Dreisam deutlich höheren Niveau.

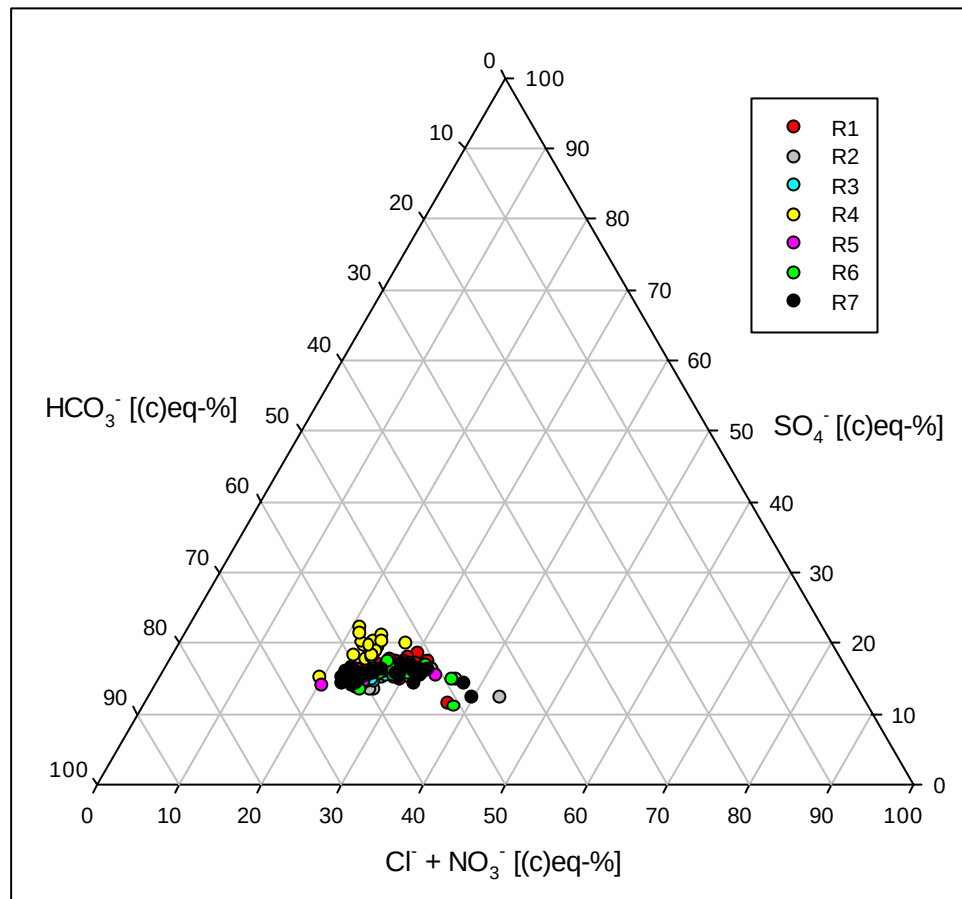


Abb. 4.4: Prozentuale Zusammensetzung der anionischen Hauptbestandteile Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und HCO_3^- an den Routinemessstellen R1 bis R7 im Zeitraum 25.02.2002- 01.06.2002.

Tab.4.2: Minimum, Maximum und Mittelwert der anionischen Hauptbestandteile Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und HCO_3^- an den Routinemessstellen R-1 bis R-7.

Parameter		R-1	R-2	R-3	R-4	R-5	R-6	R-7
$\text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$ [(c)eq-%]	Min	23,05	23,74	24,16	19,66	20,58	23,24	22,42
	Max	37,24	43,31	31,90	27,85	33,69	38,17	39,70
	Mittel	26,95	29,29	27,65	23,71	27,64	28,39	26,45
SO_4^{2-} [(c)eq-%]	Min	11,35	12,29	14,13	15,24	13,90	11,05	12,33
	Max	18,42	16,55	16,66	22,12	16,71	17,50	17,04
	Mittel	16,27	15,07	15,43	19,24	15,64	15,46	15,39
HCO_3^- [(c)eq-%]	Min	50,73	44,41	52,59	52,21	50,82	48,97	47,97
	Max	61,36	61,38	61,08	65,10	65,42	61,40	62,82
	Mittel	56,78	55,64	56,91	57,05	56,72	56,13	58,17
$\text{Cl}^- / \text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$ [%]	Min	56,72	60,21	60,14	50,05	60,09	56,72	58,20
	Max	74,12	74,62	69,02	61,70	67,25	78,27	76,59
	Mittel	62,04	65,56	63,50	55,10	63,27	64,02	63,69

Im Untersuchungszeitraum ergaben sich bei den jeweiligen Untersuchungsterminen jedoch z.T. erhebliche Konzentrationsunterschiede der anionischen Hauptkomponenten. Deutliche Unterschiede wiesen in diesem Zusammenhang die Cl-Konzentrationen der Dreisam auf (Abb. 4.5). Hier wurden Maximalkonzentrationen von 13,6 mg/l (R2) am 25.02.2002 und Minimalkonzentrationen von 4,9 mg/l (R6) am 25.03.2002 ermittelt. Erhöhte Cl-Konzentrationen ergaben sich an allen Untersuchungsstandorten am 08.03.2002 mit einer Maximalkonzentration von 10,4 mg/l (R7). Während eines ansteigenden Abflussereignisses am 19.03.2002 zeigten sich an den Standorten R7 mit 7,3 mg/l und R1 mit 6,6 mg/l überdurchschnittliche Chloridwerte. Am 11.04.02 und 18.04.02 zeigten sich nur an den Standorten R2 (7,09 mg/l) und R3 (7,25 mg/l) erhöhte Konzentrationen, während an den anderen Standorten zu diesen Terminen lediglich Konzentrationen bis 6,3 mg/l ermittelt wurden.

Insgesamt betrachtet ergeben sich in der Dreisam bei den Chloridkonzentrationen an den einzelnen Messstellen z.T. auffallend unterschiedliche Ergebnisse. Ein klares Muster ist im Längsverlauf jedoch nicht zu erkennen.

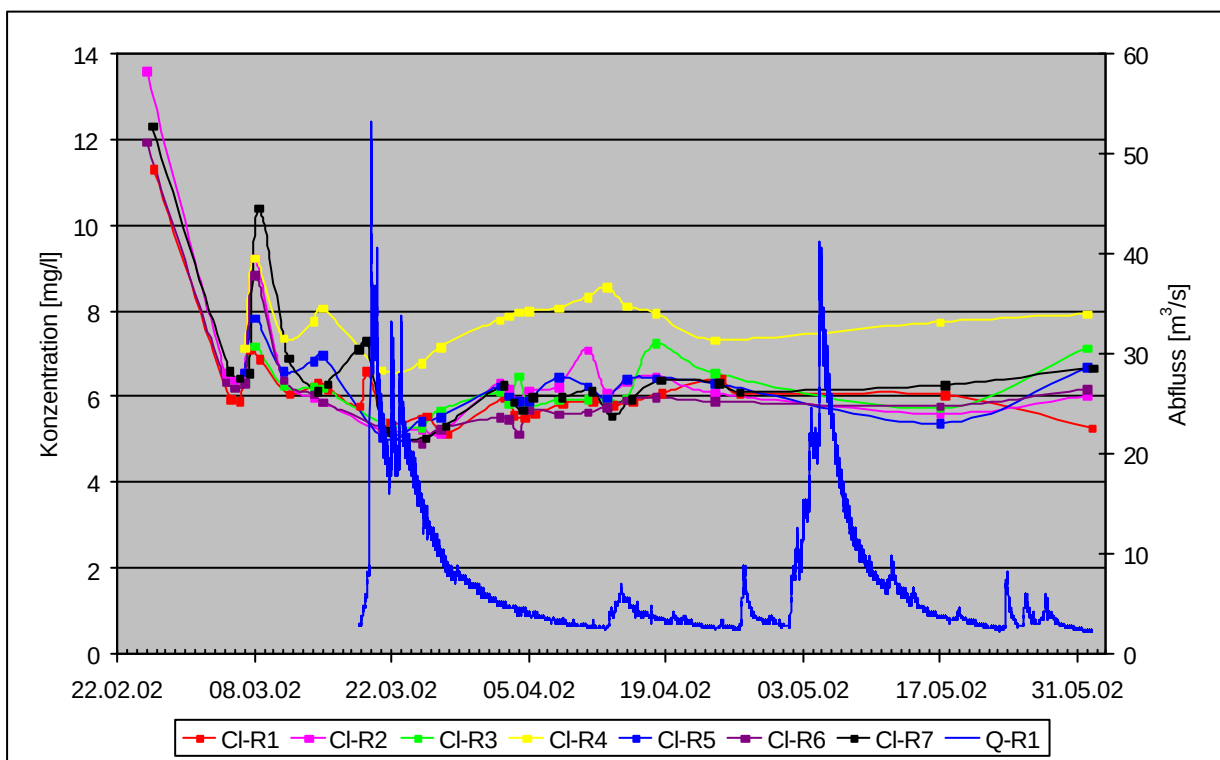


Abb. 4.5: Chlorid (Cl)-Konzentrationen [mg/l] an den Messstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.02-01.06.02.

Die Nitratkonzentrationen (Abb.4.6) in der Dreisam zeigen im Untersuchungszeitraum bei den jeweiligen Stichtagsbeprobungen an den einzelnen Messstellen keine so ausgeprägt unterschiedlichen Konzentrationsschwankungen wie die Chloridkonzentrationen. Bei Vergleich der Nitratkonzentrationen an den Standorten R1 und R2 ergeben sich, abgesehen

vom 25.02.02, jedoch am Standort R1 kontinuierlich höhere Werte von annähernd 1 mg/l. Ausgeprägte Schwankungen der Nitratkonzentration sind überwiegend im Zusammenhang mit sich verändernden Abflussverhältnissen zu erkennen. Die Reaktion der Konzentrationen ist dabei jedoch nicht einheitlich. So ergeben sich bei einem Abflussereignis, beginnend am 18.03.02, durchweg geringere Nitratkonzentrationen an den Messstellen in der Dreisam als bei den vorausgegangenen Probenahmeterminen. Im Gegensatz dazu war bei einem Ereignis am 13.04.02 an allen Messstellen ein tendenzieller Anstieg der Nitratkonzentrationen zu verzeichnen.

Weiterhin konnte ein Anstieg der Nitratkonzentration bei der Beprobung der Messstelle R6 (6,9 mg/l) am 04.04.02 ermittelt werden, obwohl die anderen Standorte diesbezüglich keine Reaktion zeigten. Ein Analysefehler kann hierbei jedoch weitgehend ausgeschlossen werden, da an dieser Messstelle auch bei der Sulfatkonzentration zu diesem Probenahmetermin ein Anstieg zu verzeichnen war und damit einen Hinweis auf anthropogenen Stoffeintrag gibt, der im Verlauf des Gewerbebaches durch das Stadtgebiet stattgefunden haben muss. Am unterhalb liegenden Standort R7 konnte dieser noch nicht, oder nicht mehr nachgewiesen werden.

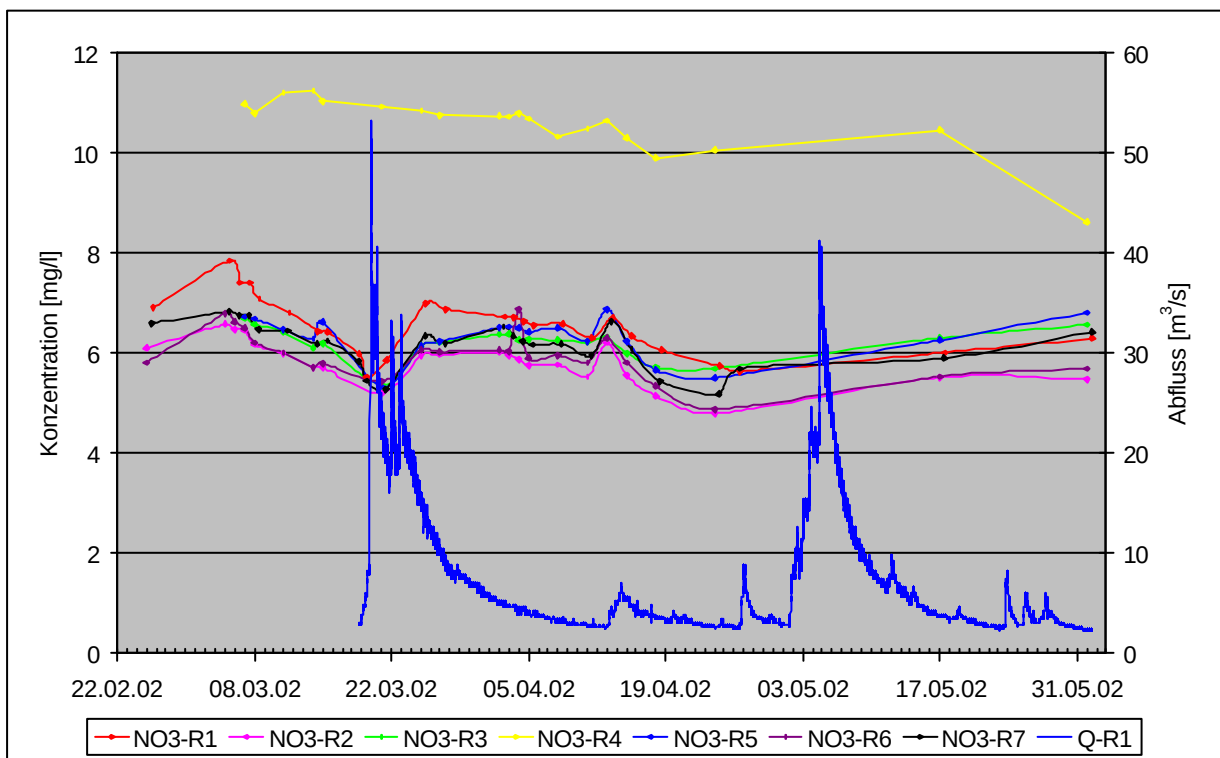


Abb.4.6: Nitrat (NO_3^-)-Konzentrationen [mg/l] an den Messstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.03-01.06.02.

Im Littenweiler Bach sind Nitratkonzentrationen anzutreffen, die mit einem Mittelwert von 10,5 mg/l, 72 % höher sind als die der Dreisam. Noch deutlicher übersteigen die Sulfatkonzentrationen (Abb. 4.7), die im Mittel bei 14,9 mg/l liegen, die mittlere Sulfatkonzentration der Dreisam um mehr als 100 %.

Die Sulfatkonzentrationen reagieren ebenfalls wie die Nitratkonzentrationen bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen mit deutlichen Konzentrationsveränderungen. Hierbei ergibt sich jedoch der Trend, dass bei erhöhten Abflüssen eine Konzentrationsabnahme stattfindet und im Gegensatz dazu bei geringeren Abflüssen in der Dreisam höhere Konzentrationsbereiche erreicht werden. Auffällige Unterschiede der Sulfatkonzentration im Längsverlauf der Dreisam ergeben sich bei Vergleich der Standorte R1, R2, R3 und R5. Die Sulfatkonzentrationen am Standort R1 liegen im Untersuchungszeitraum ca. 20 % höher als am Standort R2, die wiederum z.T. deutlich niedrigere Konzentrationen an Sulfat aufweist wie R3, obwohl die Messstellen R2 und R3 nur ca. 300m voneinander entfernt sind. Im weiteren Verlauf ergeben sich jedoch am Standort R5 wieder höhere Sulfatkonzentrationen als am Standort R3.

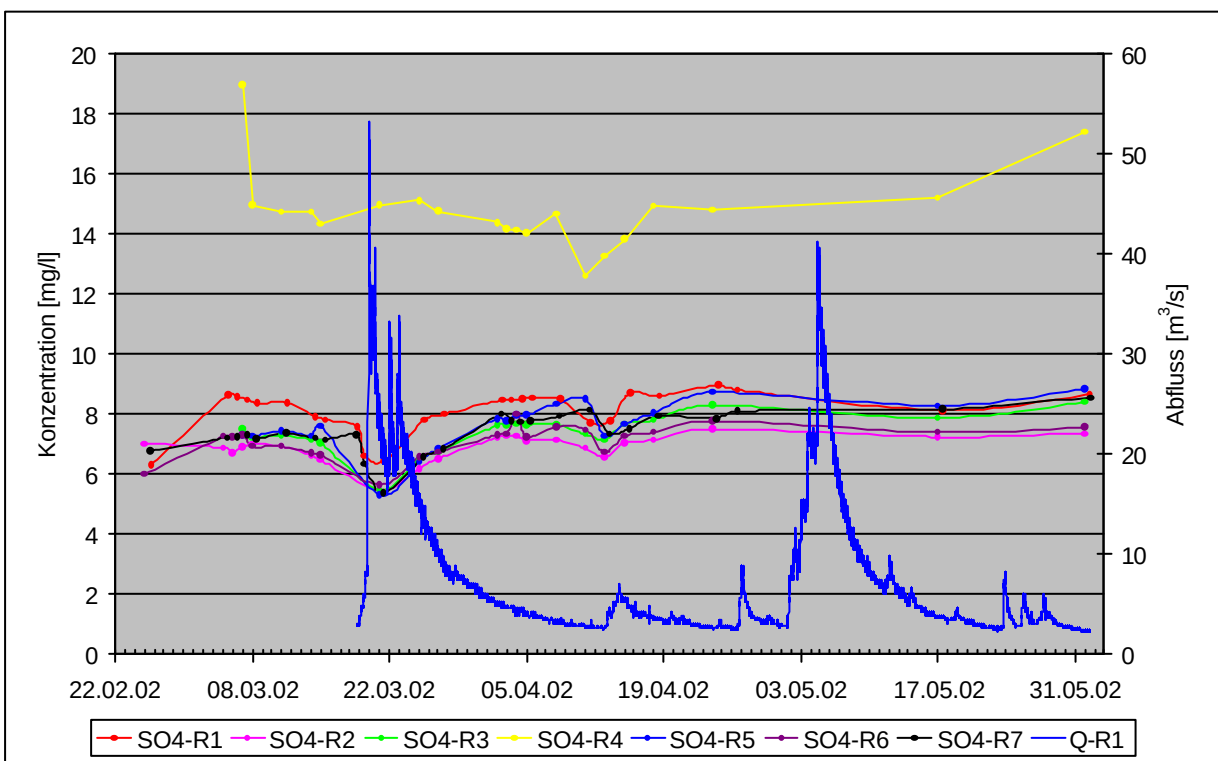


Abb. 4.7: Sulfat (SO_4^{2-})-Konzentrationen [mg/l] an den Messstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002.

4.3.2 Kationen

Die Auswertung hinsichtlich der kationischen Hauptkomponenten Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} , der routinemäßig entnommenen Wasserproben, ergab für die Dreisam eine mittlere prozentuale Zusammensetzung von **27 % $\text{Na}^+ + \text{K}^+$** , **56 % Ca^{2+}** und **17 % Mg^{2+}** (Abb. 4.8). Den Hauptanteil der auf einer Achse zusammengefassten Summe von $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ nimmt dabei Natrium mit ca. 88 % ein.

Die Kationenzusammensetzung der Standorte gruppieren sich dabei noch enger um diese Mittelwerte als bei den Anionen (Tab. 4.3). Die ermittelten Ionensummen sind mit ca. 1 mmol(eq/l) ebenfalls äußerst gering und sind ein klares Indiz für den schwach ausgeprägten Mineralisierungsgrad des Dreisamwassers. Die Konzentrationen der Kationen betragen für die Dreisam durchschnittlich 5,5 mg/l (Na^+), 1,3 mg/l (K^+), 2 mg/l (Mg^{2+}) und 11,1 mg/l (Ca^{2+}). Der Zulauf des Littenweiler Bachs (R4) weicht, wie bereits bei der Anionenanalyse beobachtet, von diesen Werten ab und besitzt eine anteilmäßige Zusammensetzung von **24 % $\text{Na}^+ + \text{K}^+$** , **57 % Ca^{2+}** und **19 % Mg^{2+}** .

Mit einer Ionensumme von 1,6 mmol(eq/l) ist dessen Wasser etwas höher mineralisiert als das der Dreisam. Bei der Untersuchung ergaben sich für diesen Standort durchschnittliche Konzentrationen von 7,6 mg/l (Na^+), 2 mg/l (K^+), 3,6 mg/l (Mg^{2+}) und 18,5 mg/l Ca^{2+} .

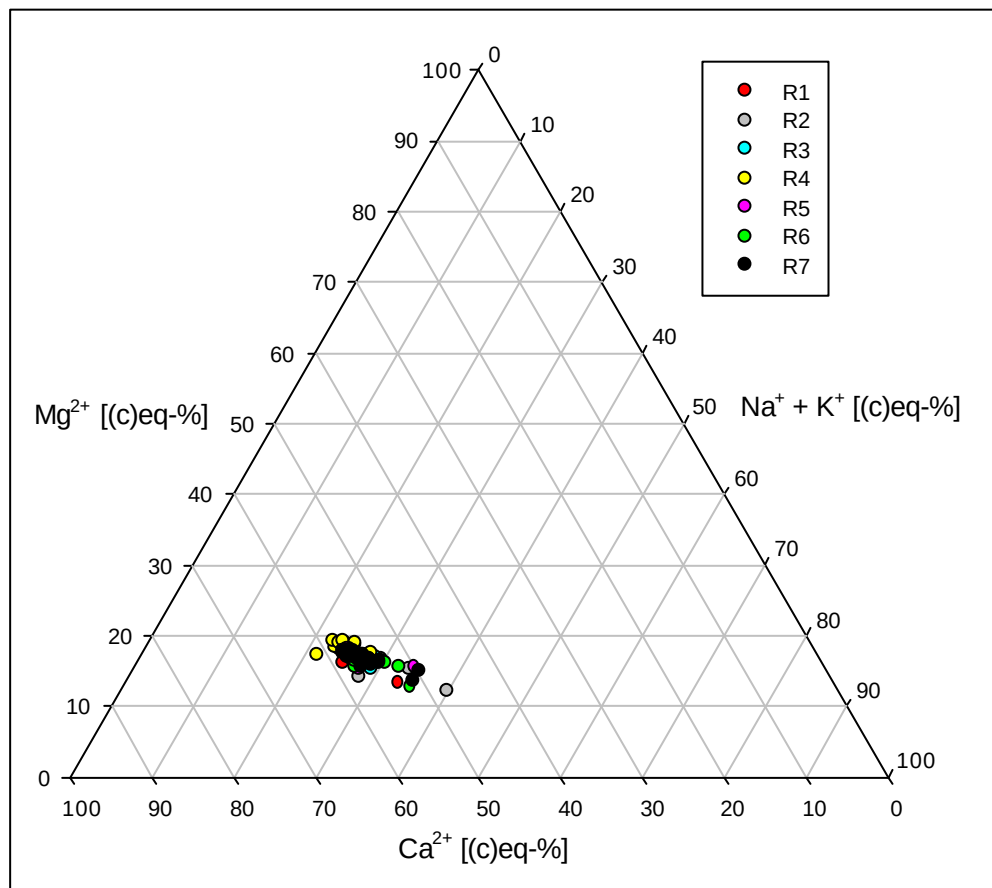


Abb. 4.8: Prozentuale Zusammensetzung der kationischen Hauptbestandteile Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} an den Routinemessstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002.

Tab. 4.3: Minimum, Maximum und Mittelwert der Anteilsmäßigen Zusammensetzung der kationischen Hauptbestandteile Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} an den Routinemessstellen R1 bis R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002.

Parameter		R-1	R-2	R-3	R-4	R-5	R-6	R-7
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$ [(c)eq-%]	Min	24,75	26,02	25,42	21,45	24,73	25,51	24,44
	Max	33,42	40,07	29,34	28,02	34,30	35,12	35,21
	Mittel	26,76	28,51	27,09	23,84	26,77	27,46	26,44
Ca^{2+} [(c)eq-%]	Min	53,26	47,81	54,16	54,28	50,22	51,91	49,82
	Max	58,59	57,66	56,93	61,29	57,22	57,22	57,96
	Mittel	56,27	55,05	55,88	57,53	56,09	55,88	56,41
Mg^{2+} [(c)eq-%]	Min	13,32	12,12	15,36	17,25	15,32	12,85	13,61
	Max	17,92	17,37	17,98	19,28	18,18	17,43	18,02
	Mittel	16,97	16,45	17,03	18,63	17,14	16,66	17,15
Anteil $\text{Na}^+ / \text{Na}^+ + \text{K}^+$ [%]	Min	82,77	71,66	82,39	81,36	80,93	72,31	63,17
	Max	89,49	90,47	90,22	88,81	89,97	90,66	90,78
	Mittel	87,54	87,95	88,44	86,60	88,46	88,55	88,28

Bei Betrachtung der Streuung der Natrium und Kalium Konzentrationen in der Dreisam (Abb. 4.9) ergaben sich Werte, die für Natrium im Untersuchungszeitraum zwischen 4,1 mg/l (19.03.2002, R5) und 9,5 mg/l (25.02.2002, R2) lagen. Kalium bewegte sich diesbezüglich in einem Bereich zwischen 0,86 mg/l (15.03.2002, R6) und 3,6 mg/l (08.03.2002, R2). Das entspricht einem Schwankungsbereich von Minimal- zur Maximalkonzentration von + 230 % (Na^+) bzw. + 400 % (K^+). Am Standort R4 schwankten die ermittelten Werte zwischen 6,6 mg/l und 9,8 mg/l (Na^+) bzw. 1,5 mg/l und 2,9 mg/l (K^+) und lagen damit im Untersuchungszeitraum weitgehend in höheren Konzentrationsbereichen vor als in der Dreisam. Der Schwankungsbereich ist jedoch mit + 48 % (Na^+) bzw. + 93 % (K^+) deutlich geringer.

Erhöhte Kalium-Konzentrationen ergaben sich besonders am 08.03.02 mit bis zu 3,6 mg/l am Standort R2. Die Natriumkonzentrationen zeigten bei diesem Probenahmetermin keine hervorstechenden Veränderungen. Gegenteilig verhalten sich die Natrium- und Kaliumkonzentrationen bei der Beprobung am 21.03.02, bei der sich verringernde Natriumkonzentrationen ergaben und die Kaliumkonzentrationen keine Veränderung aufwiesen. Weiterhin lässt sich feststellen, dass am Standort R1 im Zeitraum vom 14.03.02 bis 28.03.02 tendenziell höhere Kalium-Werte ermittelt wurden als an den übrigen Standorten der Dreisam. Dieser Trend konnte bei den folgenden Probenahmen jedoch nicht weiter bestätigt werden. Im Zeitraum vom 08.04.02 bis 13.04.02 zeigten die Kalium-Konzentrationen an allen Messstellen einen tendenziellen Anstieg bis auf maximal 1,75 mg/l (R1) bzw. 2,32 mg/l (R4). Auffällige unterschiedliche Kalium und Natrium-Konzentrationen im Längsverlauf der Dreisam ergaben sich am 17.05.02. Dabei wies die Messstelle R5 an beiden Terminen die höchsten Werte mit 2 mg/l (K^+) und 8,5 mg/l (Na^+) auf. Im Gegensatz hierzu zeigten sich am Standort R2 lediglich 0,97 mg/l (K^+) und 5,45 mg/l (Na^+). Der

Littenweiler Bach (R4) besitzt zu diesem Zeitpunkt die höchste Natrium-Konzentration des gesamten Untersuchungszeitraumes mit 9,83 mg/l. Überdurchschnittlich erhöhte Kalium-Konzentration wurden zu diesem Termin an R4 mit 2,25 mg/l nicht festgestellt.

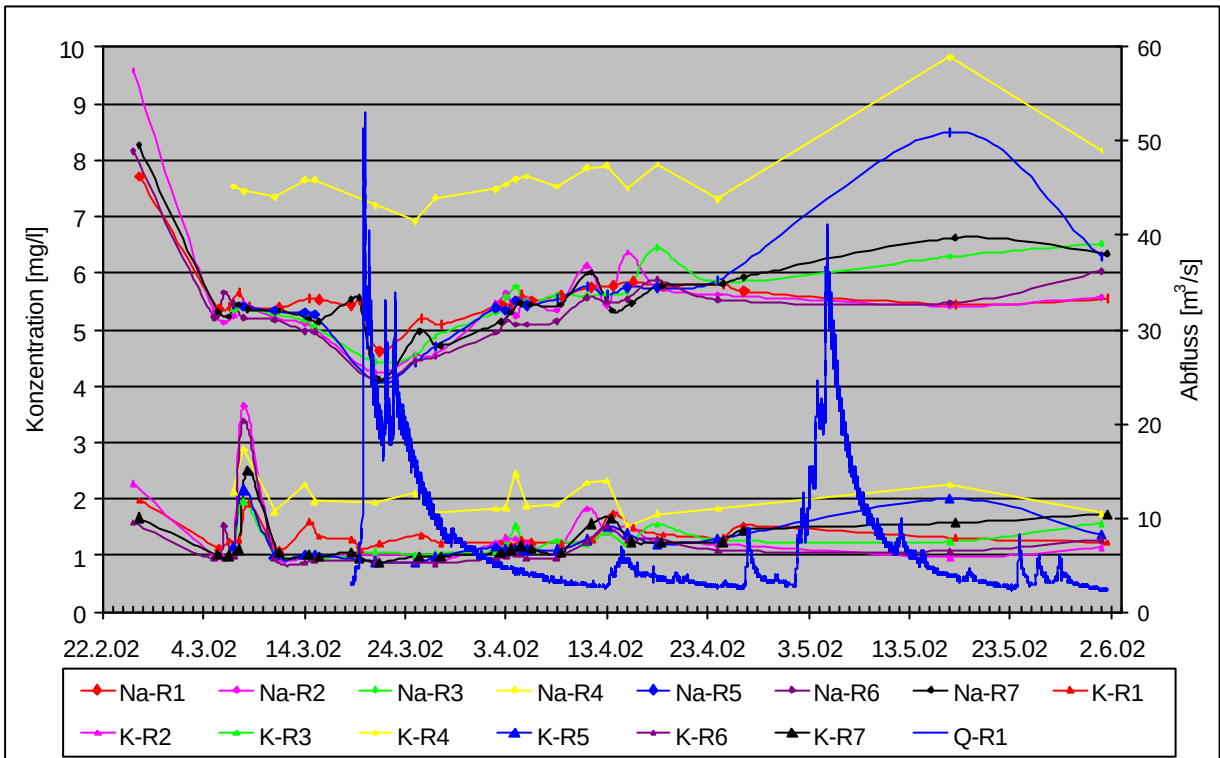


Abb. 4.9: Konzentrationen von Natrium (Na^+) und Kalium (K^+) an den Messstellen R1-R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.02-01.06.02.

Die Konzentrationen der Erdalkaliionen Magnesium und Calcium (Abb. 4.10), in der Dreisam, bewegten sich im Untersuchungszeitraum in Bereichen zwischen 1,37 mg/l bis 2,62 mg/l (Mg^{2+}) bzw. 8,27 mg/l bis 13,76 mg/l (Ca^{2+}). Der Schwankungsbereich von Minimal- zu Maximalkonzentration liegt mit + 86 % (Mg^{2+}) und + 61 % (Ca^{2+}) deutlich unter dem der Alkaliionen Natrium und Kalium. Eine Veränderung der relativ konstanten Signatur der Konzentrationen ergab sich bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen. Es zeigte sich, dass bei geringen Abflussverhältnissen durchweg höhere Konzentrationen von Magnesium und Calcium ermittelt wurden, als in Zeiträumen mit erhöhtem Abfluss.

An Standort R4 wurden durchweg höhere Calcium-Konzentrationen von 3,38 mg/l bis 3,74 mg/l und Magnesium Konzentrationen von 17,05 mg/l bis 21,89 mg/l ermittelt. Die Schwankungsbereiche im Untersuchungszeitraum sind mit + 28 % (Ca^{2+}) und nur + 10 % (Mg^{2+}) sehr gering.

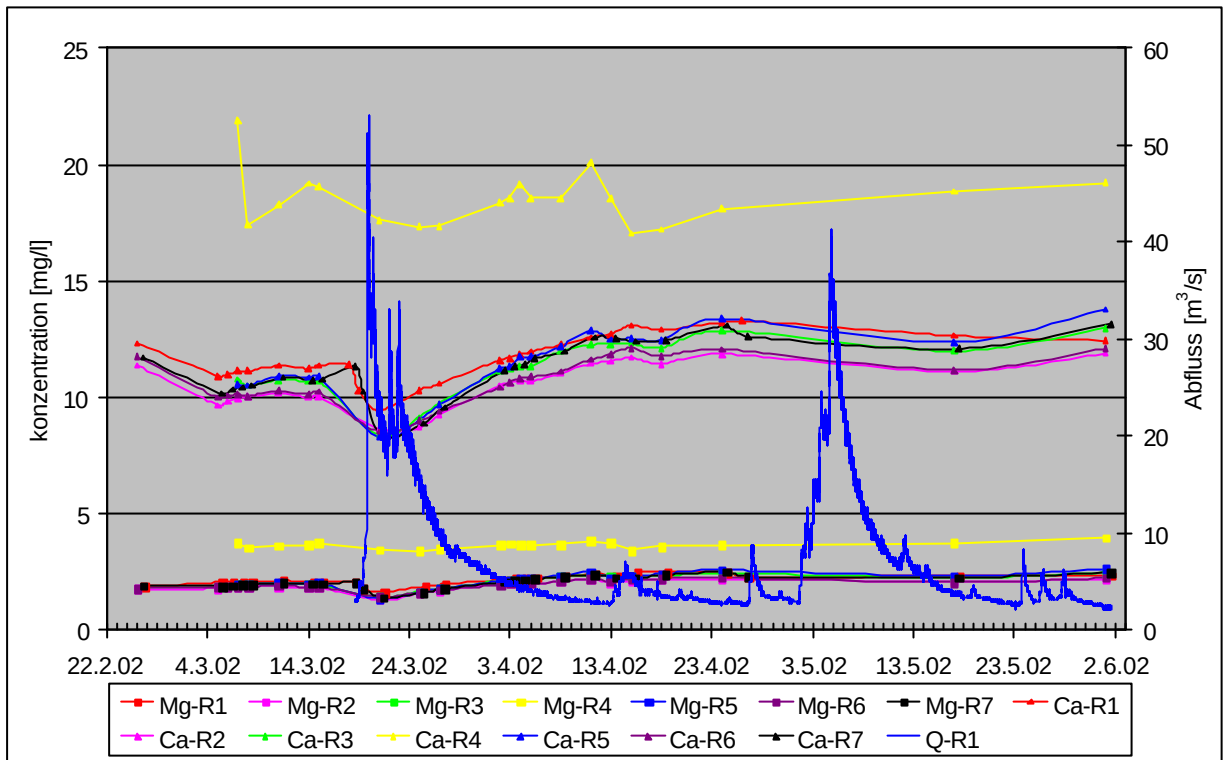


Abb. 4.10: Konzentrationen von Calcium (Ca^{2+}) und Magnesium (Mg^{2+}) an den Messstellen R1-R7 im Zeitraum vom 25.02.2002 bis 01.06.2002 und Abfluss am Standort R1 vom 18.03.02-01.06.02.

4.4 Diskussion

Die Dreisam besitzt im Untersuchungszeitraum eine mittlere Gesamtionensumme von 2 mmol(eq/l) und damit einen schwach ausgeprägten Mineralisierungsgrad des Wassers, das sich auch in den geringen Gehalten der ionischen Hauptkomponenten ausdrückt. Diese Eigenschaft ist dabei auf den geologischen Charakter des Dreisameinzugsgebietes zurückzuführen, welches im Grundgebirgsschwarzwald liegt, östlich der Schwarzwaldrandverwerfung, und hauptsächlich aus schwer löslichen silikatischen Gesteinen wie Gneisen, Dia- und Metatexiten sowie Graniten aufgebaut ist (STADT FREIBURG 2002).

Weiterhin sind die geringen Gehalte an ionischen Hauptkomponenten jedoch auch ein Indiz für die geringe anthropogene Beeinflussung der Dreisam. Die Ergebnisse der Routineuntersuchungen ergaben in diesem Zusammenhang eine nicht maßgebliche Beeinflussung der Dreisam in ihrer stofflichen Zusammensetzung beim Verlauf durch das Stadtgebiet von Freiburg. Eine kontinuierliche Veränderung der chemischen Situation des am Sandfang (R2) aus der Dreisam ausgeleiteten Wassers, zur Speisung des Gewerbekanals, und am Standort R6 teilweise wieder in die Dreisam eingeleiteten Wassers ist nicht zu erkennen,

wobei temporäre Verschmutzungen nicht ausgeschlossen werden können und vermutlich auch für die erhöhte Nitratkonzentration am 04.04.02 am Standort R6 verantwortlich sind..

Anhand der ermittelten prozentualen Zusammensetzung der ionischen Hauptkomponenten kann die Dreisam dem hydrochemischen Gewässertyp des Silikatbaches zugeordnet werden. Für diesen ist die Dominanz von Alkaliionen Natrium und Kalium sowie der nichtcarbonatischen Komponenten Chlorid Nitrat und Sulfat gegenüber den carbonatischen Komponenten charakteristisch. Dies zeigt sich deutlich in dem geringen Anteil von Hydrogencarbonat der im Untersuchungszeitraum bei lediglich 57 % liegt.

Der Zulauf des Littenweiler Baches(R4) weicht in diesem Zusammenhang nur geringfügig von der prozentualen Zusammensetzung der Ionischen Hauptkomponenten der Dreisam ab, besitzt jedoch mit einer Gesamtionensumme von ca. 3mmol(eq/l) einen höheren Mineralisierungsgrad des Wassers, das sich auch in den durchweg höheren LF von durchschnittlich 164 $\mu\text{S}/\text{cm}$ widerspiegelt. Ausgeprägte Abweichungen ergeben sich hierbei bei Betrachtung der angetroffenen Konzentrationen der Hauptionen, die deutlich über denen der Dreisam liegen. Ursache hierfür konnte eine örtliche Varianz der geologischen Struktur des großräumig jedoch gleichartig gestalteten Einzugsgebiets sein. Da jedoch die Nitrat- (> 72 %), Chlorid (> 22 %)und Sulfatkonzentrationen (> 100 %) deutlich höhere Werte aufzeigen, als in der Dreisam, und diese durch den geologischen Background des Einzugsgebiet nur bedingt erklärbar sind, könnte auch eine kontinuierliche Belastung dafür verantwortlich sein. Dabei wäre denkbar, dass über ein schadhaftes Kanalrohr ein kontinuierlicher Stoffeintrag in den bis kurz vor dem Zufluss in die Dreisam verrohrten Bachabschnitt stattfindet.

Bei der prozentualen Zusammensetzung der kationischen Hauptkomponenten in der Dreisam ergab sich ein Anteil von 27 % $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, 56 % Ca^{2+} und 17 % Mg^{2+} . Der Anteil des Natriums an der Summe $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ liegt dabei bei 88 %. Diese Dominanz ist dadurch zu erklären, dass Natrium zum einen leichter löslich ist als Kalium und zum anderen, dass aufgrund der hohen K^+ -Adsorptionsfähigkeit der Böden Kalium stärker in der Bodenmatrix gebunden ist als Natrium. (HÖLTING 1996). In der Dreisam wurden die höchsten Na^+ - und K^+ -Konzentrationen am 25.02.02 und 08.03.02 ermittelt. Da an diesen Probenahmeterminen zugleich die höchsten Cl-Konzentrationen des gesamten Untersuchungszeitraumes erfasst wurden, könnte ein diffuser Eintrag von Streusalz (wird in Verbindungen wie NaCl oder KCl ausgebracht) für diese überdurchschnittlich hohen Werte verantwortlich sein. Die während eines Abflussereignisses am 13.04.02 registrierte Erhöhung der Nitrat- und Kaliumkonzentration könnte durch die Abschwemmung von überschüssigem Dünger landwirtschaftlich genutzter Flächen oder der Abschwemmung ausgebrachter Gülle im Dreisameinzugsgebiet herrühren.

Die Schwankungsbereiche, zwischen Minimal- und Maximalkonzentration, der Erdalkaliionen Magnesium (+ 86 %) und Calcium (+ 61%) sind im Vergleich zu den Schwankungsbereichen von Natrium (+ 230 %) und v.a. zu Kalium (+ 400 %) deutlich geringer und zeigen bei erhöhten Abflüssen durchweg geringere Konzentrationen als bei

erhöhte Abflüssen. Dies ist dadurch zu erklären, dass die Konzentrationen von Magnesium und Calcium im Niederschlag sehr gering sind und demzufolge bei Zutritt schnellert Abflusskomponenten in den Vorfluter eine Verdünnung erfolgt. Im Gegensatz dazu erfolgt bei Basisabflussverhältnissen die Speisung aus dem Grundwasserkörper, dessen Wasser aufgrund der langen Verweilzeit höhere Gehalte dieser Kationen besitzt. Die geringen Schwankungsbereiche geben außerdem den Hinweis auf eine geringe anthropogen Beeinflussung dieser Parameter, im Gegensatz zu Chlorid, Nitrat, Kalium und Natrium.

Die Beobachtung dass die Konzentrationen von Na^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} wie auch teilweise die Wassertemperaturen und die LF, am Standort R1 i vgl. zu R2 immer höher lagen, könnte damit zusammenhängen, dass sich die Messstelle R1 lediglich 100 m unterhalb des Zuflusses des Eschbachs, an der gleichen Uferseite, befindet und sich das Eschbach-Wasser, mit dem Wasserkörper der Dreisam bis zum Erreichen der Messstelle noch nicht vollständig durchmischt hat.

Die elektrische Leitfähigkeit (LF) der Dreisam bewegt sich im Untersuchungszeitraum von Februar bis Juni 2002 in einem Bereich von 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis etwa 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und kann damit als sehr gering eingestuft werden. Maximale LF-Werte sind bei Trockenwetterabflussverhältnissen anzutreffen, bei denen der Abfluss aus den Speicherräumen des Einzugsgebietes gespeist wird und das Wasser, aufgrund der längeren Verweilzeit im Untergrund, den höchsten Gehalt an gelösten Ionen aufweist. Im Gegensatz dazu gelangt bei Zutritt schneller Abflusskomponenten, nach Niederschlagsereignissen, schwach mineralisiertes Wasser in den Vorfluter und die LF geht aufgrund von Verdünnungsprozessen bis auf 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zurück. Wie bereits angesprochen besitzt die Dreisam geringe Gehalte an gelösten Ionen. Im Zusammenhang mit den festgestellten großen pH-Wert Schwankungen (5,7 - 9,08) ist dabei der mit durchschnittlich 57 % geringe Gehalt an HCO_3^- von entscheidender Bedeutung. Das „Pufferungsvermögen“ beschreibt die Fähigkeit den Eintrag von Säuren oder Laugen zu kompensieren und damit den pH-Wert auf einem neutralen Niveau zu halten. Die Puffereigenschaften eines Gewässers sind dabei sehr eng an die Präsenz von Carbonaten gekoppelt, die über das HCO_3^- - CO_2 -System eine pH-Wert Pufferung bewirken (HÖLTING 1996). Da diese im Dreisameinzugsgebiet jedoch nur in sehr geringen Anteilen vorliegen reagiert die Dreisam sehr sensibel auf versauernde (alkalische) Substanzen, die über den Niederschlag und v.a. bei der ersten Schneeschmelze in das Gewässer gelangen. Dies zeigt sich an der starken pH-Wert Erniedrigung der Dreisam bis auf pH 5,7 während eines Abflussereignisses am 19.03.2002, das durch Niederschläge bis in die Höhenlagen und damit verbundener Schneeschmelze ausgelöst wurde.

Im Zeitraum von Anfang April bis Anfang Mai 2002 konnte im Längsverlauf (R1-R7) eine sukzessive pH-Wert Erhöhung festgestellt werden. Außerdem entwickelten sich an der Messstelle R7 immer ausgeprägtere Tagesgänge des pH-Wertes. Auslösender Faktor für diese Prozesse war eine zunehmende Algenentwicklung in der Dreisam, Abbildung 4.4.. Da im Rahmen dieser Untersuchung der Parameter Phosphat nicht untersucht wurde liegt die

Vermutung nahe, dass der Eutrophierungsprozess durch erhöhten Phosphateintrag induziert wurde.

Die Algen entwickelten sich dabei sehr schnell (kurze Generationszeit) und bildeten dichte flottierende Lager, die das Substrat zu großen Teilen bedeckten. Bei der Photosynthese benötigen diese Pflanzen anorganischen Kohlenstoff als C-Quelle und bauen unter Verwendung der Lichtenergie und weiterer Elemente Biomasse auf. Hierbei erfolgt ein Entzug von CO_2 oder HCO_3^- bei gleichzeitiger Abgabe überschüssiger OH^- -Ionen. Dies führt zu pH-Wert Anstiegen mit Maximum in den frühen Nachmittagsstunden. In der Nacht kehrt sich dieser Prozess um und es werden sowohl die CO_2 -Konzentrationen als auch die pH-Werte auf „normale“ Bereiche zurückgeführt (SCHWOERBEL 1993).



Abb. 4.11: Starke Algenentwicklung in der Dreisam unterhalb der Ochsenbrücke am 11.04.2002 (linke Seite) und algenfreie Gewässersohle am 17.05.2002 (rechte Seite).

Limitierende Faktoren und Grund für die verschieden starke Algenentwicklung zwischen Ebnet (R1) und Betzenhausen (R7) liegen vermutlich in den unterschiedlichen Temperatur- und v.a. den Strömungsverhältnissen an diesen Standorten begründet, da ein abweichendes Nährstoffangebot, zwischen diesen Standorten, im betreffenden Zeitraum nicht festgestellt wurde. Am Standort R2 („Sandfang“) erfolgt eine Wasserableitung zur Speisung des Gewerbekanals. Von dem ausgeleiteten Wasser wird aber nur ein Teil wieder in die Dreisam, am Standort R6, zurückgeführt. Im Rahmen einer Lehrveranstaltung des IHF wurde am 16.05.2002 die jeweiligen Wassermengen durch einen Tracerversuch bestimmt. Die Differenz zwischen der Wasserableitung und Rückführung betrug an diesem Termin $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$. Das entspricht einem „Abflussverlust“ von 20 % bezüglich des in Ebnet (R1) ermittelten Abflusses von $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$. Aufgrund eines Gradientenfalles vom Oberflächengewässer Dreisam in Richtung zum Grundwasser (influente Verhältnisse) erfolgt eine zusätzliche Abflussverringerung durch Infiltration von Dreisamwasser in den Schotterkörper (STADT FREIBURG 1989). Die angesprochenen Verlustgrößen führen zu Abflussdifferenzen zwischen Ebnet und Betzenhausen (Abb. 4.12), die besonders bei geringen Abflussverhältnissen groß sein können. Aufgrund des geringeren Wasservolumens ist nun eine schnellere Erwärmung

des Wasserkörpers möglich. Außerdem verringert sich die Fließgeschwindigkeit durch den höheren Reibungseinfluss bei geringeren Wasserständen. Beide Faktoren könnten diesen Pflanzen den entscheidenden Standortvorteil bringen, um sich schneller entwickeln zu können. Die These der Strömungslimitation des Algenwachstums scheint auch bei näherer Betrachtung von Abbildung 4.11 (linke Seite) durchaus plausibel, auf der deutlich wird, dass die Algen vornehmlich strömungsärmere Areale besiedeln, während schnellfließendere Bereiche, als helle Bänder sichtbar, fast algenfrei sind. Nach einem Abflussereignis am 28.04.2002 wurden die Algen „abgeschwemmt“ und entwickelten sich bis zum Ende des Untersuchungszeitraums, aufgrund von mehreren Abflussereignissen mit „ungünstigen“ Strömungsbedingungen für die Algenpopulation, bei weitem nicht mehr in dem extremen Ausmaß wie zuvor.

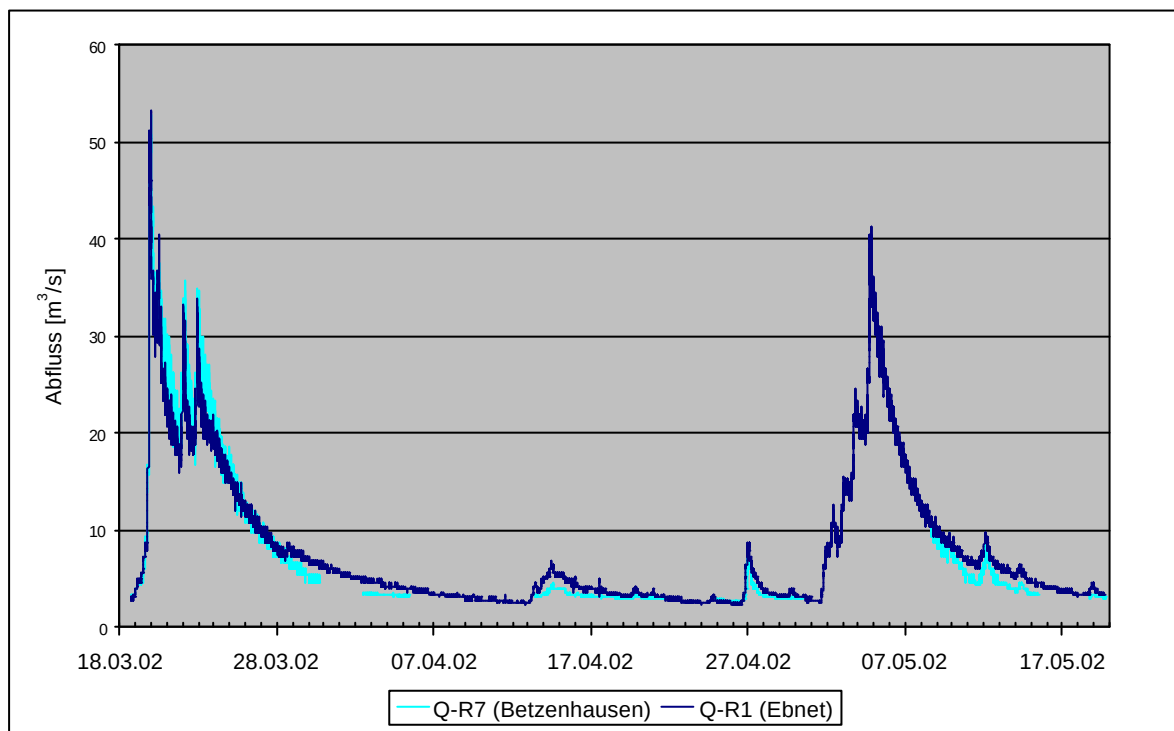


Abb. 4.12: Abfluss der Dreisam an den Standorten Ebnet (R1) und Betzenhausen (R7) im Zeitraum vom 18.03.2002 bis 19.05.2002.

Die Belastung der Dreisam mit organisch abbaubarer Substanz ist gering. Dies zeigt sich zum einen in den ermittelten BSB₅-Werten, die sich im Bereich zwischen 1,2 mg/l (R1) und 1,9 mg/l (R7) bewegen und zum anderen in den hohen minimalen Sauerstoffgehalten von > 9,9 mg/l. Auch die Sauerstoffsättigungswerte lagen im Minimum > 93 %. Nach der Gewässergüteklassifikation der LAWA kann die Dreisam damit einer Gewässergüte von I-II, d.h. Übergangsbereich zwischen Oligosaprobie und Betamesosaprobie zugeordnet werden. „Schlechtere“ Bewertungen aufgrund erhöhter BSB-Werte von über 3 mg/l traten nur an den Standorten R3, R5 und R7 im Zeitraum vom 11.4.2002 bis 15.04.2002 auf, und sind Folge

des oben beschriebenen Eutrophierungsprozesses. In dieser Zeit entstand durch verdriftende Algen eine sogenannte Sekundärbelastung, d.h. der Sauerstoff-Haushalt der Dreisam wird durch den erhöhten aeroben Abbau organischer Biomasse, nach Eutrophierungsprozessen (sekundär), in Richtung einer höheren saprobiellen Stufe verschoben. Es muss jedoch bedacht werden, dass die Bestimmung dieser Parameter ausschließlich tagsüber erfolgte, und aus diesem Grund durch Dissimilationsprozesse der Pflanzen in diesem Zeitraum sicherlich wesentlich geringere Sauerstoffkonzentrationen und Sauerstoffsättigungswerte in der Nacht erreicht werden. Besonders im hyporheischen Interstitial (Lückenraum in der Gewässersohle) könnte der durch die übermäßig starke Algenpopulation hervorgerufene hohe Sauerstoffbedarf in den Nachtstunden zu Sauerstoffmangelsituationen führen.

Ein Vergleich der untersuchten Parameter mit den Daten, die im Rahmen einer breit angelegten Untersuchung der Stadt Freiburg zur Erfassung der Fließgewässer in Freiburg in den Jahren 1998 bis 1999 erhoben wurden, ergab eine sehr gute Übereinstimmung. Damit können die vorliegenden Ergebnisse der durchgeführten Routinemessungen als charakteristisch für die Dreisam und den Untersuchungszeitraum angesehen werden.

4.5 Fazit

Die Dreisam besitzt mit einer mittleren Gesamtionensumme von 2 mmol(eq/l) ein sehr schwach mineralisiertes Wasser, das einerseits den geologischen Charakter des Einzugsgebietes mit vorwiegend schwer löslichen silikatischen Gesteinen widerspiegelt und andererseits Hinweise auf eine geringe anthropogene Belastung gibt. Die Routineuntersuchungen ergaben keine maßgebliche Beeinflussung der gewässerchemischen Situation der Dreisam beim Verlauf durch das Stadtgebiet von Freiburg. Weiterhin zeigt der Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungsstandorte R2 und R6, dass eine kontinuierliche Beeinflussung des Gewerbekanals durch das Stadtgebiet nicht vorliegt und somit auch keine indirekte Beeinflussung der Dreisam durch den Gewerbekanal erfolgt, wobei temporäre Belastungen nicht ausgeschlossen werden können.

Aufgrund der anteilmäßigen Zusammensetzung der ionischen Hauptkomponenten mit einer Dominanz auf Seite der Nichtcarbonate kann die Dreisam weiterhin dem hydrochemischen Gewässertyp Silikatbach zugeordnet werden. Gerade die geringen Anteile an HCO_3^- sind jedoch für das gering entwickelte Pufferungsvermögen der Dreisam gegenüber pH-Wert Schwankungen verantwortlich. Die Belastung der Dreisam mit organisch abbaubaren Stoffen ist im Untersuchungszeitraum gering und drückt sich in den mittleren BSB5-Werten $< 2\text{mg/l}$ aus. Die Sauerstoffversorgung ist mit minimalen Sauerstoffsättigungswerten $> 93\%$ bzw. minimalen Sauerstoffgehalten $> 9,9\text{ mg/l}$ als sehr gut zu bezeichnen. Der hydrochemische Gewässertyp der Dreisam ist jedoch besonders anfällig gegenüber anthropogener Stoffeinträge und reagiert sehr sensibel auf Veränderungen des gewässerchemischen Milieus.

4.6 Ergebnisse der Ereignisbeprobungen

Der Gewässerzustand der Dreisam wurde durch Routinemessungen erfasst. Anhand dieser Erkenntnisse werden die Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen der Mischwasserkanalisation auf die Dreisam beurteilt, die durch Ereignisbeprobungen der Entlastungsabflüsse ermittelt wurden. Die Ergebnisse der Ereignisbeprobungen der Entlastungsabflüsse der Mischwasserkanalisation werden in diesem Kapitel vorgestellt.

Die Ereignisbeprobungen erfolgten an den Entlastungsbauwerken der Mischwasserkanalisation, sowie in der Dreisam zur Erhebung von Vergleichswerten. Dabei wurden Wasserproben direkt aus dem Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation entnommen. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden die Parameter Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt [mg/l], Sauerstoffsättigung [%] in-situ bestimmt. Im Labor des IHF erfolgte eine weitere Auswertung der Wasserproben hinsichtlich der Parameter Ammonium (NH_4^+) und biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB). Die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) und der in den Wasserproben enthaltenen Koloniezahlen an Keimen konnte nur beim Ereignis am 06.06.2002 durchgeführt werden. Die Erfassung der Entlastungsabflüsse erfolgte durch Auswertung der an den Entlastungsbauwerken installierten Drucksonden (CAPACITY-RODS). Die Abflüsse der Dreisam an den Referenzstandorten Ebnet (R1) und Betzenhausen (R7) wurden durch Auswertung der Daten der installierten Multisonden bestimmt. Die Erfassung des Niederschlags als Inputgröße erfolgte durch das Niederschlagsmessnetz des Ingenieurbüros Ernst & Co.

4.6.1 Ereignis 09.05.2002

Das erste Entlastungsereignis der Mischwasserkanalisation konnte am 09.05.2002 erfasst werden (Abb. 4.13). Vorausgegangen waren zwei sehr kurz aufeinanderfolgende konvektive Niederschlagsereignisse. Das erste Niederschlagsereignis erstreckte sich von 18¹⁰ Uhr bis 18⁴⁰ Uhr und erreichte maximale Niederschlagsintensitäten 42 mm/h (N-6, 18²⁰ Uhr) bzw. 50,4 mm/h (N-4, 18²⁵ Uhr). Das zweite Niederschlagsereignis folgte nur 15 min später und erstreckte sich von 18⁵⁵ Uhr bis 19³⁵ Uhr. Hier wurden maximale Niederschlagsintensitäten von 22,8 mm/h (N-3, 19²⁰) bzw. 14,4 mm/h N-2, 19⁴⁰) aufgezeichnet. In diesem Zeitraum wurde die höchste Niederschlagssumme an der Station N4 mit 14,7 mm, gefolgt von N-6 (10,2 mm), N-3 (6,3 mm) N-5 (4,4 mm) und N-2 (2,9 mm) ermittelt. Die Niederschlagsstationen N-8 und N-9 verzeichneten in diesem Zeitraum keine Niederschläge und die Station N-7 war zu diesem Zeitpunkt defekt.

Die Entlastung der Mischwasserkanalisation über die Bauwerke MW-1 und MW-2 erfolgte fast zeitgleich um 19³³ Uhr (MW 2) bzw. 19³⁴ Uhr (MW 2) und erstreckte sich über ca.

12 Minuten. Dabei wurden maximale Entlastungs-Wasserhöhen von 25,5 cm (MW 1) bzw. 13,3 cm (MW-1) verzeichnet. Für das Bauwerk MW-2 konnte im Rahmen der Beprobung des Entlastungsabflusses die Fließgeschwindigkeit abgeschätzt werden und die Entlastungshöhe [cm], nach Berechnung des durchflossenen Querschnitts, in Abflusswerte umgerechnet werden. Dabei ergab sich ein maximaler Entlastungsabfluss von 150 l/s. Unter Annahme der gleichen Fließgeschwindigkeit am Bauwerk MW-1 ergibt sich hier ein Maximalabfluss von 210 l/s. Bauwerk MW-3 zeigte bei diesem Ereignis keine Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation.

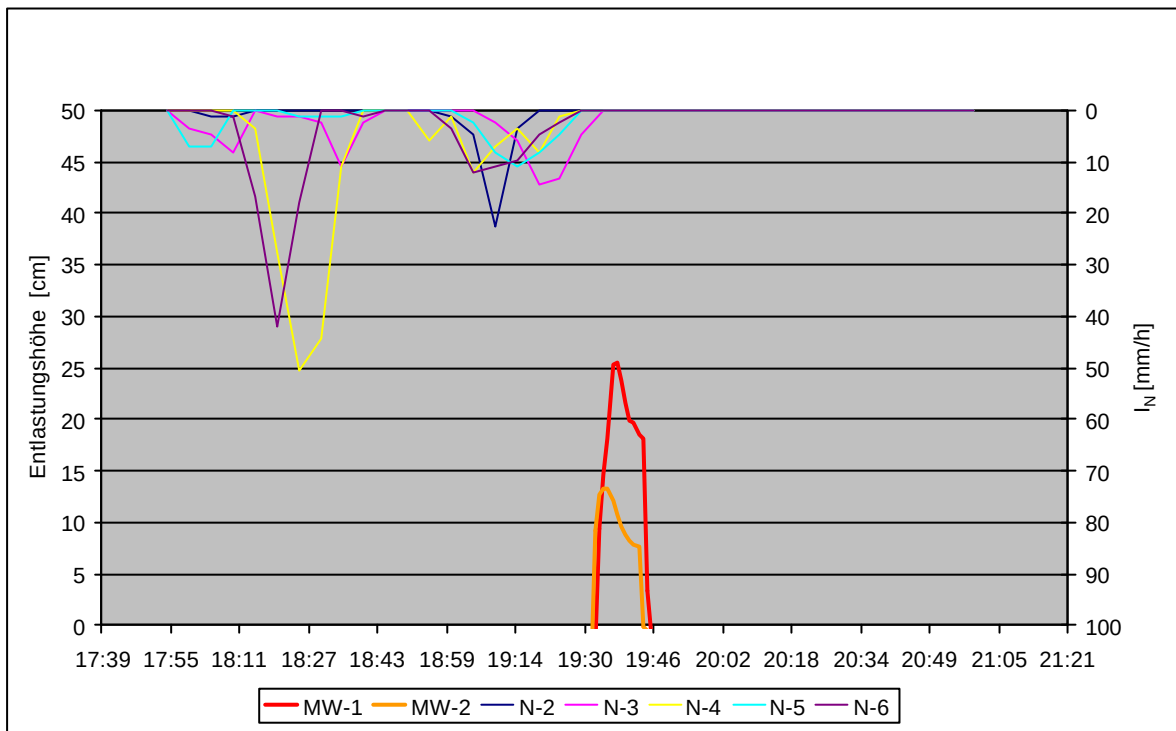


Abb. 4.13: Entlastungshöhe [cm] der Mischwasserkanalisation an den Entlastungsbauwerken MW 1 und MW 2, sowie Niederschlagsintensität I_N [mm/h] an den Niederschlagsstationen N-2 bis N6

Während der Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation am Bauwerk MW-2 wurden Wasserproben direkt aus dem Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation (MW-2), sowie aus der Dreisam (DR) oberhalb dieses Bauwerks entnommen. Die Parameter pH-Wert, Temperatur, LF sowie die Sauerstoffkonzentration und Sauerstoffsättigung wurden in-situ erfasst. Die Bestimmung von Ammonium (NH_4^+), des BSB_5 sowie die Bestimmung der ionischen Hauptkomponenten erfolgte im Labor des IHF. Aufgrund der geringen zeitlichen Ausdehnung der Mischwasserentlastung konnten nur zwei Wasserproben aus dem Entlastungsabfluss bzw. aus der Dreisam entnommen werden.

Im Entlastungsabfluss ergaben sich elektrische Leitfähigkeiten von 65-70 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sowie pH-Werte im Bereich 7,1-7,24. In diesem Zusammenhang zeigte die Dreisam deutlich höhere

Werte der elektrischen Leitfähigkeiten mit 92 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die pH-Werte bewegen sich in einem ähnlichen Wertebereich und liegen bei pH 7,2. Die Messung der Wassertemperatur ergab eine um 3°C höhere Wassertemperatur im Entlastungsabfluss als in der Dreisam.

In Abbildung 4.14 sind die Ergebnisse der Analyse der kationischen Hauptkomponenten zweier Vergleichsproben des Entlastungsabflusses und der Dreisam dargestellt. Die Proben des Entlastungsabflusses und der Dreisam wurden dabei in einem Intervallabstand von 5 Minuten entnommen.

Die erste Probe nach Ansprechen der Mischwasserentlastung zeigte im Vergleich zur folgenden Probenahme höhere Konzentrationen aller untersuchten Kationen.

Die gravierendsten Konzentrationsunterschiede wurden dabei für den Parameter NH_4^+ ermittelt. Hier wurden Werte von $>4 \text{ mg/l}$ im Entlastungsabfluss erfasst, wohingegen die Dreisam zu diesen Zeitpunkten lediglich Werte $<0,06 \text{ mg/l}$ aufwies. Die Analyse der Kationen ergab weiterhin für den Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation (MW-2) im Vergleich zur Dreisam eine sehr geringe Mg^{2+} -Konzentrationen ($\leq 0,43 \text{ mg/l}$). Im Gegensatz dazu zeigte die Kaliumkonzentration im Entlastungsabfluss bei beiden Proben höhere Werte. Die Parameter Natrium und Calcium zeigten bei der ersten Vergleichsprobe zwischen Entlastungsabfluss und Dreisam höhere und bei der zweiten Probe geringe Konzentrationen.

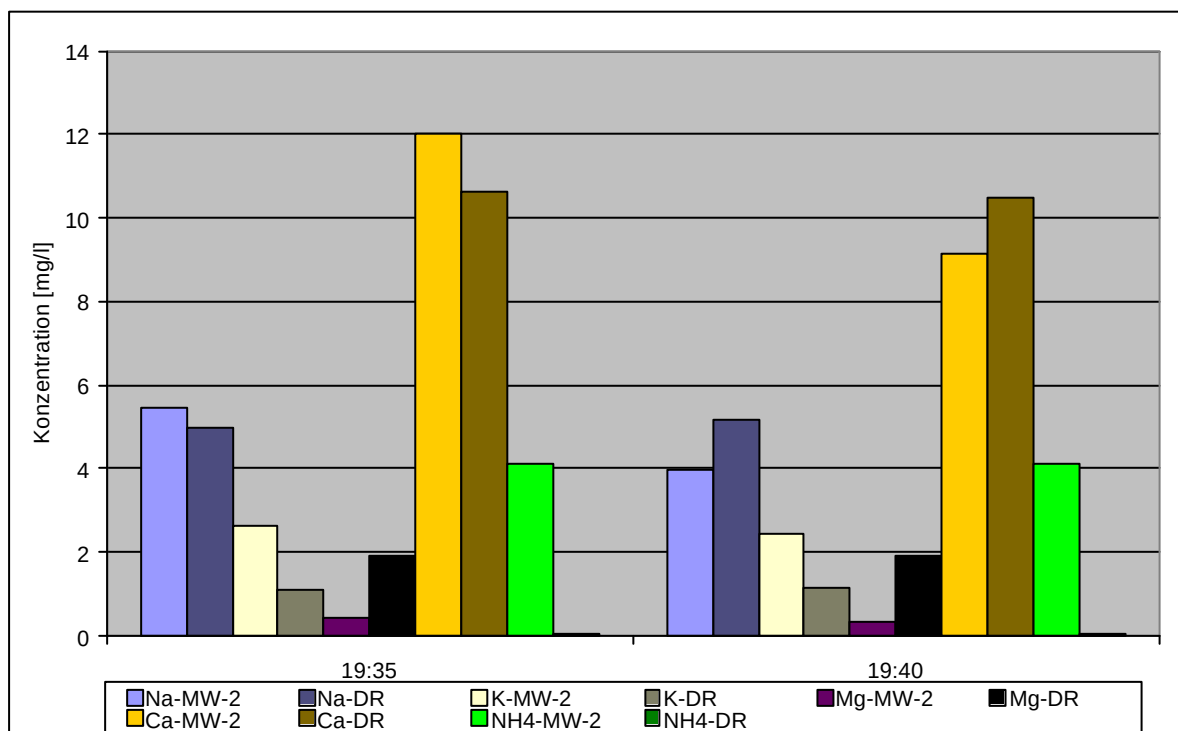


Abb. 4.14: Konzentration der Kationen Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} und NH_4^+ des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-2 und in der Dreisam am 09.05.2002 Probe

Die Konzentrationen der anionischen Hauptkomponenten (Abb. 4.15) stellten sich in ihrem zeitlichen Verlauf ausgeglichener dar als die der Kationen. In diesem Zusammenhang zeigte die Dreisam bei den Anionen durchweg höhere Konzentrationen als im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation. An beiden Proben in der Dreisam ergaben sich nur marginale Konzentrationsunterschiede von maximal 0,02 mg/l (SO_4^{2-}) die im Bereich der Analyseungenauigkeit liegen und im Vergleich zu den Ergebnissen der Routinebeprobungen eine hohe Übereinstimmung zeigen. Im Entlastungsabfluss ergaben sich Konzentrationen, die in Bezug zur Dreisam um 30-40 % geringer sind. Im zeitlichen Verlauf betrachtet kann bei der Nitratkonzentration eine geringe Zunahme von 3,7 mg/l auf 4,1 mg/l verzeichnet werden. Die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen zeigten hingegen eine Verdünnung von 4,1 mg/l auf 3,7 mg/l (Cl^-) bzw. 4,2 mg/l auf 3,6 mg/l (SO_4^{2-}).

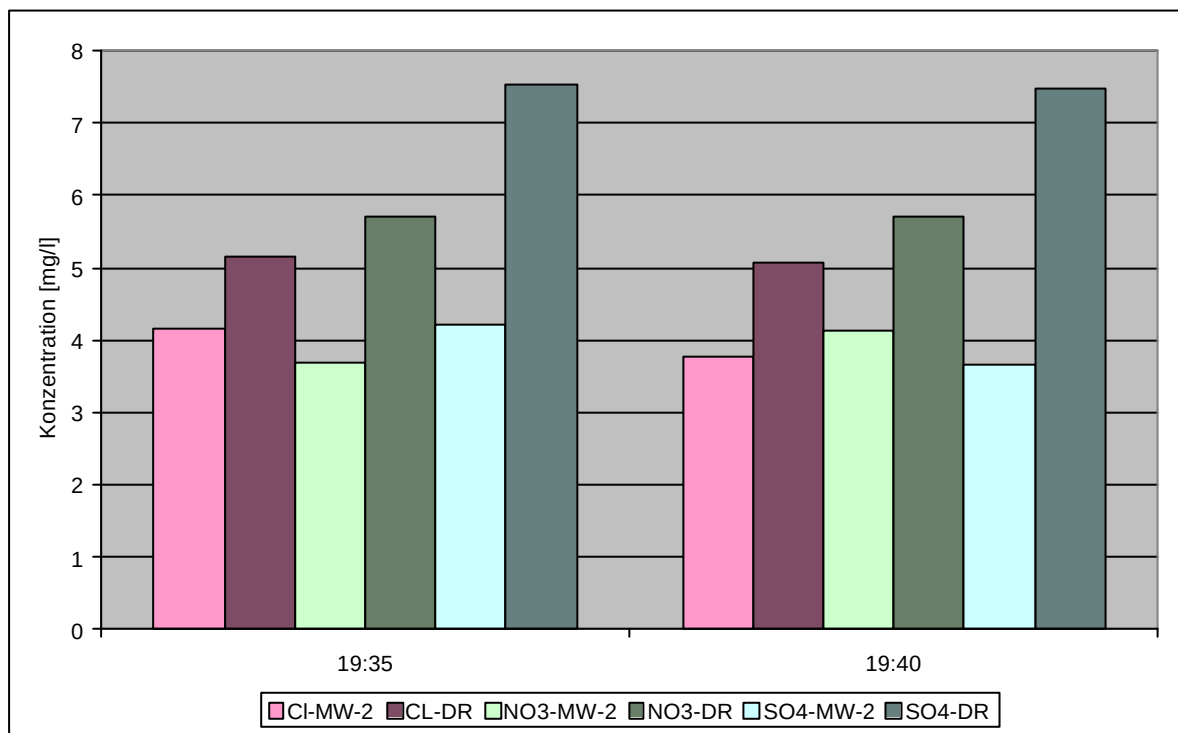


Abb. 4.15: Konzentration der Anionen Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-2 und in der Dreisam am 09.05.2002

Die Bestimmung der Sauerstoffkonzentration ergab für den Entlastungsabfluss am Bauwerk MW-2 bei beiden Proben Werte von 9 mg/l, die damit im Vergleich zur Dreisam (10,3-10,4 mg/l) nicht wesentlich geringer sind (Abb. 4.16).

Bei Betrachtung des biochemischen Sauerstoffbedarfs ergibt sich jedoch eine deutlich andere Situation. Hier ergeben sich im Entlastungsabfluss BSB_5 -Werte von 28,9 und 28,6 mg/l, die im Vergleich zur Dreisam (1,7-2,5 mg/l) ca. 14 mal höher liegen. In der zeitlichen Abfolge zeigten die BSB_5 -Werte keine gravierenden Unterschiede.

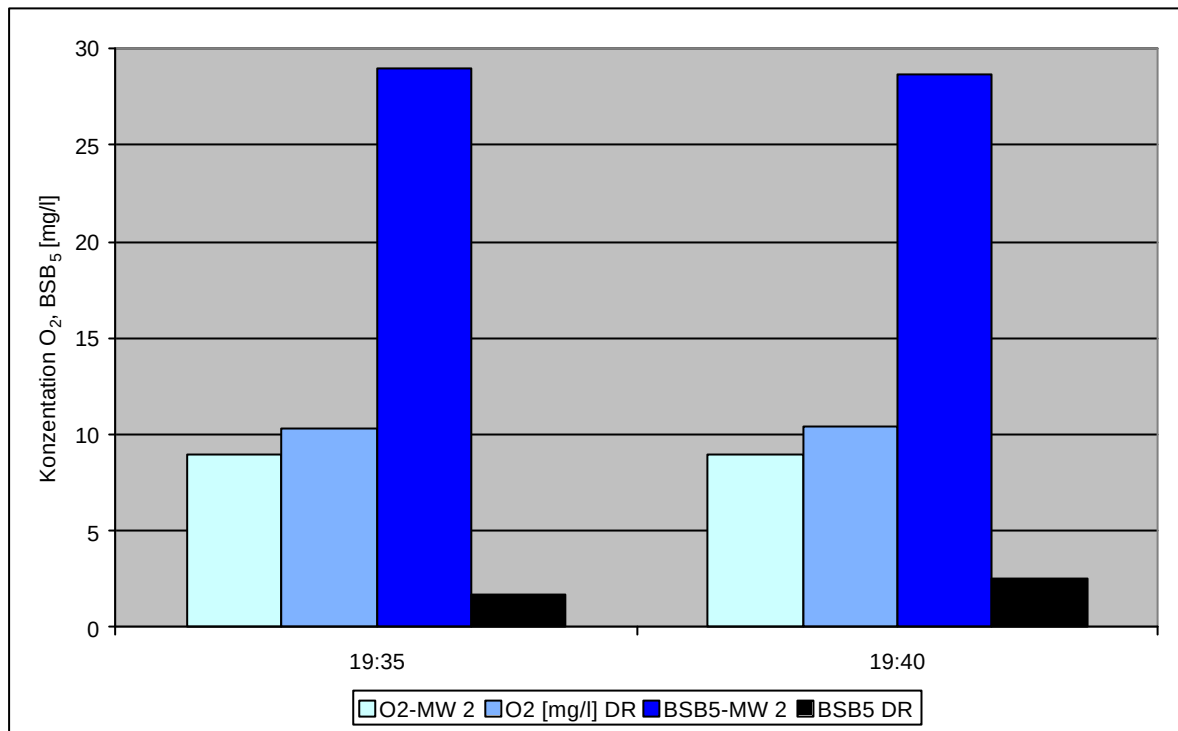


Abb. 4.16: Sauerstoffkonzentration (O_2) und Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_5) des Entlastungsabflusses der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-2 und in der Dreisam am 09.05.2002

4.6.2 Ereignis 04.06.2002

Auslösender Faktor für das Entlastungsereignis am 04.06.2002 war ein konvektives Starkniederschlagsereignis im Zeitraum von 03³⁰ Uhr bis 03⁵⁵ Uhr. In Abbildung 4.17 ist die räumliche Verteilung der Niederschlagsintensitäten im Stadtgebiet von Freiburg dargestellt. Diese wurden mit dem Verfahren des Inverse-distance-weighting (IDW) im Programm Arc-View berechnet. Deutlich zeigt sich die Zugrichtung der konvektiven Niederschlagszelle, die sich in NE-Richtung über das Untersuchungsgebiet hinweg bewegte. Hierbei traten maximale Niederschlagsintensitäten von umgerechnet 94,8 mm/h (7,9 mm/5min) um 03⁴⁰ Uhr an der Niederschlagsstation N-5 auf. Die höchste Niederschlagssumme wurde ebenfalls an dieser Station mit 17,2 mm registriert, die sich in nächster Nähe zu den Entlastungsbauwerken MW-1 und MW-2 befindet.

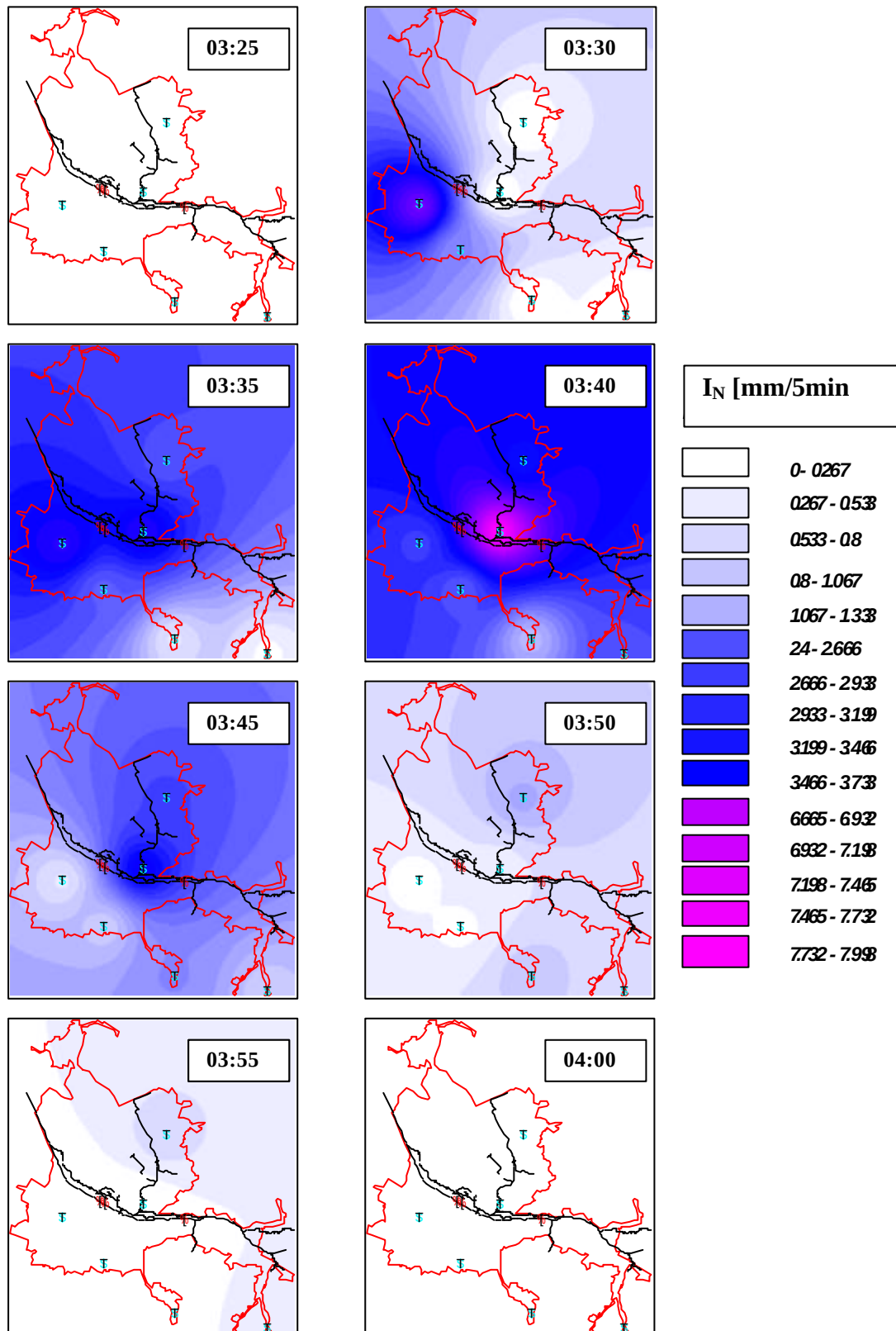


Abb. 4.17: Räumliche Verteilung der Niederschlagsintensitäten I_N [mm/5min] des Niederschlagsereignisses vom 04.06.2002 im Zeitraum von 03²⁵ Uhr bis 04⁰⁰ Uhr.

Die Entlastung der Mischwasserkanalisation erfolgte am Bauwerk MW-2 um 03³⁹ Uhr und am Bauwerk MW-1 lediglich 4 Minuten später (Abb. 4.18). Die maximale Entlastungshöhe beträgt hierbei 127 cm (MW-1) bzw. 69 cm (MW-2). Die Abschätzung der während der Mischwasserentlastung auftretenden Maximalabflüsse unter Berücksichtigung der Querschnittsfläche und einer geschätzten Fließgeschwindigkeit von 3 m/s ergaben für MW-1 ca. 7,5 m³/s und für MW-2 3 m³/s.

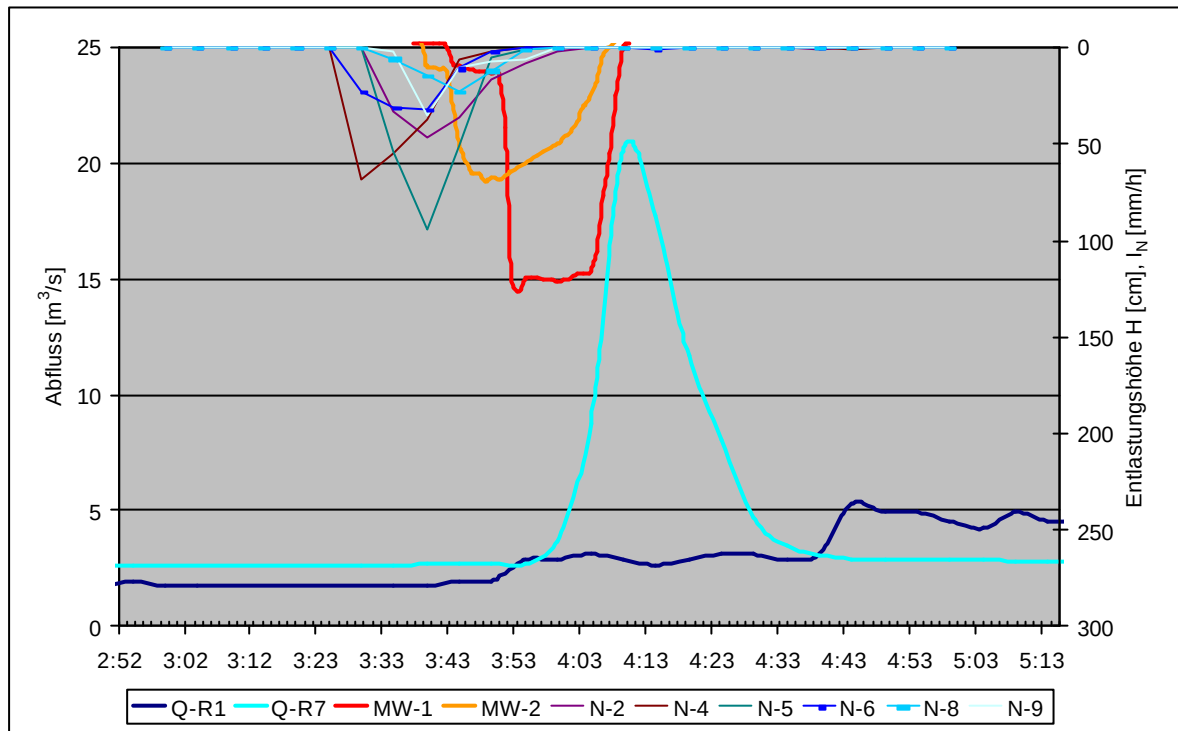


Abb. 4.18: Abfluss an den Messstellen Ebnet (Q-R1) und Betzenhausen (Q-R7), Entlastungshöhe der Mischwasserbauwerke (MW-1, MW-2) und Niederschlagsintensität [mm/h] der Niederschlagsstationen am 04.06.2002.

Bei diesem Ereignis konnte das Bauwerk MW-3 nicht erfasst werden, da nur zwei CAPACITY-RODS zur Verfügung standen und diese an den Bauwerken MW-1 bzw. MW-2 installiert waren. Nach Betrachtung der Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 4.17) ist von einer Entlastungstätigkeit dieses Bauwerkes nicht auszugehen, da dieses Niederschlagsereignis das Bauwerk MW-3 nur peripher erfasst hat und die dabei aufgetretenen maximalen Niederschlagsintensitäten für ein Ansprechen der Mischwasserkanalisation vermutlich zu gering waren.

Die Auswertung der Abflussganglinien an den Referenzstandorten Ebnet (R1) und Betzenhausen (R7) zeigte deutlich unterschiedlich starke Abflussreaktionen. Während die Dreisam am Standort R7 ab dem Zeitpunkt 03⁵⁵ eine deutliche Reaktion zeigt und bereits um 04¹⁰ den Maximalabfluss von 20,55 m³/s erreicht, ist zu diesem Zeitpunkt am Standort R1 keine ausgeprägte Reaktion des Abflusses zu verzeichnen. Bei diesem Entlastungsereignis der

Mischwasserkanalisation liegen keine physikalischen und chemischen Messwerte des Entlastungsabflusses vor, da automatische Probeentnahmegeräte nicht zur Verfügung standen und eine Handbeprobung zu dieser Zeit (03³⁹ Uhr) nicht möglich war.

Am 05.06.2002 musste die Multisonde in Betzenhausen (R7), sowie die CAPACITY-RODS an den Entlastungsbauwerken ausgebaut werden, da diese für Untersuchungen im Rahmen einer weiteren Diplomarbeit benötigt wurden. In diesem Zusammenhang wurde beim Ausbau der Multisonde in Betzenhausen eine beträchtliche Schwebstoffablagerung innerhalb des auf der Gewässersohle installierten Rohres festgestellt. Im Uferbereich wurden außerdem viele Abfälle wie Papier, Hygieneartikel u.ä. beobachtet. Beim Ausbau der CAPACITY-ROD am Entlastungsbauwerk MW-1 wurde eine starke Auskolkung der Gewässersohle im Auslauf dieses Entlastungsbauwerkes beobachtet. Nach Vermessung der Sohltiefe der Dreisam oberhalb des Auslaufes und im direkten Einflussbereich der Mischwasserentlastung ergab sich eine Tiefen-Differenz von 70 cm (Abb. 4.19).



Abb. 4.19: Auskolkung der Gewässersohle im Auslauf der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 am 05.06.2002

Entlastungsereignisse unterscheiden sich nicht nur durch ihre Volumina von natürlichen Hochwasserereignissen, sondern auch durch die Geschwindigkeit der Abflussveränderungen. Unnatürlich schnell ansteigende und wieder abfallende Hochwasserwellen führen zu erhöhten Individuenverlusten des Makrozoobenthos, da diese Organismen auf die anthropogen verursachte Hochwasserwelle nicht schnell genug reagieren und sich in strömungsberuhigte Refugialräume wie z.B. das hyporheische Interstitial retten können (PODRAZA 1999). Aus diesem Grund wurde als weiterer Parameter zur Beschreibung des Abflussverhaltens der Dreisam während des Entlastungsereignisses der Mischwasserkanalisation am 04.06.2002 die Steigung (S) [l/s^2] der Hochwasserwelle herangezogen. Die Steigung S beschreibt bei einer Hochwasserwelle den Abflussanstieg pro Zeiteinheit bis zum Erreichen des Abflussscheitels. Dabei ergab sich ein Wert von $19,7 \text{ l/s}^2$. Im Vergleich dazu liegt der Mittelwert der

Steigungen ohne Beeinflussung durch Einleitungen der Mischwasserkanalisation am Standort Ebnet bei 0,61 l/s² und in Betzenhausen bei 0,59 l/s².

4.6.3 Ereignis 06.06.2002

Bei diesem Ereignis der Mischwasserentlastung am Bauwerk MW-1 wurden in-situ die Parameter LF, pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und Sauerstoffsättigung bestimmt. Weiterhin wurden jeweils zwei Wasserproben ,in einem zeitlichen Abstand von 5 Minuten, direkt aus dem Entlastungsabfluss (MW-1), sowie aus der Dreisam oberhalb (DR-ob) und unterhalb (DR-unt) des Entlastungsbauwerks entnommen. Diese Proben wurden im Labor des IHF hinsichtlich der ionischen Hauptkomponenten, Ammonium, BSB₅, CSB und enthaltenen Keimzahlen untersucht. Die Drucksonden zur Erfassung der Entlastungshöhen standen bei diesem Ereignis nicht zur Verfügung, sodass keine Entlastungsabflüsse bestimmt werden konnten. Weiterhin konnte am Standort Betzenhausen keine Abflussmessungen durchgeführt werden.

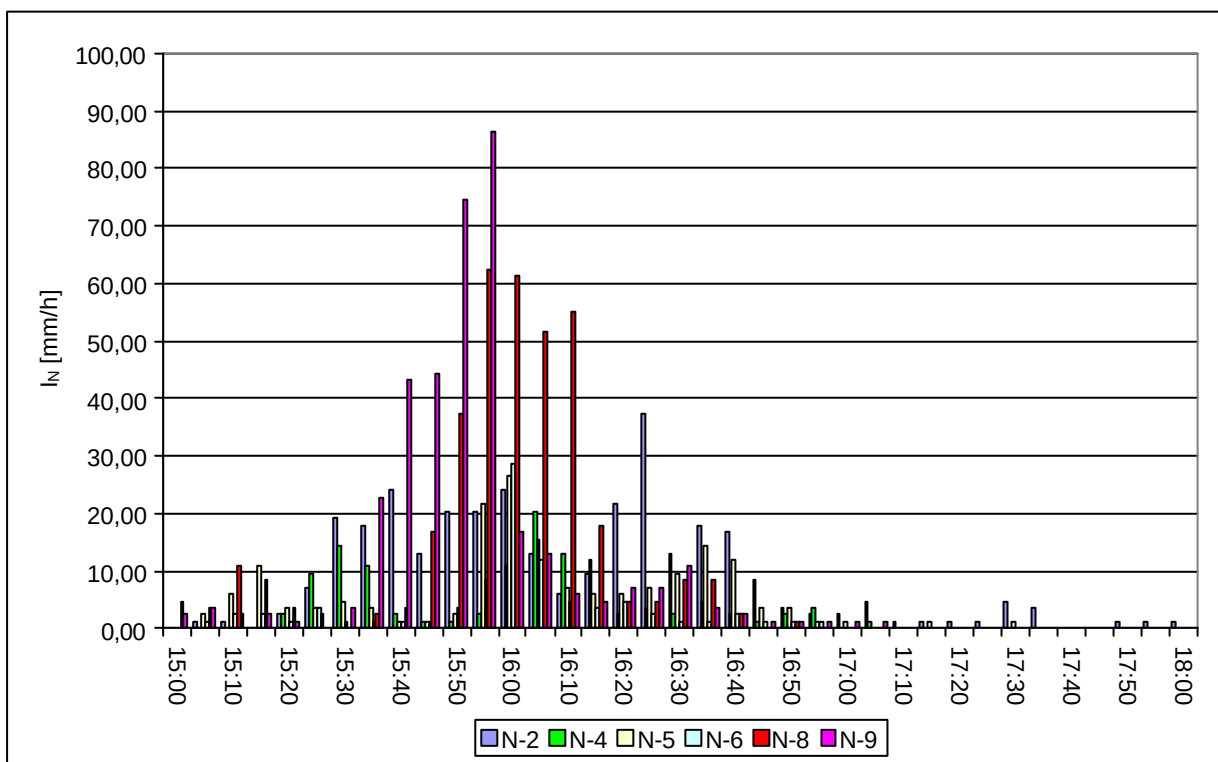


Abb. 4.20: Niederschlagsintensitäten I_N [mm/h] der Niederschlagsstationen N-2, N-4, N-5, N-6, N-8 und N-8 am 06.06.02 im Zeitraum von 15⁰⁰ Uhr bis 18⁰⁰ Uhr.

Die Auswertung der Daten der Niederschlagsstationen zeigte sehr hohe Niederschlagsintensitäten an der Station N-8 und N-9 (Abb.4.20).

Bei diesen Stationen wurde um 15⁵⁵ Uhr eine Niederschlagsintensität ermittelt, die umgerechnet 62,4 mm/h (N-8) bzw. 86,4 mm/h (N-9) entspricht. Ebenfalls hohe Intensitäten wurden an der Station N-2 mit 37,2 mm/h (16²⁵ Uhr) aufgezeichnet. Im Zeitraum von 15⁰⁰ Uhr bis 17⁰⁰ Uhr ergaben sich die höchsten Niederschlagssummen an den Stationen N-2 mit 27,1 mm, N-9 mit 30,4 mm und N-8 mit 31 mm. Die Stationen N-3 und N-7 waren bei diesem Ereignis defekt und konnten deshalb nicht miteinbezogen werden.



Abb. 4.21: Entlastungsereignis der Mischwasserkanalisation in die Dreisam am 06.06.02, aufgenommen im Zeitraum von 16³⁰Uhr bis 17³⁰Uhr am Entlastungsbauwerk MW-1.

Die Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation am Bauwerk MW-1 war beim Eintreffen am Untersuchungsstandort bereits im Gange. Wie in Abbildung 4.21 dargestellt trat die Mischwasserentlastung zu einem Zeitpunkt geringer Abflussverhältnisse in der Dreisam auf. Zu diesem Zeitpunkt besitzt die Dreisam am Standort R1 einen Abfluss von 2,6 m³/s, der jedoch an diesem Standort aufgrund der Wasserentnahme durch den Gewerbekanal noch etwas geringer ist. Weiterhin ist deutlich die Schmutzwasserfahne des Entlastungsabflusses zu erkennen, die sich in die Dreisam hineinzieht. Während dieser Ereignisbeprobung war ein sehr schneller Abflussanstieg der Dreisam zu verzeichnen, der durch die Starkniederschläge im Untersuchungsgebiet mit Schwerpunkt um die Niederschlagsstationen N-8 und N-9 ausgelöst wurde und in Ebneth für Überflutungen von Straßen und Kellern verantwortlich war.

Deutlich wird in dieser Abbildung v.a. die Beeinflussung der Dreisam in ihrem Abflussverhalten durch die Entlastung der Mischwasserkanalisation.

Die in-situ Messungen ergaben LF die im Entlastungsabfluss bei 93-103 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lagen und in der Dreisam unterhalb des Entlastungsbauwerkes in einem Bereich von 99-107 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In der Dreisam oberhalb ergaben sich mit 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$ konstant höhere LF-Werte. Bei weiteren Messungen wurden pH-Werte von 7,8-7,9 (MW-1), 7,7-7,8 (DR-unt) und 7,5 (DR-ob) sowie Wassertemperaturen von 16,6 °C (MW-1), 16,3-16,5 °C (DR-unt) und 15,2-15,8 °C (DR-ob) ermittelt.

Die Analyse der Wasserproben auf deren Gehalt an kationischen Komponenten (Abb.4.22) ergab für beide Wasserproben des Entlastungsabfluss im Vergleich zur Dreisam oberhalb des Bauwerks höhere Konzentrationen an Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und v.a. NH_4^+ .

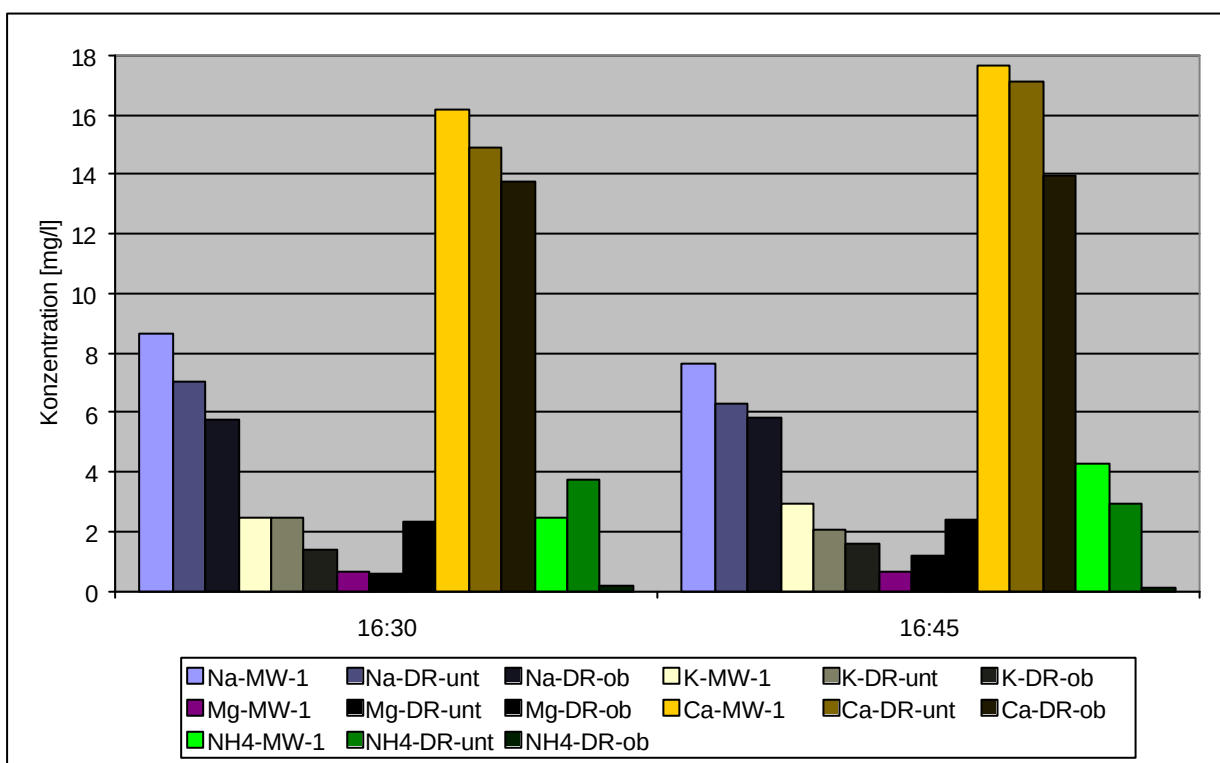


Abb. 4.22: Konzentration [mg/l] der Kationen im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb und unterhalb am 06.06.2002.

Die Ammonium Konzentrationen im Entlastungsabfluss lagen hierbei in der ersten Probe bei 2,4 mg/l und in der zweiten Probe bei 4,2 mg/l und damit 15-35-fach höher als in der Dreisam, obwohl hier mit 0,16 mg/l bzw. 0,12 mg/l bereits erhöhte NH_4^+ -Werte ermittelt wurden. Im Gegensatz dazu ergaben sich bei den Magnesium-Konzentrationen im Entlastungsabfluss mit 0,6 mg/l deutlich geringere Werte als in der Dreisam oberhalb, die Magnesium Konzentrationen von 2,3-2,4 mg/l aufwies.

Die Dreisam unterhalb zeigte in den beiden entnommenen Wasserproben höhere Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und NH_4^+ -Konzentrationen und geringere Mg^{2+} -Konzentrationen als in der Dreisam oberhalb des Entlastungsbauwerkes MW-1. Bei Vergleich mit den Gehalten im Entlastungsabfluss konnten an diesem Standort in der ersten Vergleichsprobe höhere NH_4^+ -Werte und in der zweiten höhere Mg^{2+} -Konzentrationen ermittelt werden. Im zeitlichen Verlauf lässt sich im Entlastungsabfluss eine Konzentrationszunahme von Ca^{2+} , K^+ und NH_4^+ , eine Konzentrationsabnahme von Na^+ bei konstanten Mg^{2+} -Konzentrationen von der ersten zur zweiten Probe feststellen. Die Dreisam oberhalb zeigt bei allen Kationen ,außer NH_4^+ , eine leichte Konzentrationserhöhung. Am Standort DR-unt ergeben sich in der ersten Probe höhere Na^+ , K^+ und NH_4^+ sowie geringere Mg^{2+} und Ca^{2+} Gehalte als bei der zweiten Probenahme.

Bei Betrachtung der Konzentrationen der anionischen Hauptkomponenten (Abb. 4.23) zeigt die Dreisam oberhalb der Mischwassereinleitung durchweg höhere Konzentrationen an Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-} als im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation sowie unterhalb der Mischwassereinleitung.

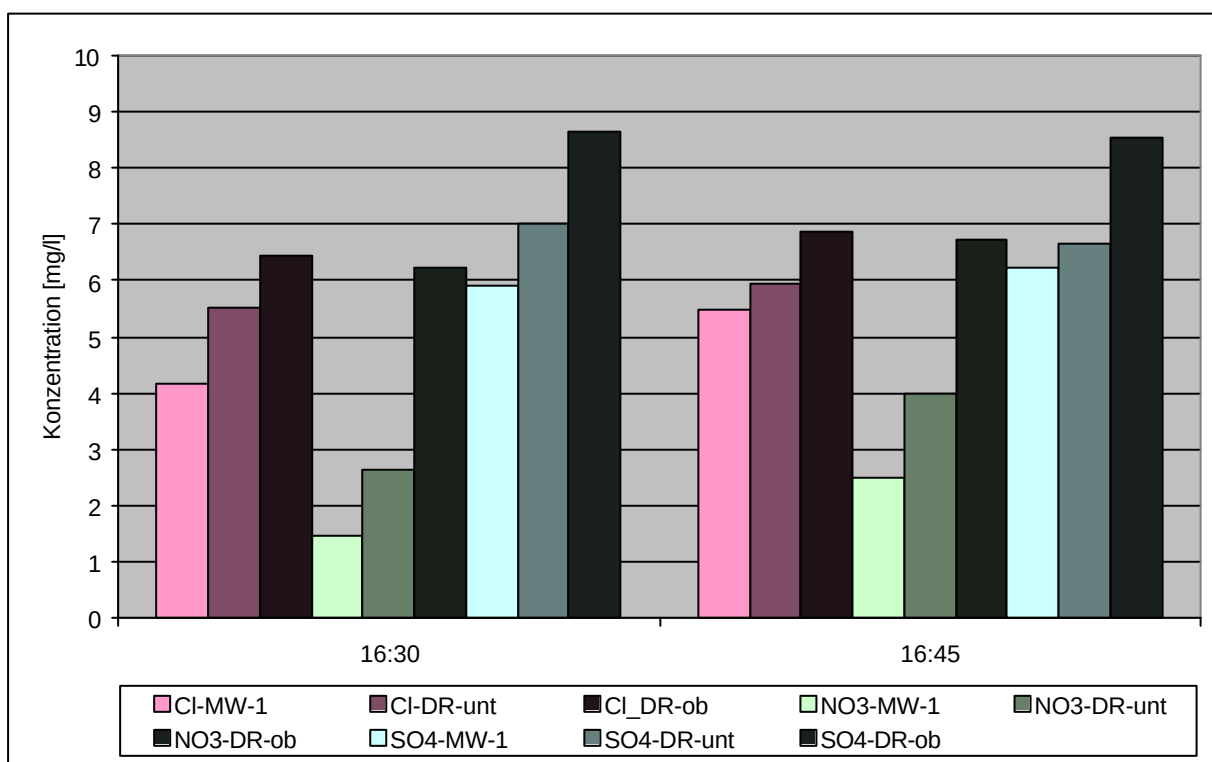


Abb. 4.23: Konzentration [mg/l] der Anionen im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb (DR_ob) und unterhalb (DR_unt) am 06.06.2002.

Weiterhin konnte im Entlastungsabfluss eine Zunahme der Konzentrationen der Anionen von der ersten zur zweiten Probenahme festgestellt werden. Die Dreisam oberhalb des Bauwerkes

MW-1 zeigte in diesem Zusammenhang ebenfalls eine Zunahme der Cl^- und NO_3^- Konzentrationen. Im Gegensatz dazu konnte bei der SO_4^{2-} Konzentration im zeitlichen Verlauf keine derart deutliche Veränderung beobachtet werden.

Die Bestimmung der Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 4.24) ergab in beiden Proben des Entlastungsabflusses um 0,4 mg/l geringere Konzentrationen als in der Dreisam unterhalb bzw. 0,8 mg/l oberhalb des Standorts MW-1.

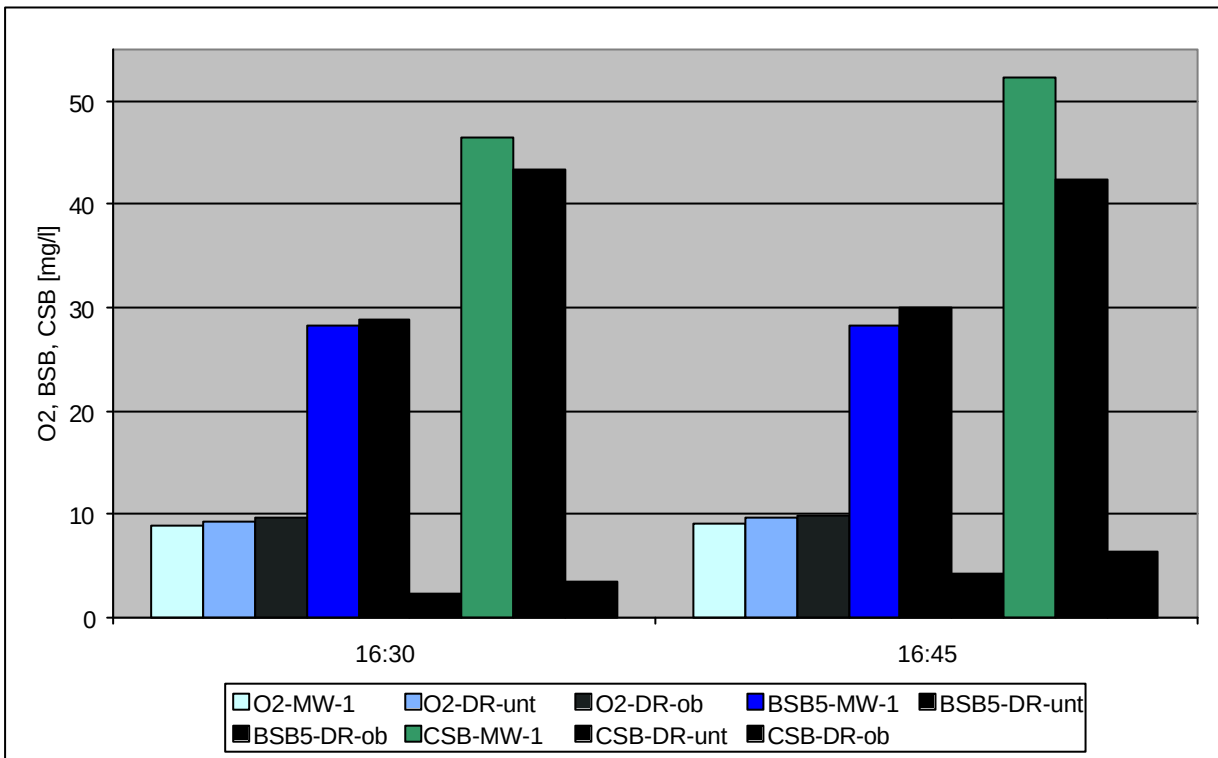


Abb. 4.24: Sauerstoffkonzentration (O_2), Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_5) und Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb und unterhalb am 06.06.2002.

Die Sauerstoffzehrungen, beschrieben durch den BSB_5 und CSB-Werte, zeigten im Gegensatz dazu signifikant höhere Unterschiede. Im Entlastungsabfluss ergaben sich BSB_5 -Werte von 28,1 mg/l sowie in der Dreisam unterhalb von 28,8-29,9 mg/l. Die Werte der Dreisam oberhalb liegen im Bereich von 2,3-4,2 mg/l deutlich geringer. Das gleiche Muster lässt sich auch auf die CSB-Werte übertragen. Hierbei ergaben sich für MW-1 mit 46,5-52,2 mg/l die höchsten CSB-Werte. Im Einflussbereich der Mischwasserentlastung in der Dreisam unterhalb zeigten sich Werte von 42,4-43,3 mg/l. Die Dreisam oberhalb besitzt keine sicher interpretierbaren CSB-Werte.

Außerdem konnten bei diesem Ereignis die im Wasser enthaltenen Koloniezahlen von *Escherichia coli* und *coliforme* Keime im Labor des IHF bestimmt werden (Abb. 4.25). Das Ergebnis zeichnet ein deutliches Bild. Im Entlastungsabfluss, sowie in der Dreisam unterhalb ergaben sich 128.000 bzw. 123.000 enthaltene Keime. Die Dreisam oberhalb beinhaltete

lediglich 3.200 Keime. Weiterhin konnten in dieser Wasserprobe keine coliformen Keime nachgewiesen werden.

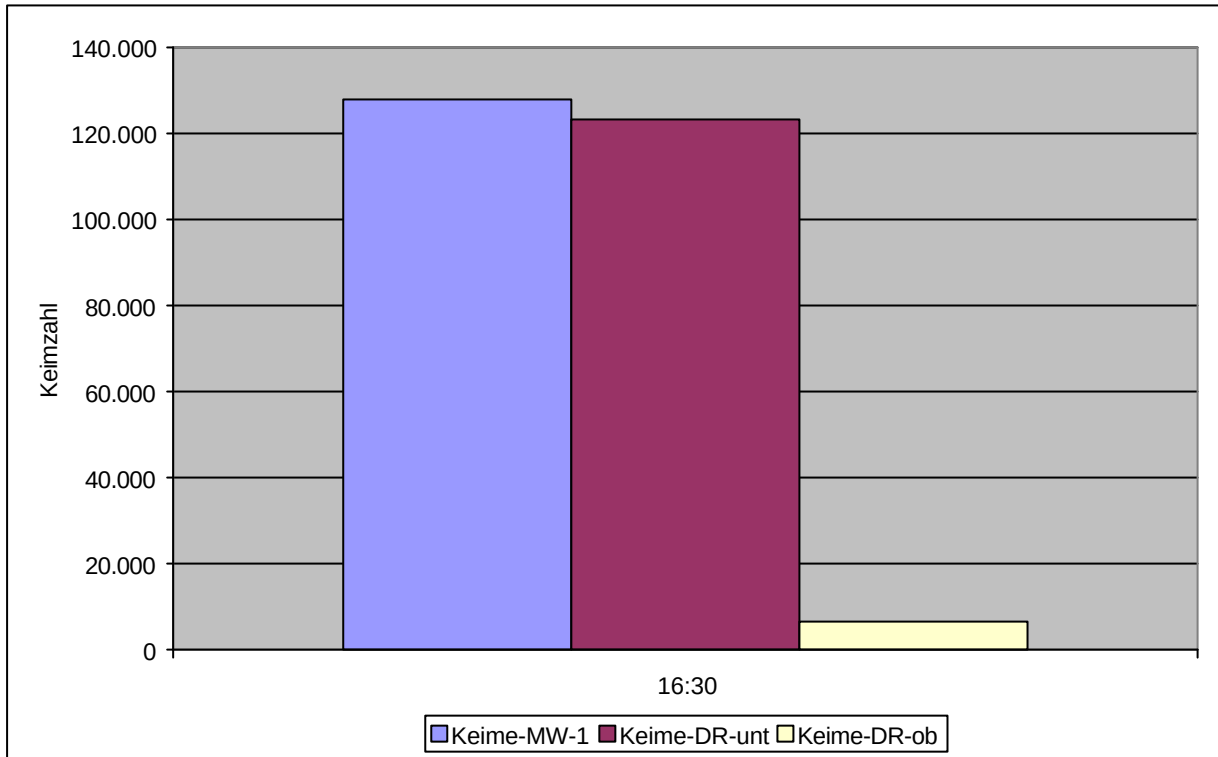


Abb. 4.25: Keimzahlen im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation am Entlastungsbauwerk MW-1 und in der Dreisam oberhalb und unterhalb am 06.06.2002.

4.7 Diskussion

Die Dreisam wird beim Verlauf durch das Stadtgebiet von Freiburg in ihrer stofflichen Zusammensetzung nur unwesentlich beeinflusst. Dies wurde im vorausgehenden Kapitel der Routineuntersuchungen gezeigt. Aufgrund der starken Dynamik der Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation kann die davon ausgehende hydraulische und stoffliche Belastung der Dreisam jedoch nur durch Ereignisbeprobungen adäquat erfasst werden.

Die elektrische Leitfähigkeit der Entlastungsabflüsse liegen bei den Ereignissen durchweg niedriger als in der Dreisam und sind damit ein Indiz für einen hohen Niederschlagswasseranteil im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation.

In diesem Zusammenhang spiegelte sich dieser Sachverhalt in den Analysen der entnommenen Wasserproben bezüglich der anionischen Hauptkomponenten im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation wider. Hier wurden durchweg deutlich geringere Konzentrationen an Chlorid, Nitrat und Sulfat als in den Vergleichsproben der Dreisam oberhalb der Entlastungsbauwerke ermittelt. Im zeitlichen Verlauf der Ereignisbeprobungen zeigte sich eine relativ konstante stoffliche Zusammensetzung der

Dreisam. Im Gegensatz dazu ergaben sich bei den Entlastungsabflüssen der Mischwasserkanalisation sich verändernde stoffliche Zusammensetzungen.

Die Konzentrationen der Kationen stellten sich wesentlich differenzierter dar als die der Anionen. Bei den Ereignissen am 09.05.02 und 06.06.02 konnten tendenziell höhere Konzentrationen von Natrium, Kalium, Calcium und v.a. Ammonium im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation als in der Vergleichsprobe der Dreisam ermittelt werden. Diese Stoffe müssen also in sehr hohen Konzentrationen im Entlastungsabfluss vorliegen, da sich die Konzentrationen in höheren Bereichen bewegen als in der Dreisam. Ein weiterer Grund für diese höheren Stoffmengen im Entlastungsabfluss hängt sicherlich auch damit zusammen, dass diese Stoffe auch in z.T. bedeutenden Mengen im Niederschlagswasser vorliegen und die Verdünnung des Entlastungsabflusses aus diesem Grund geringer ist. Einzig der Parameter Magnesium der im Entlastungsabfluss deutlich geringere Konzentrationen aufweist als in der Dreisam. Die Ursache hierfür liegt vermutlich in dem geringen Gehalt an Magnesium im Niederschlag und den dadurch hohen Verdünnungen im Mischwasser mit hohen Niederschlagswasseranteilen begründet. Aus den Niederschlagsuntersuchungen an der Station Schauinsland des Umweltbundesamtes geht hervor, dass die Konzentration an Magnesium die geringste aller ionischen Hauptkomponenten ist (FEIL 1998).

Bei Vergleich der Ereignisse 09.05.02 und 06.06.02 ergibt sich im zeitlichen Verlauf eine unterschiedliche Entwicklung der Konzentrationen der einzelnen Parameter. Während beim Ereignis am 09.05.02 im Entlastungsabfluss eine Abnahme der Konzentrationen von Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} , bei einem konstanten Ammoniumgehalt, festgestellt wurde, verhalten sich diese Ionen während des Ereignisses vom 06.06.02 gegenteilig. Mit Ausnahme des Parameters Natrium ergeben sich für die zweite Probe durchweg höhere Konzentrationen. Die Erklärung für diese unterschiedliche Reaktion könnte im Zeitpunkt der Probenahme begründet liegen. Bei einer Probenahme im ansteigenden Ast der Entlastungstätigkeit sind höhere Konzentrationen zu erwarten als im abklingenden Entlastungsabfluss (PODRAZA 1999). Beim Ereignis am 06.06.02 wurden beide Proben vor Erreichen der maximalen Entlastungstätigkeit entnommen und aus diesem Grund ist ein Konzentrationsanstieg im Entlastungsabfluss zu verzeichnen.

Die Sauerstoffkonzentrationen im Entlastungsabfluss lagen im Vergleich zur Dreisam für die Entlastungsereignisse am 09.05.02 (1,4 mg/l) und 06.06.02 (0,4 mg/l) geringer. Diese geringen Sauerstoffkonzentrationsunterschiede könnten jedoch bei Organismen, die an konstant hohe Sauerstoffgehalte in der Dreisam adaptiert sind, zu einer Stresssituation führen. Diese unerwartet hohen Sauerstoff-Gehalte des Entlastungsabflusses liegen vermutlich in den starken Turbulenzen bei der Mischwasserentlastung begründet, die für eine zusätzliche Sauerstoffanreicherung im Entlastungsabfluss führen. Signifikant höhere Unterschiede ergeben sich jedoch bei Betrachtung der BSB_5 -Werte. Im Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation wurden im Vergleich zur Dreisam um ein Vielfaches höhere Werte

ermittelt und sind somit ein Indiz für eine Gewässerbelastung mit organisch abbaubarer Substanz. Gleiches gilt in diesem Zusammenhang für die ermittelten CSB-Werte.

Die Gewässerbelastung zeigt sich besonders in der Betrachtung der Gewässergüte, die aus den oben beschriebenen Parametern BSB₅, Ammonium und Sauerstoff, ermittelt wird. Beim Ereignis vom 06.06. weist die Dreisam oberhalb des Entlastungsbauwerkes MW-1 eine Gewässergüte von I-II auf, die sich unterhalb aufgrund der BSB₅- und Ammoniumwerte auf IV erniedrigt.

Der Eintrag von organisch abbaubarer Substanz und von Feststoffen wirkt dabei nicht direkt toxisch auf die Makroinvertebratenbiozönose, kann jedoch durch die damit ausgelösten direkten und indirekte Effekte negative Auswirkungen auf die aquatische Biozönose besitzen. Am 05.06.02 wurde beim Abbau der Multisonde am Standort Betzenhausen (R7) eine starke Verfüllung des auf der Gewässersohle installierten Rohres mit Feinsedimenten beobachtet, die mit dem Entlastungsabfluss der Mischwasserkanalisation während des Entlastungsereignisses am 04.06.02 aus der Kanalisation ausgespült wurden. Durch diesen Austrag kann auch der Lückenraum im hyporheischen Interstitial der Dreisam verfüllt werden. Beim oxidativen Abbau dieser organischen Substanzen können erhebliche Sauerstoffdefizite bis hin zu anoxischen Verhältnissen entstehen, die dafür verantwortlich sein können, dass Organismen aus diesen Bereichen abwandern oder im Extremfall absterben. Eine weitere Auswirkung der Verfüllung des hyporheischen Interstitials ist der Verlust von Lebens- und Refugialräumen der benthischen Organismen (PODRAZA 1999). Bei einem folgenden natürlichen oder durch die Entlastung der Mischwasserkanalisation anthropogen induzierten Hochwasserereignis können sich die Organismen nicht mehr in diese Bereiche flüchten und werden in Folge dessen vermehrt von der Substratoberfläche verdriftet. Weiterhin kann beim Transport durch die im Entlastungsabfluss enthaltenen Fest- und Feinstoffe ein „Sandstrahleffekt“ ausgelöst werden, der Makrophyten beschädigen und Makroinvertebraten vom Substrat spülen kann (PODRAZA 1999).

Die im Entlastungsabfluss festgestellten hohen Ammoniumkonzentrationen sind für Fließgewässerorganismen nicht direkt toxisch. Die eigentliche akute Gefährdung geht hierbei von der Wirkung des toxischen Ammoniaks (NH₃) aus. Die akute Toxizität von NH₃ liegt bei Fischen als empfindlichste aquatische Organismen im Bereich 0,05-3 mg/l NH₃, Evertrebraten werden bei 0,6-4 mg/l NH₃ akut geschädigt (GUNKEL 1996).

Der Gehalt an freiem NH₃ ist dabei abhängig von der Temperatur und dem pH-Wert. Bei dem Entlastungsereignis am 06.06.02 wurde in der Dreisam unterhalb des Entlastungsbauwerkes MW-1 ein Gehalt an freiem NH₃ von 0,078 mg/l berechnet. Dieser Gehalt liegt somit in einem Grenzbereich in dem akut toxische Effekte wahrscheinlich nicht zu erwarten aber subletale Effekte bei den Organismen möglich wären.

Eine weitere Gewässerbelastung geht von den eingetragenen Feststoffen (grober Abfall, Papier usw.) aus, die das ästhetische Erscheinungsbild der Dreisam im Stadtgebiet von Freiburg und damit den Naherholungswert beeinträchtigen. Aus gewässerökologischer Sicht

stellt dieses jedoch nur ein untergeordnetes Problem dar, da es nur bei größeren Fischarten zur Aufnahme von Abfall und dadurch verursachten höheren Mortalitätsraten kommen kann (PODRAZA 1992). Weiterhin ist eine negative Beeinflussung der hygienischen Wasserqualität der Dreisam durch den Eintrag von Fäkalbakterien im eingeleiteten Mischwasser festzustellen, die im Entlastungsabfluss am 06.06.02 in 30-fach höherer Anzahl vorliegen als in der Dreisam oberhalb des Entlastungsbauwerkes der Mischwasserkanalisation MW-1. Diese Beeinträchtigung ist jedoch nur von temporären Ausmaß, da diese Bakterienarten im Oberflächengewässer nur eine Lebensdauer von maximal 2-3 Tagen besitzen (GUNKEL 1996). Ein weiteres Kriterium zur Beurteilung der Wirkung von Niederschlagswassereinleitungen ist die Steigung der Hochwasserwelle. Das Entlastungsereignis vom 04.06.02 erzeugte einen extrem starken und schnellen Anstieg des Abflusses am Standort R7, der eindeutig anthropogenen Ursprungs ist und mit $19,7 \text{ l/s}^2$ 3,5 mal höher liegt als der maximale Anstiegswert eines von Niederschlagswassereinleitungen unbeeinflussten Hochwasserereignisses am 06.06.02 mit $5,5 \text{ l/s}^2$.

Aus dieser Tatsache ergibt sich sicherlich eine deutlich negative Beeinflussung der Fischgemeinschaft und der Makroinvertebratenbiozönose der Dreisam bei diesem Ereignis, da diese nicht an die hohe Dynamik der stoßartigen Belastung durch die Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation angepasst ist. Die natürliche Fluchtreaktion in strömungsberuhigte Refugialräume ist aufgrund der kurzen Reaktionszeit auf die rasante Abflusserhöhung und die damit verbundenen Zunahme der Sohlschubspannung nicht mehr möglich und die Organismen werden verdriftet. Dadurch, dass die Aktivitätszeit vieler Makroinvertebraten besonders in den Nachtstunden ausgeprägt ist und sich diese bei der Nahrungssuche dabei auf der Substratoberfläche aufhalten, könnte das Ereignis vom 04.06.02 einen hohen Individuenverlust innerhalb der Benthosbiozönose ausgelöst haben.

Diese beschriebenen hydraulischen und stofflichen Belastungen dürfen jedoch nicht getrennt voneinander betrachtet werden, sondern es treten Synergieeffekte zwischen diesen Belastungskomplexen auf. So stellte BORCHARDT (1991) in seinen Untersuchungen fest, dass die Individuenverluste bei gleichzeitiger stofflicher und hydraulischer Belastung signifikant höher waren als bei Belastung der Biozönose durch einen dieser beiden Faktoren allein.

In diesem Zusammenhang könnte das Entlastungsereignis am 06.06.02 durch die stoffliche Belastung der Dreisam für eine „Vorschädigung“ der Organismen gesorgt haben und damit für eine verminderte Widerstandsfähigkeit gegenüber der hydraulischen Belastung durch das direkt folgende Hochwasserereignis verantwortlich sein. Hierbei handelt es sich lediglich um Mutmaßungen über die Auswirkungen der Belastung, da eine Ansprache der Gewässerbiozönose im Rahmen dieser Diplomarbeit aus zeitlichen und technischen Gründen nicht durchführbar war.

Die am 04.06.02 eindeutig durch die Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation hervorgerufenen Maximalabflüsse in der Dreisam am Standort R7 betrugen $17,9 \text{ m}^3/\text{s}$, die

jedoch nicht allein durch die beiden untersuchten Entlastungsbauwerke erklärt werden können. Die Abflussabschätzung an den Bauwerken MW-1 und MW-2 ergaben in der Summe lediglich einen Wert von ca. $10 \text{ m}^3/\text{s}$, aus dem sich eine Abflussdifferenz von $7,9 \text{ m}^3/\text{s}$ ergibt. Diese kann jedoch durch ein weiteres Bauwerk der Mischwasserkanalisation, das nicht beprobt wurde, erklärt werden. In Abbildung 4.26 ist dieses Bauwerk dargestellt, das einen Durchmesser von 2 m besitzt. Nach Vermessung der deutlich erkennbaren Geschwemmsellinie bis auf eine Höhe von mindestens 1,2 m und unter Annahme der gleichen Fließgeschwindigkeit wie an den anderen Bauwerken ergibt sich hier ein Entlastungsabfluss von ca. $6 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Entlastung der Mischwasserkanalisation muss an diesem Bauwerk dabei zeitgleich mit der ankommenden Hochwasserwelle der Mischwasserentlastung der oberliegenden Bauwerke erfolgt sein, da ein zweiter Abfluss-Peak nicht erfasst wurde. Die Abschätzung der Entlastungsabflüsse ist sicherlich mit Fehlern behaftet, dennoch kann die Abflusserhöhung in Betzenhausen größenordnungsmäßig auf die Entlastungsabflüsse zurückgeführt werden.



Abb. 4.26 : Entlastungsbauwerk der Mischwasserkanalisation nach dem Entlastungsereignis vom 04.06.02, aufgenommen am 05.06.2002 15⁰⁰ Uhr.

4.8 Fazit

Verantwortlich für die beschriebenen Entlastungstätigkeit der Mischwasserkanalisation waren ausschließlich kurze konvektive Niederschlagsereignisse in Verbindung mit hohen Intensitäten, die nur lokal begrenzt auftraten. Aufgrund dieser Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass die Dimensionierung der Entlastungsbauwerke relativ groß gewählt ist, sodass im Untersuchungszeitraum nur bei diesen extremen Starkregenereignissen ein Entlastungsfall zu verzeichnen war.

Weiterhin war bei den Entlastungsereignissen eine sehr schnelle Reaktion auf die Niederschlagsereignisse festzustellen. Diese kurzen Konzentrationszeiten verbunden mit stoßartigen Gewässerbelastungen sind charakteristisch für diese Entlastungsfälle. Daneben

führt auch die enorme Abflusserhöhung in kurzer Zeit zu einer drastischen hydraulischen Belastung, die dazu führen kann, dass die Gewässerbiozönose Schaden nimmt.

Die geringen Konzentrationen der Anionen, sowie die vergleichsweise höheren Konzentrationen der Kationen und die niedrigen Werte der elektrischen Leitfähigkeit deuten im Vergleich zur Dreisam auf einen großen Niederschlagwasseranteil im Entlastungsabfluss hin. Bei der Betrachtung der BSB- und CSB-Werte, sowie der hohen Ammoniumkonzentrationen und der Keimzahlbelastung wird der negative Einfluss auf das natürliche Fließgewässer sehr deutlich. Da die Dreisam eine sehr geringe Vorbelastung aufweist, ist davon auszugehen, dass die Organismen auf diese anthropogen induzierte stoffliche Belastung sehr empfindlich reagieren. Der Eintrag von Abfallstoffen, die über längere Zeit im Uferbereich verbleiben, tragen zu einer weiteren Beeinträchtigungen der Gewässerqualität in ästhetischer Hinsicht bei und schmälern damit den Naherholungswert.

Synergistische Effekte der hydraulischen und stofflichen Belastung haben dramatischere Auswirkungen auf die gesamte Gewässerökologie der Dreisam als jede Belastungsgröße für sich betrachtet.

5 Schlussfolgerung und Ausblick

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass die Entlastungen aus der Mischwasserkanalisation im Stadtgebiet von Freiburg zu einer deutlichen Beeinträchtigung der gewässerökologischen Verhältnisse der Dreisam in diesem Bereich führen.

Durch die Routinebeprobung innerhalb der Referenzstandorte Ebnet und Betzenhausen konnte herausgestellt werden, dass die Beeinflussung der hydrochemischen Zusammensetzung der Dreisam in ihrem Verlauf durch das Stadtgebiet von Freiburg ohne Niederschlagswassereinleitungen sehr gering ist. Eine derartige Probenahmestruktur kann jedoch die kurzzeitigen Entlastungsereignisse nicht erfassen und muss durch intensive Ereignisbeprobungen ergänzt werden.

Dabei zeigten sich im vorliegenden Falle deutliche negative Beeinträchtigungen des Gewässers sowohl in stofflicher als auch in hydraulischer Hinsicht, da Mischwassereinleitungen als Einzelereignisse ein erhebliches ökologisches Gefährdungspotential beinhalten können. Im Vergleich zu anderen Untersuchungen konnte in dieser Arbeit besonders die hydraulische Belastung nachgewiesen werden, wohingegen die Ergebnisse der stofflichen Belastung anhand einzelner Parameter weniger aussagekräftig waren. Dies beruht vor allem auf der geringen Anzahl der zur Verfügung stehenden Wasserproben und der erhobenen Parameter, die als nicht repräsentativ anzusehen ist. Dennoch konnte z.B. anhand der Parameter Ammonium, BSB₅ und CSB die deutliche Beeinflussung der Gewässergüte nachgewiesen werden. Aufgrund der geringen natürlichen Hintergrundbelastung der Dreisam (Silikatbach), die in langjährigen Untersuchungen dokumentiert ist (STADT FREIBURG 2002), verändern selbst geringe Stoffeinträge das gewässerchemische Milieu und die ökologischen Bedingungen im Gewässer nachhaltig.

Bei Untersuchungen innerhalb von urbanen Gebieten müssen die erschwerten Rahmenbedingungen zusätzlich berücksichtigt werden. Dabei kommt die Gefahr des Vandalismus im Bereich der Probenahmestellen besonders zum Tragen, wodurch eine materialintensive Ausstattung mit Messgeräten erschwert bzw. verhindert wird. Diese Problematik war auch im vorliegenden Falle für die geringe zeitliche Auflösung bei der Erfassung der Entlastungsabflüsse verantwortlich, wodurch Fehlinterpretationen nicht ausgeschlossen werden können. Werden beispielsweise die stofflichen Belastungsspitzen nicht erfasst, wird eine geringere Beeinträchtigung angenommen als tatsächlich vorliegt.

Zur Bestätigung dieser Erkenntnisse sollten in weiteren Arbeiten intensivere Beprobungen der Dreisam in der Umgebung der Einleitungsbauwerke erfolgen. Dabei muss sowohl eine zeitlich höher aufgelöste Erfassung der Entlastungsabflüsse, als auch eine genauere Betrachtung der gewässerbiologischen Beeinträchtigungen im Abstrombereich durchgeführt

werden. Zur Klärung der tatsächlichen Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose bedarf es einer vergleichenden detaillierten Untersuchung des Artenspektrums unterhalb von Entlastungsbauwerken und Referenzpunkten. Aus deren Differenz lassen sich Aussagen über Veränderungen in der Dominanzstruktur, der Artenabundanz und der Artenzusammensetzung treffen.

Bei immissionsorientierten Untersuchungen ist in Zukunft darauf zu achten, dass neben der Mittelwertbetrachtung von Routinebeprobungen besonders die Erfassung von stofflichen und hydraulischen Belastungsspitzen im Vordergrund steht. Neben der oben erwähnten intensiveren Beprobung zur deskriptiven Beschreibung der Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen muss eine Entwicklung hin zu interdisziplinären Arbeitsweisen im Hinblick auf eine Verringerung der Stoffeinträge in Fließgewässer im urbanen Bereich erfolgen. Die Zusammenarbeit zwischen Ingenieuren und Naturwissenschaftlern ist dabei von großer Bedeutung. Neben der messtechnischen Erfassung ist eine Entwicklung hin zu Simulationen von Niederschlag-Abfluss-Prozessen in Verbindung mit Stofftransportmodellen wünschenswert.

Erkenntnisse derartiger Arbeiten können die Grundlage für einen nachhaltigen Gewässerschutz innerhalb von Stadtgebieten bilden, um das Schutzgut Wasser auch für künftige Generationen zu erhalten.

6 Literaturverzeichnis

- ATV (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Arbeitsblatt, ATV-A 128. GFA-Verlag, St. Augustin.
- BAUR, W.H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. 3., neubearb. Auflage.- Paul Parey Verlag Berlin.
- BORCHARDT, D. (1991): Experimentelle Untersuchungen zur Auswirkung von Mischwassereinleitungen auf Makroinvertebraten – Bedeutende Faktoren und Beziehungen zur Gewässerstruktur. In: H. Schuhmacher und B. Thiesmeier (Editors), Urbane Gewässer, Essen. S. 223-231.
- BWK (1999): Ableitungen von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Gelbdruck, BWK-Merkblatt-M3, Düsseldorf.
- DEMUTH, S. (1997): Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg im Breisgau, Freiburger Geographische Hefte, Heft 36, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.
- DVWK-Merkblatt 227 (1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil 1: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, Biologische Kenngrößen. Hrsg.: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- FEIL, N. (1998): Vergleichende Untersuchung über die Weiterentwicklung der hydrochemischen Beschaffenheit Freiburger Fließgewässer. Diplomarbeit, Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br. (unveröffentlicht).
- GUNKEL, G. (1996) : Renaturierung kleiner Fließgewässer. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- HEIN, H. & W. KUNZE (1995): Umweltanalytik: Mit Spektrometrie und Chromatographie. 2. aktualisierte und erweiterte Auflage. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- KALBE, L. (1997): Limnische Ökologie. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig.

- KREJCI, V., W. SCHILLING & S. GAMMETER (1995): Konzept einer integrierten Siedlungsentwässerung. In: EAWAG-Projekt – Integrierte Siedlungsentwässerung – Fallstudie Fehraltorf, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Verbandbericht Nr. 490.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (1998): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Handbuch Wasser 4, Band 10, Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2000): Pegelstatistik und hydrologische Hauptzahlen des Pegels Ebnet/Dreisam (unveröffentlicht).
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1991): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland 1990. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.).- Umweltbundesamt, Berlin.
- MÜLLER, H.E. (1998): Laborseminar Hydrologie: Hydrochemische Untersuchungen und Datenauswertung; Laborskript (unveröffentlicht).
- OTT, B. (2002): Weiterentwicklung des Einzugsgebietsmodells TAC^D und Anwendung im Dreisameinzugsgebiet, Diplomarbeit, Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br. (unveröffentlicht).
- PARLOW, E. & H.-J. ROSNER (1997): Das Klima des Oberrheingrabens, in: Schwarzwald und Oberrheintiefland – Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg im Breisgau, Freiburger Geographische Hefte, Heft 36, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.
- PODRAZA, P. (1991): Der Einfluss von Mischwasserabschlägen aus einem Regenüberlauf auf die Makrozoobenthoszönose eines Stadtbaches – Erste Ergebnisse. In: H. Schuhmacher und B. Thiesmeier (Editors), Urbane Gewässer, Essen. S. 175-186.
- PODRAZA, P. (1999): Regentlastungen der Mischwasserkanalisation – Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose. Essener Ökologische Schriften Band 10.
- RANGE, W. und W.D. SCHMIDT (1999): Abfluss, Gewässermorphologie und Biologie als Wirkungsdreieck in Fließgewässern. Wasserwirtschaft 89 (2). S. 84-88.

RUMP, H. H. (1998): Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden. 3., völlig überarb. Auflage. - Wiley-VCH Verlag, Weinheim.

SCHMIDT, G. (2000): Identifizierung gewässerökologischer Schäden durch Mischwassereinleitungen – Beispiele aus dem südhessischen Raum. Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 47 (6). S. 882-889.

SCHWOERBEL, J. (1999) : Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

STADT FREIBURG I. BR, TIEFBAUAMT (1989): Fließgewässer, eine ökologische Bestandsaufnahme. Stadt Freiburg, Presse und Informationsdienst.

STADT FREIBURG (2002): Fließgewässer in Freiburg. Eigenbetrieb Stadtentwässerung.

STOTZ, G., B. HALLER (2002): Nährstoffeinträge durch Mischwassereinleitungen in Gewässer. Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 143 (1). S.63-70.

WENNINGER, J. (2002): Experimentelle Untersuchung zur Dynamik von Hanggrundwasser und dessen Übertritt in die Talaue und den Vorfluter im Bruggaeinzugsgebiet, Diplomarbeit, Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br. (unveröffentlicht).

Persönliche Mitteilungen:

ERNST & CO. (2002): Beratende Ingenieure GmbH, Kaiser-Joseph-Str. 260, 79098 Freiburg.

Anhang

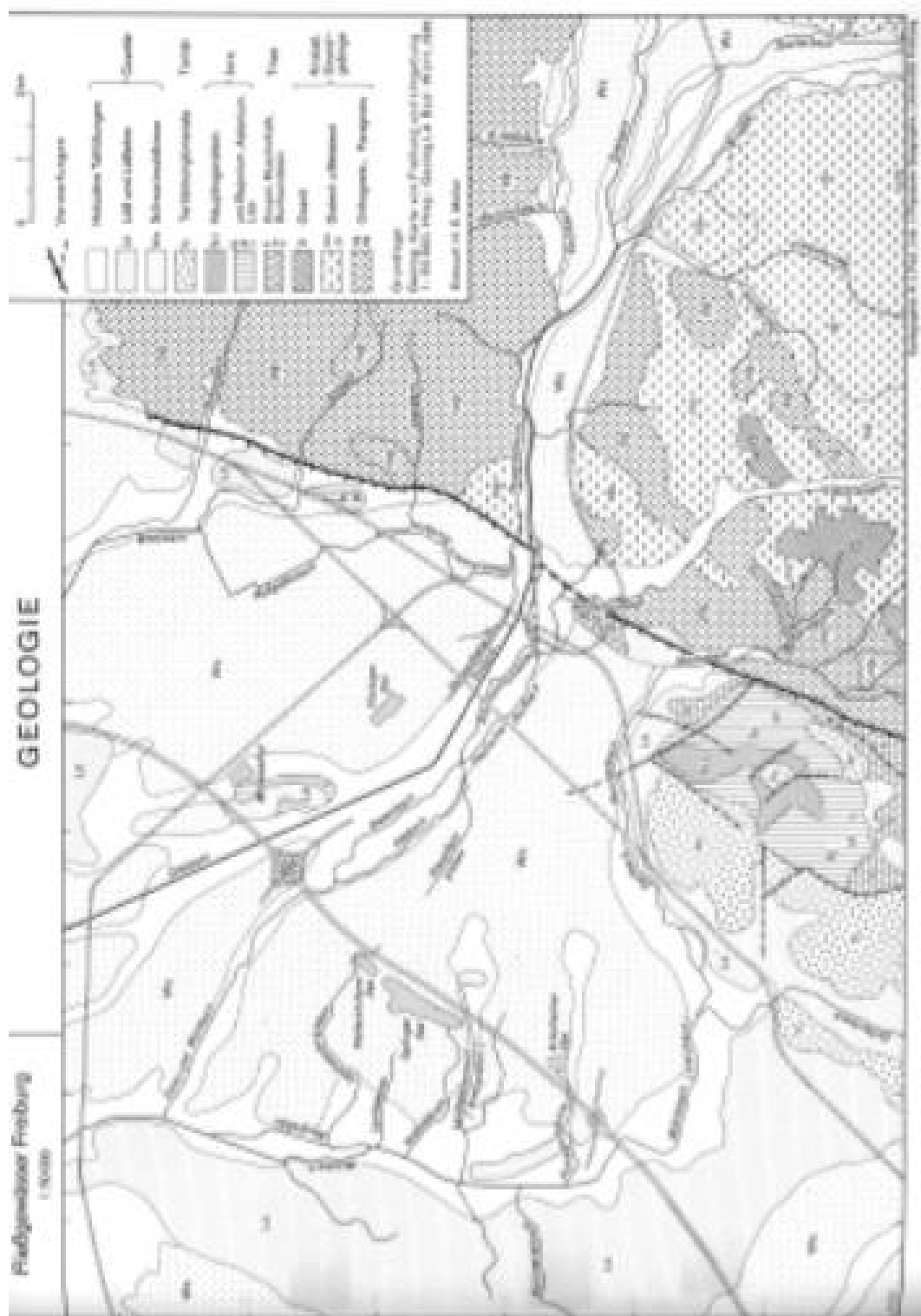


Abb. A1: Karte des geologischen Untergrundes der Fließgewässer Freiburgs (Quelle: Stadt Freiburg 1998)

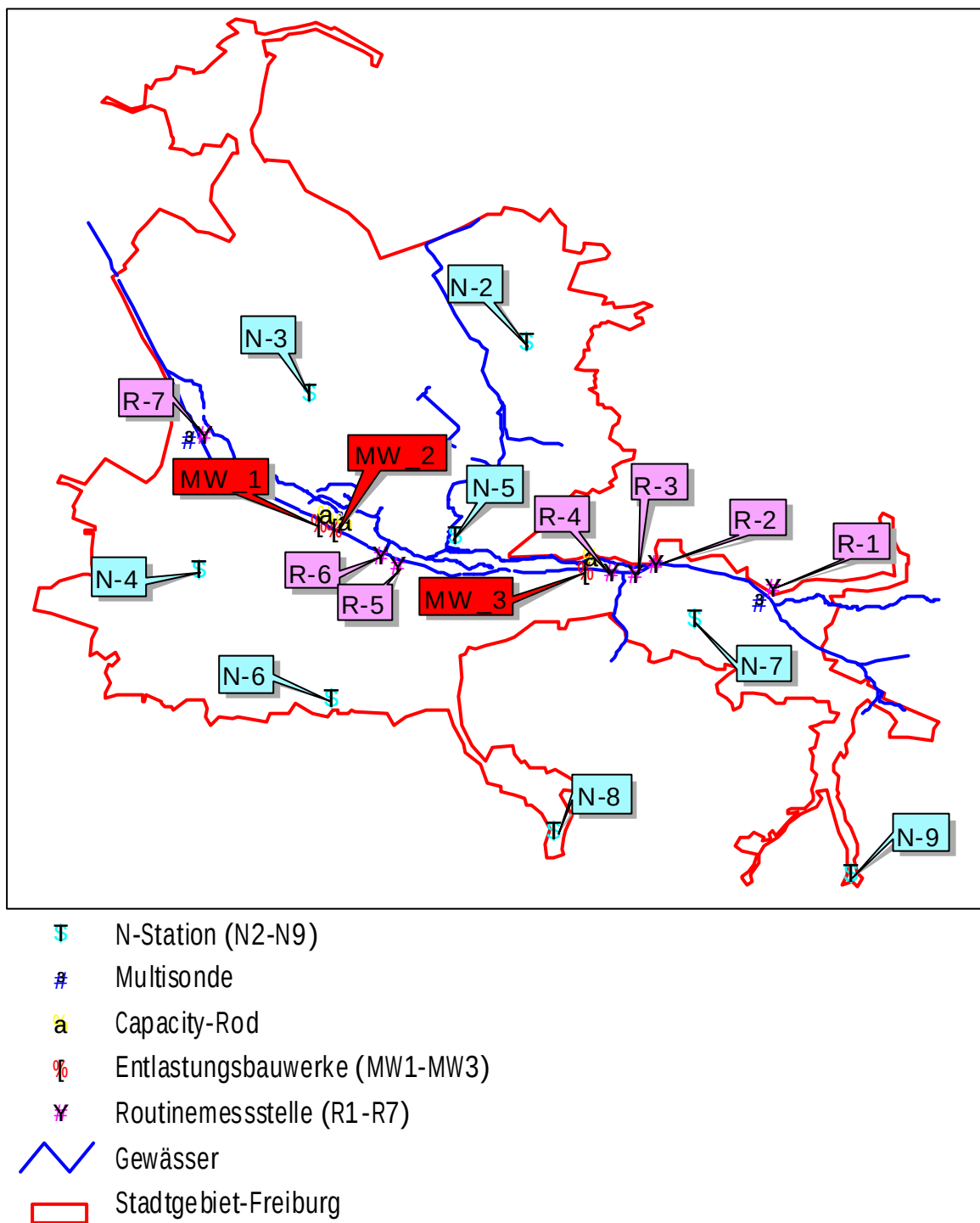


Abb. A2: Messnetz der Routine- und Ereignisbeprobung