

Klinikum der Universität Bonn  
Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit  
Direktor: Prof. Dr. med. M. Exner

und

Erftverband  
Bergheim

Abschlussbericht zum Forschungsprojekt:

**Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung  
durch Regentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel  
der Swist**

von

PD Dr. med. Thomas Kistemann M.A.  
Dipl.-Umw.Wiss. Dipl.-Ing. Ekkehard Christoffels  
Dipl.-Biol. Christoph Koch  
Dipl.-Geogr. Thomas Claßen  
Dipl.-Biol. Andrea Rechenburg  
Prof. Dr. med. Martin Exner

unter Mitarbeit von

Dr. rer. nat. Harald Färber, Dr. Georg Gellert, MTA Birgit Göing,  
Dipl.-Landschaftsökol. Annika Hiller, Chem.-Ing. Andreas Jaensch,  
TA Robert Krump, Dipl.-Ing. Doreen Thormann,  
Dipl.-Geogr. Frauke Ulber

Der vorliegende Abschlussbericht zum Forschungsprojekt: „Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist“ wurde im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen verantwortlich erstellt von:

PD Dr. med. Thomas Kistemann M.A.  
-Gesamtleitung, Risk-Assessment-

Dipl.-Umw.Wiss. Dipl.-Ing. Ekkehard Christoffels  
-Wasserwirtschaftliche Daten, LWA-FLUT, Automatische Probenahme-

Dipl.-Biol. Christoph Koch  
-Koordination, Parasitologie, Analysendatenverwaltung, Statistik-

Dipl.-Geogr. Thomas Claßen  
-Koordination, Probenahme, Gebietsdatenverwaltung, GIS-

Dipl.-Biol. Andrea Rechenburg  
-Bakteriologie, Labororganisation-

Prof. Dr. med. Martin Exner  
Institutsleiter

Bonn, den 30.09.2004

### Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Personen, Fachbehörden und Institutionen, die durch ihre Unterstützung zum Gelingen des Projekts beigetragen haben. Ohne ihre Auskunfts- und Kooperationsbereitschaft wäre es nicht möglich gewesen, die vorliegende Datensammlung zusammenzustellen. Insbesondere danken wir den Mitarbeitern der unteren Wasserbehörden des Rhein-Sieg-Kreises und des Kreises Euskirchen, der SGD Nord in Koblenz, der Bezirksregierung Köln und dem Staatlichen Umweltamt Köln (Nebenstelle Bonn) für die Bereitstellung von Daten.

Das F&E-Vorhaben wurde durch einen ständigen Arbeitskreis begleitet, dem VertreterInnen des Institutes für Hygiene und Öffentliche Gesundheit, des Erftverbandes, des Landesumweltamtes NRW sowie des Staatlichen Umweltamtes Köln angehörten. In diesem Arbeitskreis wurden sowohl Zwischenergebnisse vorgestellt und diskutiert als auch jeweils das weitere Vorgehen abgestimmt. Wir danken den Mitgliedern des Arbeitskreises für die konstruktive Zusammenarbeit und wertvolle Anregungen.

Ferner möchten wir uns für die Mitarbeit von Dipl.-Geogr. Ina Stalleicken, Dipl.-Geogr. Lorenz Volz, Dipl.-Geogr. Florian Hofer, cand. geogr. Gero Schlomka, cand. geogr. Christiane Franke, cand. geogr. Caroline Schwarz und cand. geogr. Esther Rind bedanken.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	VII
Tabellenverzeichnis.....	IX
Abkürzungsverzeichnis.....	XI
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>1</b>
1.1 Problemstellung und Auftrag .....	1
1.2 Arbeitsplan.....	3
<b>2 Material und Methoden .....</b>	<b>5</b>
2.1 Beschaffung von Daten über das Einzugsgebiet .....	5
2.1.1 Einleitungen und Kontaminationsstellen.....	8
2.1.2 Hydrologische Datenquellen.....	10
2.1.2.1 Klimastationen .....	10
2.1.2.2 Abflusspegel.....	11
2.2 Kurzbeschreibung der Flächennutzungen im Einzugsgebiet der Swist .....	13
2.2.1 Naturräumliche Differenzierung und geographische Charakterisierung .....	13
2.2.2 Flächennutzung.....	18
2.3 Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Swist .....	20
2.3.1 Kurzbeschreibung der Probenahmestellen für die Regelbeprobung im Einzugsgebiet der Swist.....	21
2.3.2 Kurzbeschreibung der Probenahmestellen für die Ereignisbeprobung im Einzugsgebiet der Swist .....	27
2.3.3 Monitoring-Probenahmestellen zur mikrobiologischen Güte .....	30
2.4 Ausgewählte Regenentlastungsanlagen.....	30
2.4.1 Auswahlkriterien .....	30
2.4.2 Vorstellung der ausgewählten Anlagen (Nutzung im Gebiet, Entw.-System, Größe des EZG, Kanalnetz, Bauwerk) .....	33
2.4.2.1 Kanalstauraum Kläranlage Loch .....	33
2.4.2.2 RÜB Flerzheim.....	34
2.5 Probenahme.....	35
2.5.1 Probenahme für physikalische und chemische Parameter.....	35
2.5.2 Probenahme für bakteriologische Parameter .....	35
2.5.3 Probenahme für parasitologische Parameter .....	35
2.5.4 Sediment-Probenahmen .....	36
2.5.5 Dokumentation der Probenahme .....	36
2.6 Technik zur Realisierung automatischer Beprobungen im Entlastungsfall .....	37
2.6.1 Auto-Sample-Station Loch .....	37
2.6.2 Auto-Sample-Station RÜB I / GW Flerzheim .....	39
2.7 Probenahmeregime.....	41
2.7.1 Regelmäßige Beprobung der Gewässer .....	41
2.7.2 Beprobungen im Entlastungsfall .....	41

2.8	Untersuchungsumfang.....	42
2.8.1	<i>Vor-Ort-Parameter</i> .....	42
2.8.2	<i>Abflussmessung nach FISCHER (Fließgewässer)</i> .....	42
2.8.3	<i>Sedimentuntersuchungen</i> .....	43
2.8.3.1	Aufbereitung für chemische und bakteriologische Untersuchungen .....	43
2.8.3.2	Aufbereitung für die parasitologische Untersuchung .....	43
2.8.4	<i>Physikalisch-Chemische Parameter</i> .....	43
2.8.4.1	Abfiltrierbare Stoffe .....	43
2.8.4.2	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC) .....	43
2.8.4.3	Organischer und anorganischer Stickstoff nach DIN .....	44
2.8.4.4	Phosphat.....	44
2.8.5	<i>Bakteriologische Parameter</i> .....	44
2.8.5.1	Koloniezahl .....	44
2.8.5.2	E. coli und coliforme Bakterien.....	44
2.8.5.3	Fäkalstreptokokken .....	45
2.8.5.4	Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien) .....	46
2.8.5.5	Salmonella spp. ....	46
2.8.6	<i>Parasitologische Parameter</i> .....	47
<b>3</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>49</b>
3.1	Vorhandene potenzielle Kontaminationen im Einzugsgebiet.....	49
3.1.1	<i>Regenbecken und sonstige Sonderbauwerke laut REBEKA und den Abwasserbeseitigungskonzepten (ABK)</i> 49	
3.1.2	<i>Verzeichnete Wasserrechte laut Wasserbüchern</i> .....	52
3.1.3	<i>Belastungen der Gewässer durch Drainagen</i> .....	57
3.1.4	<i>Kartierte Belastungen der Gewässer im Rahmen der Feldbegehung</i> .....	58
3.1.5	<i>Informationen zu Belastungen im Gewässer und weiteren Umfeld</i> .....	69
3.1.6	<i>Vergleichende Analyse der verschiedenen Informationsquellen</i> .....	70
3.2	Hydraulische und meteorologische Verhältnisse.....	73
3.2.1	<i>Im Projektzeitraum</i> .....	73
3.2.2	<i>Im Entlastungsfall</i> .....	73
3.3	Beprobungen im Gewässerlängsverlauf .....	77
3.3.1	<i>Swist</i> .....	77
3.3.1.1	Vor-Ort-Parameter.....	77
3.3.1.2	Bakteriologie .....	78
3.3.1.3	Parasitologie.....	81
3.3.2	<i>Sürst-/Jungbach</i> .....	82
3.3.2.1	Vor-Ort-Parameter.....	82
3.3.2.2	Bakteriologie .....	82
3.3.2.3	Parasitologie .....	84
3.4	Regelmäßige Beprobungen der Gewässer.....	86
3.4.1	<i>Swist</i> .....	86
3.4.1.1	Vor-Ort-Parameter.....	86
3.4.1.2	Chemie .....	86

3.4.1.3	Bakteriologie .....	87
3.4.1.4	Parasitologie .....	90
3.4.2	<i>Jungbach</i> .....	91
3.4.2.1	Vor-Ort-Parameter .....	91
3.4.2.2	Chemie .....	91
3.4.2.3	Bakteriologie .....	92
3.4.2.4	Parasitologie .....	94
3.5	Beprobungen im Entlastungsfall .....	94
3.5.1	<i>Stauraumkanal auf KA Loch</i> .....	94
3.5.1.1	Vor-Ort-Parameter .....	95
3.5.1.2	Chemie .....	95
3.5.1.3	Bakteriologie .....	96
3.5.1.4	Parasitologie .....	100
3.5.1.5	Untersuchungen des Gewässersediments .....	101
3.5.2	<i>Regenüberlaufbecken auf der KA Flerzheim</i> .....	102
3.5.2.1	Vor-Ort-Parameter .....	102
3.5.2.2	Chemie .....	103
3.5.2.3	Bakteriologie .....	104
3.5.2.4	Parasitologie .....	106
3.5.2.5	Untersuchungen des Gewässersediments .....	107
3.6	Weitere Auswertungen .....	108
3.6.1	<i>Jahreszeitliche bzw. Hydrologische Abhängigkeiten</i> .....	109
3.6.2	<i>Beziehungen der mikrobiologischen zu chemisch-physikalischen Parametern im Entlastungswasser</i> .....	110
3.7	Mögliche Einflüsse von Regenentlastungsanlagen auf die Vorfluter .....	112
3.8	Einfluss des Entwässerungsgebietes und der Bauwerke auf die Qualität des entlasteten Wassers .....	115
3.9	Bewertungskriterien für die Qualitätsänderungen der Vorfluter .....	116
3.10	Auswirkungen der untersuchten Regenentlastungen im Vergleich mit anderen Eintragspfaden von potenziell pathogenen Mikroorganismen .....	119
3.10.1	<i>Während der Entlastungsereignisse</i> .....	119
3.10.1.1	Akut zu Beginn der Entlastung .....	119
3.10.1.2	Mikrobiologische Konzentrationen im zeitlichen Verlauf der Entlastungsereignisse .....	120
3.10.2	<i>In der Jahresbilanz</i> .....	122
3.11	Möglichkeiten der Reduktion der mikrobiellen Frachten in Wasser aus Regenentlastungsanlagen .....	125
<b>4</b>	<b>Schlussfolgerungen</b> .....	<b>127</b>
4.1	Kurzfristige Effekte durch Regenentlastungsanlagen .....	127
4.2	Langfristige Belastungen durch Regenentlastungsanlagen im Vergleich mit anderen Eintragspfaden .....	128
4.3	Unterschiede in der Belastung durch verschiedene Anlagentypen bzw. verschiedene Einzugsgebiete der Anlagen .....	129
4.4	Risikobewertung von Infektionen durch Regenentlastungsanlagen .....	130
4.5	Weiterer Forschungsbedarf .....	133
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>137</b>
<b>6</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>140</b>

**Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 1: Screenshot einer Datenabfrage in ArcView mit Hilfe von Hotlinks.....	10
Abbildung 2: Die naturräumliche Gliederung der Landnutzungskarte Köln-Bonn 1:100 000 (Herzog und Troll: 1968)...	14
Abbildung 3: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist .....	19
Abbildung 4: Hydrologische Eckdaten der ausgewählten Anlagen.....	32
Abbildung 5: Kanalisationsplan KA Loch und Prinzipskizze des RÜB.....	33
Abbildung 6: Kanalisationsnetz Einzugsgebiet GW Flerzheim und Prinzipskizze (Abkürzungen siehe Abb. 5: Prinzipskizze Loch) .....	34
Abbildung 7: Schema der Geräteanordnung bei parasitologischer Probenahme .....	36
Abbildung 8: Prinzipskizze der automatisierten Probenahme am RÜB der KA Loch .....	37
Abbildung 9: Prinzipskizze der automatisierten Probenahme am GW Flerzheim.....	40
Abbildung 10: Formel und Erläuterungsskizze zur Abflussmessung nach Fischer .....	42
Abbildung 11: Probenaufbereitung mit Dichteflotation .....	47
Abbildung 12: Probenaufbereitung mit Immunmagnetischer Separation.....	48
Abbildung 13: Eingabemaske für die verfügbaren / verzeichneten Wasserbucheinträge .....	53
Abbildung 14: Screenshot der Dateneingabemaske für Kontaminationsstellen .....	59
Abbildung 15: Durchmesser der erfassten Rohre und Durchlässe in den beiden Teileinzugsgebieten .....	61
Abbildung 16: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen im Einzugsgebiet der Swist .....	64
Abbildung 17: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen differenziert nach Teileinzugsgebieten.....	64
Abbildung 18 illustriert die Entlastungsereignisse und vorhergehende Trockenwetterphasen am RÜB Loch sehr anschaulich für einen Teil des Projektzeitraums.....	74
Abbildung 19: Übersicht der Tagesniederschlagssummen an der Wetterstation Todenfeld von August 2002 bis April 2003 .....	75
Abbildung 20: Verlauf des Entlastungsereignisses vom 01.08.2002 am RÜB Loch.....	76
Abbildung 21: Verlauf des Entlastungsereignisses vom 19.-22.08.2002 am RÜB Loch .....	76
Abbildung 22: Koloniezahlbestimmung und Parasitendauerstadien am 31.7.2001 im Gewässerverlauf der Swist .....	79
Abbildung 23: Koloniezahlbestimmung am 7.5.2002 im Gewässerverlauf der Swist.....	79
Abbildung 24: Koloniezahlbestimmung am 29.4.2002 im Verlauf des Sürst-/Jungbaches .....	83
Abbildung 25: Koloniezahlbestimmung am 17.2.03 Im Verlauf des Sürst-/Jungbaches.....	84
Abbildung 26: KBE und Parasitendauerstadien im Verlauf des Sürst-/Jungbach-Systems am 25.11.2002 nach heftigen Niederschlägen in den Vortagen.....	85
Abbildung 27: Clostridienkonzentrationen im Verlauf der Swist.....	88
Abbildung 28: E. coli-Konzentrationen im Verlauf der Swist.....	88
Abbildung 29: Bakterienkonzentrationen (Median) im Gewässerverlauf der Swist und des Sürst-/Jungbaches.....	89
Abbildung 30: Giardia-Konzentrationen im Verlauf der Swist, bei Trockenwetter und im Entlastungsfall.....	90
Abbildung 31: Clostridienkonzentrationen im Verlauf des Jung-/Sürstbaches .....	92
Abbildung 32: E. coli-Konzentrationen im Verlauf des Jung-/Sürstbaches .....	93
Abbildung 33: Clostridienkonzentrationen im Gewässer und der Kläranlage Loch.....	97
Abbildung 34: E. coli-Konzentrationen in der KA Loch und im Gewässerverlauf.....	98
Abbildung 35: Fäkalstreptokokken in der KA Loch und im Gewässerverlauf.....	99
Abbildung 36: Giardia-Cysten am Ablauf des Stauraumkanals Loch im Vergleich mit Gewässerdaten.....	100

Abbildung 37: Konzentrationen von Giardia lamblia im Sediment an der Probenahmestelle M12_S nach Entlastungsereignissen.....	102
Abbildung 38: E. coli-Konzentrationen in der KA Flerzheim und im Gewässer .....	105
Abbildung 39: Fäkalstreptokokkenkonzentrationen in der KA Flerzheim und dem Gewässer .....	106
Abbildung 40: Giardia-Cysten im Ablauf der RÜB's in Flerzheim im Vergleich mit dem NKB und Gewässerdaten .....	106
Abbildung 41: Konzentrationen von E. coli im Sediment unterhalb Loch und unterhalb Flerzheim nach Entlastungsereignissen.....	108
Abbildung 42: Mediane und Extremwerte der bakteriologischen Ergebnisse der drei Regenüberlaufbecken .....	116
Abbildung 43: Vergleich der jeweils ersten Minutenfrachten unterschiedlicher Ereignisse mit der medianen Tagesfracht am Kläranlagenablauf Loch.....	120
Abbildung 44: Bakterienkonzentrationen während des Abschlagereignisses am 23.09.2003 auf dem GW Flerzheim..	121
Abbildung 45: Bakterienkonzentrationen während des Abschlagereignisses am 23.04.2004 in Loch.....	122
Abbildung 46: Mediane Jahres-Einleitungsmengen der Kläranlagen und Regentlastungen im Einzugsgebiet der Swist .....	123
Abbildung 47: Vergleich der Coliformen-Jahresfrachten aus Kläranlagen und Entlastungen im Einzugsgebiet der Swist	124
Abbildung 48: Vergleich der Giardia-Frachten im Jahr aus Kläranlagenabläufen und Mischwasserentlastungen.....	124
Abbildung 49: Anzahl von Grenzwertüberschreitungen an den Probenahmestellen nach gültiger EG-Badegewässerrichtlinie sowie letztem Novellierungsentwurf vom 28.06.2004.....	132
Abbildung 50: Flächenanteile der verschiedenen Nutzungsarten entlang der Fließgewässer in Teileinzugsgebieten.....	135
Abbildung 51: Flächenanteile der verschiedenen Nutzungsarten entlang der Fließgewässer im gesamten Swisteinzugsgebiet.....	135

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: Lage und Typ der Klimastationen des Erftverbands im Einzugsgebiet der Swist .....	11
Tabelle 2: Daten zu den Abflusspegeln im Einzugsgebiet der Swist.....	12
Tabelle 3: Kennwerte der ausgewählten Regenüberlaufbecken .....	35
Tabelle 4: Regenbecken im nordrhein-westfälischen Swisteinzugsgebiet laut überarbeitetem REBEKA .....	50
Tabelle 5: Art der Weiterleitung des abgeschlagenen Wassers (?= unklar, da in keinem ABK enthalten) .....	50
Tabelle 6: Abwasserbeseitigungskonzepte im Einzugsgebiet der Swist.....	51
Tabelle 7: Beim Erftverband erfasste Anlagen aus den Abwasserbeseitigungskonzepten, differenziert nach Zuständigkeiten (bezogen auf das Jahr 1998).....	51
Tabelle 8: Verzeichnete Wasserbucheinträge aufgeschlüsselt für Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz.....	53
Tabelle 9: Verzeichnete Wasserrechte im gesamten Einzugsgebiet (siehe Wasserbuch_NRW_und_RP) * .....	54
Tabelle 10: Genehmigungsstatus der verzeichneten Wasserrechte (Stand: 31.12.2001).....	55
Tabelle 11: Übersicht der potenziellen Kontaminationsstellen vor der Nutzungszuordnung (in Klammern: Zahl der Belastungen, ergänzt um die tatsächlich gefundenen Rohrauslässe).....	60
Tabelle 12: Übersicht der zugewiesenen Nutzungskategorien für die kartierten potenziellen Kontaminationsquellen .....	63
Tabelle 13: Kategorisierte Zusatzinformationen und Beobachtungen.....	69
Tabelle 14: Übersicht zur Vergleichbarkeit verschiedener Informationsquellen .....	71
Tabelle 15: Übersicht der überarbeiteten, aktualisierten und ergänzten Datensätze1 .....	72
Tabelle 16: Klassifizierung der Jahresniederschlagssummen im Einzugsgebiet der Erft .....	73
Tabelle 17: Niederschlags- und Abflussverhalten im Wasserwirtschaftsjahr 2001 – 2003 im Einzugsgebiet der Erft .....	73
Tabelle 18: Ermittlung der jeweiligen Trockenwetterdauer vor einem Abschlagsereignis .....	74
Tabelle 19: Witterungsbedingungen während der Beprobungen der Swist im Gewässerlängsverlauf .....	77
Tabelle 20 :Zuordnung der „Koloniezahl“ zu den Wassergüte-Klassen von Fließgewässern .....	81
Tabelle 21: Witterungsbedingungen während der Beprobungen des Sürst-/Jungbaches im Gewässerlängsverlauf.....	82
Tabelle 22: Wertebereiche der Vor-Ort-Parameter im Verlauf der Swist .....	86
Tabelle 23: Wertebereiche chemischer Parameter im Verlauf der Swist .....	87
Tabelle 24: Wertebereiche der Vor-Ort-Parameter am Sürst-/Jungbach-System .....	91
Tabelle 25: Wertebereiche chemischer Parameter am Sürst-/Jungbach-System .....	92
Tabelle 26: Wertebereich Vor-Ort-Parameter Stauraumkanal Loch .....	95
Tabelle 27: Wertebereich chemische Parameter Stauraumkanal Loch.....	96
Tabelle 28: Wertebereich Vor-Ort-Parameter RÜB's und NKB Flerzheim .....	103
Tabelle 29: Wertebereich chemische Parameter RÜB's und NKB Flerzheim.....	104
Tabelle 30: Signifikanzgrenzwerte des Rang-Korrelationskoeffizienten nach Spearman (n. [5]) .....	109
Tabelle 31: Rangkorrelationen verschiedener Parameter mit Randbedingungen der Ereignisse (Für alle beprobten Ereignisse) .....	109
Tabelle 32: Rangkorrelationen mikrobiologischer Parameter mit physikalisch-chemischen Parametern im Entlastungswasser des Stauraumkanals in Loch .....	112
Tabelle 33: Richt-, Leit- und Grenzwerte bakteriologischer Parameter für Oberflächenwasser und Trinkwasser .....	118
Tabelle 34: Risk assessment results - Cryptosporidium in Trinkwasser (übersetzt und adaptiert aus [50]) .....	131

**Kartenverzeichnis**

Karte 1: Gewässer und Ortschaften im Einzugsgebiet der Swist.....	7
Karte 2: Klimastationen und Pegelanlagen im Einzugsgebiet der Swist .....	12
Karte 3: Uferstrukturen an den kartierten (potenziellen) Kontaminationsstellen .....	16
Karte 4: Gewässerstrukturgüte der Swist in NRW .....	17
Karte 5: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist .....	19
Karte 6: Probenahmestellen für Regel- und Ereignisproben im Einzugsgebiet der Swist .....	20
Karte 7: Die Einzugsgebiete der betrachteten Anlagen (A red Flächen) und deren Entwässerungstyp.....	32
Karte 8: Entlastungsanlagen laut REBEKA .....	49
Karte 9: Sonderbauwerke laut Abwasserbeseitigungskonzepten in der Zuständigkeit des Erftverbands .....	52
Karte 10: Wasserrechte laut Wasserbuch im Einzugsgebiet der Swist.....	56
Karte 11: Drainierte Flächen im Einzugsgebiet der Swist.....	58
Karte 12: Potenzielle Kontaminationsstellen nach eigener Erhebung .....	61
Karte 13: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen, Teilgebiet Nord .....	66
Karte 14: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen, Teilgebiet Südwest .....	67
Karte 15: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen, Teilgebiet Südost.....	68
Karte 16: Flächennutzung im Bereich bis zu 100m Entfernung vom Gewässer, unterlegt mit dem maximalen Korridor von 1000m (500m-Puffer beidseitig).....	134

**Abkürzungsverzeichnis**

µS	Mikrosiemens
A red	Abflusswirksame Flächen
ABK	Abwasserbeseitigungskonzept
ABK	Abwasserbeseitigungskonzept
ABw	Abschlagsbauwerk
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem des Landes Rheinland-Pfalz
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall,
BAB	Bundesautobahn
BezReg. Köln	Bezirksregierung Köln
BFB	Bodenfilterbecken
CIN-Agar	Cefsulodin-Irgasan-Novobiocin-Agar
DBw	Drosselbauwerk
DIN	Deutsche Industrienorm
EG	Europäische Gemeinschaft
EGW	Einwohnergleichwert
EK	Entlastungskanal
EN	Europäische Norm
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Kreis Euskirchen
EU	Europäische Union
EV	Erftverband
FNU	Formazine Nephelometric Unit
GIS	Geographisches Informationssystem
GWK	Gruppenklärwerk
ISO	International Standardoperation
KA	Kläranlage
KA	Kläranlage
KAA-Agar	Kanamycin-Aesculin-Azid-Agar
KBE/100mL	Koloniebildende Einheiten/100mL
KSR	Kanalstauraum
KSR	Kanalstauraum
KÜ	Klärüberlauf
L	Liter
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LDS	Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen
LÖBF	Landesanstalt für Ökologie und Forsten des Landes NRW
Log-Stufe	10er Potenz
LUA	Landesumweltamt
LWA-FLUT	Simulationsprogramm
LWK	Landwirtschaftskammer Rheinland
MCCD-Bouillon	Vancomycin-Cefaperazon-Desoxycholsäure-Bouillon

MK	Mischkanalisation
mL	Milliliter
MPN-Verfahren	Most Probable Number-Verfahren
MUG-Bouillon	Methylumbelliferyl-glucuronid -Bouillon
MUNLV	Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW
NaCl	Natriumchlorid
NKB	Nachklärbecken
NN	Normal Null
NRW	Nordrheinwestfalen
PNS	Probenahmestelle
REBEKA	Amtliches Regenbeckenkataster
RKB	Regenklärbecken
RP	Rheinland- Pfalz
RRB	Regenrückhaltebecken
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
SeKa	Sedimentationskammer
SGD Nord	Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord
StUA	Staatliches Umweltamt
SÜ	Schwellenüberlauf
SU	Rhein-Sieg-Kreis
TB	Trennbauwerk
TK	Trennkanalisation
TOC	Total organic carbon
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TSC-Agar	Tryptose-Sulfit-Cycloserin-Agar
UN	United Nations
UV	Ultraviolett
WHO	World Health Organisation
WRRL	Wasserrahmen-Richtlinie

# **1 Einleitung**

## **1.1 Problemstellung und Auftrag**

Als vorläufiges Ergebnis großer Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässergüte in den vergangenen Jahrzehnten, insbesondere in der Abwasserbehandlung, kann inzwischen festgestellt werden, dass nicht mehr chemische Belastungen für die anthropogene Nutzung von Oberflächengewässern limitierend sind, sondern mikrobielle. Diese Entwicklung ist keineswegs überraschend. Einerseits hat der inzwischen fast flächendeckende Ausbau einer zentralen Abwasserbeseitigung dazu geführt, dass sehr viele Bäche und Flüsse dichtbesiedelter Regionen wie Nordrhein-Westfalen als vielfacher Vorfluter abwassertechnischer Anlagen genutzt werden. Andererseits existieren weiterhin keine verbindlichen Anforderungen an die Qualität geklärten Abwassers bei der Einleitung in die Vorfluter hinsichtlich hygienisch-mikrobiologischer Parameter. Entsprechend orientierte sich der technologische Fortschritt. Mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde diese Entwicklung fortgeschrieben (siehe Richtlinie 2000/60/EG, Anhang V): Hygienisch-mikrobiologische Parameter werden zur Beurteilung des Zustandes der Oberflächengewässer überhaupt nicht in Betracht gezogen.

In zahlreichen Studien konnte weltweit gezeigt werden, dass die Bedeutung Wasser-assoziiertes Infektionskrankheiten sowohl hinsichtlich des Erregerspektrums als auch hinsichtlich der Häufigkeit ihres Auftretens bislang drastisch unterschätzt wurde. Intensivere und methodisch verbesserte epidemiologische Studiendesigns sowie neue hygienisch-mikrobiologische Untersuchungsmethoden mit verbesserter Feintypisierung haben diese Erkenntnisse ermöglicht. Verschiedene Wassernutzungen und -kontakte werden als Infektionsroute beschrieben: Trinken, Baden, Bewässerung, Verzehr von Wassertieren.

Der große Einfluss von Siedlungsabwässern auf die hygienisch-mikrobiologische Qualität von Oberflächengewässern konnte unter anderem in zwei vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV NRW) Nordrhein-Westfalen geförderten F&E-Vorhaben nachgewiesen werden (Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Siedlungsabwässern und Talperrenzuläufen in unterschiedlichen Einzugsgebieten, Abschlussbericht 1998; Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen, Abschlussbericht 2001).

Die bakteriologische Reinigungsleistung der damals untersuchten Kläranlagen lag je nach Ausbaugrad und Organismus im Bereich einer Reduktion um zwei bis vier Logarithmusstufen, die parasitologische Reinigungsleistung noch darunter. Rechnerisch konnte gezeigt werden, dass eine den Reinigungsprozess ergänzende Mikrofiltration mit resultierender Null-Emission der Kläranlagen den Para-

sitengehalt (*Giardia lamblia*) im Wasser des Vorfluters deutlich reduzieren würde, die bakteriologische Belastung jedoch nicht. Es ergibt sich aus diesen Ergebnissen, dass andere Eintragspfade eine große quantitative Bedeutung für die mikrobielle Belastung des untersuchten Fließgewässers haben müssen. Hierbei ist insbesondere an diffuse Einträge sowie Entlastungen aus der Mischkanalisation nach Niederschlagsereignissen zu denken.

In den letzten Jahren wurde in verschiedenen Studien nachgewiesen, dass Starkniederschlagsereignisse sowohl mit einer erhöhten mikrobiellen Belastung von Fließgewässern [3, 40] als auch mit einem steigenden Risiko Wasser-assoziiierter Krankheitsausbrüche [70] assoziiert sind. Auch der erste epidemiologisch bestätigte Giardiasis-Ausbruch durch Trinkwasser in Deutschland, der sich im Herbst 2000 in einer kleinen Gemeinde in Rheinland-Pfalz ereignete, trat nach starkem Niederschlag auf, weil ein Abwasser-belasteter Bach über sein Niedrigwasserbett getreten war und eine Quelfassung kontaminiert hatte [39].

Vor diesem Hintergrund beauftragte das MUNLV NRW das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit (vormals Hygiene-Institut) der Universität Bonn mit Schreiben vom 30.05.2001 mit der Durchführung der F&E-Maßnahme:

"Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist".

Auf Vorschlag und in enger Abstimmung mit dem Landesumweltamt (LUA) und dem MUNLV NRW wurde wiederum das Einzugsgebiet der Swist (Gebietskennzahl 2742) als Untersuchungsraum ausgewählt, da aus dem o.g. Vorläuferprojekt bereits umfassende Daten über das Gewässersystem und die einleitenden Kläranlagen vorhanden sind und in diesem Gebiet über 70 Regentlastungen existieren.

Die Untersuchungen sollten insbesondere weitergehenden Aufschluss darüber geben,

- welche Konzentrationen und Frachten der untersuchten Krankheitserreger bei Niederschlagsereignissen aus Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen in das Gewässer eingetragen werden;
- wie lange die mikrobielle Belastung nach einem Entlastungsereignis an der Einleitungsstelle nachzuweisen ist;
- wie sich Krankheitserreger aus Mischwasserentlastungen im Sediment des Gewässers ablagern und bei Veränderungen der hydraulischen Verhältnisse wieder mobilisiert werden können;
- wie sich die mikrobielle Belastung im Gewässerverlauf, aber auch unter unterschiedlichen hydraulischen und meteorologischen Bedingungen entwickelt;

- wie sich die mikrobiellen Einflüsse weiterer Einleitungen in das Gewässer quantifizieren lassen;
- welche Gefährdungsabschätzungen aufgrund der tatsächlichen Nutzungen des Gewässers vorzunehmen sind (Microbial Risk Assessment).

## 1.2 Arbeitsplan

Die Projektlaufzeit war per Zuwendungsbescheid des MUNLV NRW von 30.05.2001 zunächst auf zwei Jahre (01.07.2001 bis 30.06.2003) festgesetzt worden. Dieser Zeitraum wurde formal auf den 15.12.2003 verlängert, um ein größeres und differenzierteres Datenkollektiv zu erhalten (s.u.). Faktisch war der Abschluss des Projekts von der letzten Beprobung abhängig, welche witterungsbedingt erst im April 2004 erfolgte. Das Projekt gliederte sich in folgende Phasen:

Phase 1 (01.07.2001 bis 31.12.2001):

- Einrichtung eines ständigen Arbeitskreises unter Leitung des Landesumweltamts und Mitwirkung des Staatlichen Umweltamts Köln;
- Sichtung von Daten, Material und weiterführenden Informationen zu Regen- und Mischwasserentlastungen sowie weiteren Einleitungen und Belastungen im Untersuchungsgebiet aus Datenbeständen von Behörden (Landes- bis Kommunenebene) und Verbänden;
- Sichtung von Daten und Informationen zu hydrologischen und meteorologischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet;
- Überführung der Informationen in ein Geographisches Informationssystem, welches mit dem landesweiten Datenbanksystem DEA kompatibel ist;
- Kartierung potenzieller Kontaminationsstellen im Gewässerlängsverlauf der Swist sowie weiterer, in Abstimmung mit dem Arbeitskreis festgelegter Gewässerabschnitte als Interpretationsgrundlage tatsächlich bestehender Nutzungen am Gewässer;
- Auswahl geeigneter Gewässerprobenahmestellen und Regenentlastungsanlagen im Untersuchungsgebiet.

Phase II (01.09.2001 bis 15.12.2003):

- Installation der automatischen Probenahmemimik an den Anlagen und den Gewässern oberhalb und unterhalb der Einleitungen;
- Ereignisgesteuerte automatische Probenahme und die Erfassung der Entlastungsmenge und -dauer am Ablauf der ausgewählten RÜBs. Der genaue Umfang der Beprobungen wird in Kap. 2.7 u. 2.8 dargelegt;
- Regel- und Trockenwetterbeprobung an den ausgewählten Gewässern (insgesamt 12 Stellen);
- Quartalsweise Beprobung der Gewässerlängsverläufe von Swist und Sürst-/Jungbach (63 Stellen);
- Untersuchung auf die in Kap. 2.8 aufgeführten hygienisch-mikrobiologischen Parameter;
- Abgleich der Daten und weiteren Informationen zu Regentlastungsanlagen und anderen potenziellen Belastungsquellen untereinander und mit den Ergebnissen der Gewässerbegehung.

Phase III (01.08.2003 bis 30.04.2004):

- Ereignisgesteuerte automatische Probenahme an den RÜB-Abläufen über „Bühler“-Probenehmer zur Erfassung des zeitlichen Verlaufes hygienisch-mikrobiologischer Belastungen;
- Simulation von Entlastungsereignissen für das gesamte Untersuchungsgebiet mittels LWA-FLUT zur Bilanzierung von Ereignis- und Jahresfrachten;
- Bilanzierung der ereignis- und jahresbezogenen Frachten aus Entlastungen der Mischkanalisation sowie Kläranlagen (Datengrundlage: Vorgängerprojekt) für das Untersuchungsgebiet;
- Abschätzung des Risikos für die Bevölkerung über den Vergleich mit Grenz- und Richtwerten;
- Erstellung und Präsentation des Abschlussberichts.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Beschaffung von Daten über das Einzugsgebiet**

Die umfassende Beschreibung und geoökologische Charakterisierung eines Fließgewässereinzugsgebietes setzt die Kenntnis einer Vielzahl von Parametern voraus. Neben der stofflichen und mikrobiologischen Beschaffenheit des Wasserkörpers sowie der strukturellen Güte des Gerinnes und des gewässernahen Umfeldes inklusive direkter potenzieller Gefährdungen sind dies eine Reihe einzugsgebietspezifischer Informationen. Hierzu zählen die naturräumlichen Gegebenheiten, Daten zur Flächennutzung, zur Wirtschafts- und Siedlungsstruktur sowie zur Inanspruchnahme der Gewässer, sei es über Entnahmen, Stauanlagen, Einleitungen oder sonstige Vorrichtungen (Viehtränken, Badenutzung etc.).

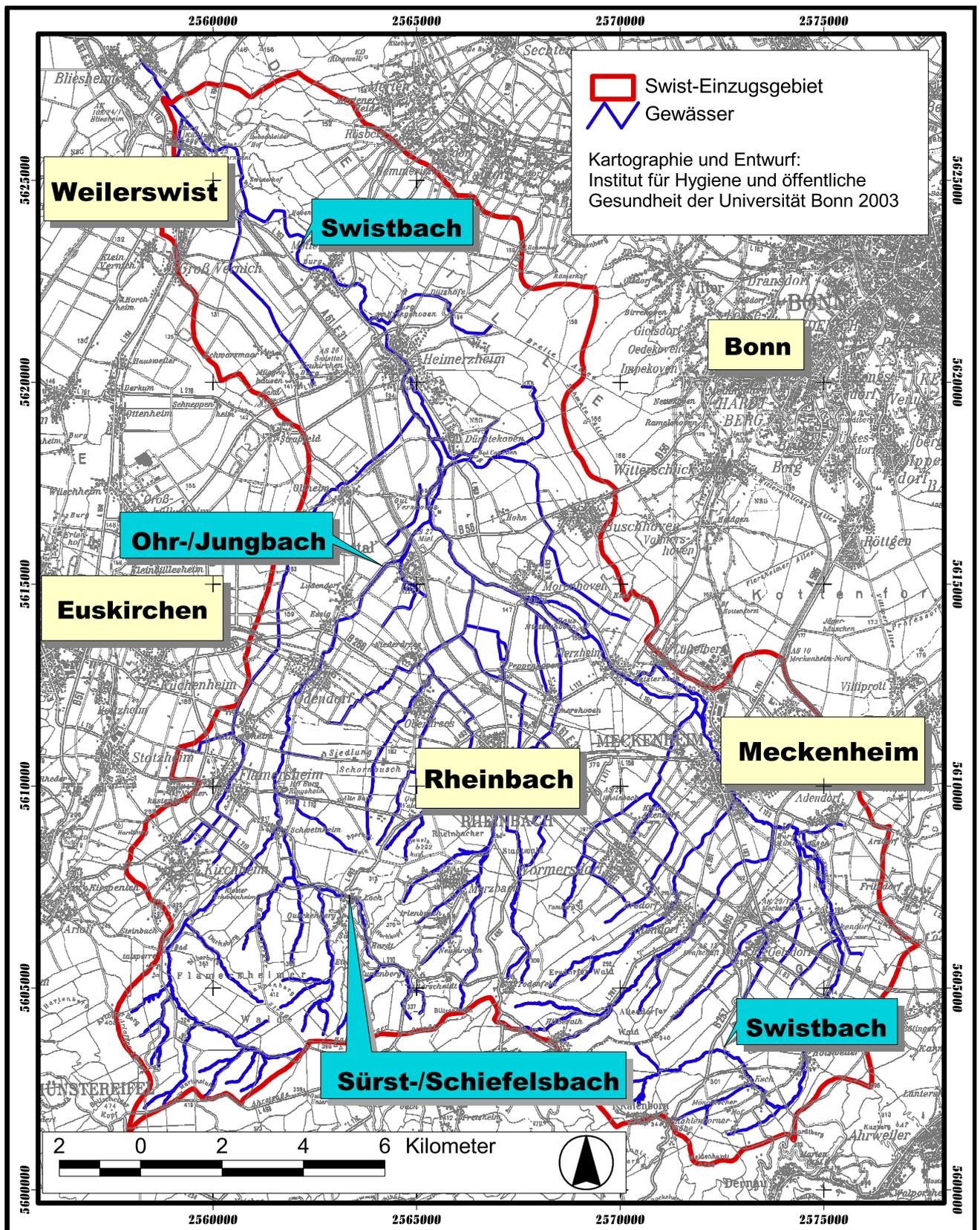
Um mögliche Belastungsquellen der Fließgewässer im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, wurden Daten vor allem im Hinblick auf die Nutzung der Gewässer und des Einzugsgebiets erhoben. Neben der Untersuchung der naturräumlichen Ausstattung des Einzugsgebiets standen folgende Fragestellungen im Vordergrund:

- mikrobielle Belastung der Swist im Verlauf des Gewässers;
- mikrobielle Belastung der Swist durch Abschlüge aus Regenüberlaufbecken;
- Nutzung des Wassers als Brauchwasser;
- Nutzung des Gerinnes als Badegewässer oder Viehtränke, zur Fischzucht oder zu Erholungszwecken;
- Landnutzung im Einzugsgebiet bezogen auf Siedlungsflächen, landwirtschaftliche Nutzflächen, Waldbestände und Gewerbegebiete;
- besondere Merkmale des Einzugsgebietes.

Aus dem Vorgängerprojekt „Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Kläranlagen“ standen bereits umfangreiche Daten zur Verfügung, insbesondere zum Gewässersystem, zur Flächennutzung, zur naturräumlichen Ausstattung, zu den Kläranlagen und zu landwirtschaftlichen Betrieben. Die Ergebnisse der Untersuchung ließen jedoch eine Quantifizierung potenzieller und tatsächlicher Belastungen der Gewässer nicht zu, so dass weitere Informationen gewonnen werden mussten.

Hierzu erwies sich die Einrichtung eines Arbeitskreises als besonders wertvoll. Dieser umfasste als ständige Mitglieder Vertreter des Instituts für Hygiene und Öffentliche Gesundheit, des Erftverbandes, des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA) und des Staatlichen Umweltamtes Köln (StUA Köln). Viele Fragen sowie die Beschaffung von Daten konnten hier bereits im Vorfeld abgestimmt werden. Über die Beteiligten des Arbeitskreises hinaus waren das Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen (LDS), die Landwirtschaftskammer (LWK) Rheinland, die Bezirksregierung Köln (BezReg. Köln), die unteren Wasserbehörden des Rhein-Sieg-Kreises und des Kreises Euskirchen sowie von rheinland-pfälzischer Seite die Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (SGD Nord) wichtige Institutionen.

Die gewonnenen Daten wurden zur weiteren Analyse und Visualisierung in ein Geographisches Informationssystem (ArcView®) überführt. Dies gilt ebenso für die Vervollständigung bzw. Aktualisierung der geoökologischen Charakterisierung des Einzugsgebiets der Swist, welche nach Auswertung von Fachliteratur, Internetinformationen, Kartenmaterial und eigenen Erhebungen erfolgte.



Karte 1: Gewässer und Ortschaften im Einzugsgebiet der Swist

### **2.1.1 Einleitungen und Kontaminationsstellen**

Ein wichtiger Aspekt des Projektes bestand in der detaillierten Charakterisierung des Einzugsgebietes der Swist im Hinblick auf tatsächliche und potenzielle Kontaminationen des Gewässers als Basis einer weitergehenden Risikoabschätzung. Auf diese Weise sollten die bislang vielfach unter „diffusen Quellen“ subsummierten Einträge sukzessive aufgeschlüsselt und quantifiziert werden.

Für eine Vervollständigung der Flächendaten wurde die Landnutzung für den rheinland-pfälzischen Bereich des Einzugsgebiets der Swist aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem des Landes Rheinland-Pfalz (ATKIS) erworben und mit den ATKIS-Daten des nordrhein-westfälischen Teils verknüpft, so dass nun ein einheitliches Gesamtbild des Einzugsgebiets vorliegt. Darüber hinaus wurde in Kooperation mit den unteren Wasserbehörden des Rhein-Sieg-Kreises und des Kreises Euskirchen sowie den noch bestehenden Wasser- und Bodenverbänden (insbesondere auf rheinland-pfälzischer Seite) unter Digitalisierung der alten Pläne und Karten ein digitales Drainageflächen-Kataster erstellt, aus dem häufig bereits die Herkunft von Gräben und Rohren am Gewässer erkennbar ist. Zum Teil waren die Flurgrenzen aufgrund der starken Bautätigkeit seit den 1950er Jahren allerdings nicht mehr rekonstruierbar. Darüber hinaus muss die heutige Wirksamkeit vieler verzeichneter Drainagen, auch nach Aussage der Behörden und betroffener Landwirte, angezweifelt werden.

Zahlreiche Informationen über punktuelle Belastungen am und im Gewässer sowie im Einzugsgebiet wurden im Laufe des Projektes gewonnen und in einer umfassenden Datenbank (MS-Access) abgelegt. Dies betrifft:

- Daten aus dem REgenBEckenKAtaster (REBEKA) des StUA Köln, in dem Anlagen und zugehörige Einleitungen aus der Misch- und Trennkanalisation verzeichnet sind.
- Daten zu bestehenden, z.T. erloschenen oder beantragten Wasserrechten im gesamten Einzugsgebiet der Swist. Hierzu wurden Informationen aus den Wasserbüchern der Bezreg. Köln und der SGD Nord digital erfasst und mit Wasserbucheinträgen des Erftverbandes abgeglichen.
- Abwasserbeseitigungskonzepte im Zuständigkeitsbereich des Erftverbandes und der Gemeinde Grafschaft für den Zeitraum 1998-2003 waren die Grundlage zur Überprüfung der Einträge in REBEKA.
- Die Erfassung und Charakterisierung sichtbarer, potenzieller und tatsächlicher Kontaminationsstellen und ihres Umfeldes, welche über eine Feldbegehung der betreffenden Wasserläufe erfolgte. Dies geschah in Anlehnung an das Feldprotokoll 1 des StUA Köln (siehe Anhang 1) und beinhaltete somit auch detaillierte Angaben zum Gewässerkörper sowie zur Uferstruktur. Während

der Begehung der beiden Gewässerstränge Swist und Sürst-/Jungbach wurden Einleitungen und sonstige Belastungen nach deren Erscheinungsbild unterschieden in Rohre, Gräben, Abschlagsbauwerke, Bäche, Viehtritte etc. (siehe Kap. 3.1.4). In einem zweiten Schritt wurden die Daten in ein GIS integriert und über den Abgleich mit Daten der Behörden und Verbände (s.o.) – soweit möglich – Nutzungskategorien zugeordnet.

- Daten der Gewässerstrukturgütekartierung von 1994, welche detaillierte Aussagen zum Gewässerkörper, zur Uferstruktur sowie zur Nutzung des unmittelbaren Gewässerumfeldes zulassen und mit den Ergebnissen der Feldbegehung abgeglichen werden konnten.
- Zusatzinformationen über zufällige Beobachtungen (z.B. Gülleaufbringung, spielende Kinder oder Hunde im Gewässer), die eine Unterstützung für die Risikoabschätzung darstellen.

Die Auswahl und Charakterisierung von Probenahmestellen und deren Umfeld für die verschiedenen Probenahmeregimes, welche ebenfalls in Anlehnung an das Feldprotokoll 1 des StUA Köln erfolgte (siehe Anhang 2).

Zum Abgleich der Daten bzw. zur Aktualisierung und Ergänzung der Einträge in den Wasserbüchern und in REBEKA entlang der Swist und des Sürst-/Jungbachs lag das Hauptaugenmerk auf den Ergebnissen der Kartierung im Maßstab 1:5.000. In den nicht kartierten Gebieten stützten sich die Einträge hingegen vor allem auf die Wasserbuchdatenbank des Erftverbandes sowie auf die aktuellen Abwasserbeseitigungskonzepte.

Zur besseren Transparenz und Illustration der Risikofaktoren für das Gewässer wurden die potenziellen Kontaminations- sowie die Probenahmestellen und Auffälligkeiten fotografiert. Diese Fotos, wie auch alle weiteren digital erfassten Informationen, wurden in ein Geographisches Informationssystem (ArcView<sup>®</sup> 3.2) überführt und stehen zur Analyse und Visualisierung zur Verfügung (siehe Abb. 1).

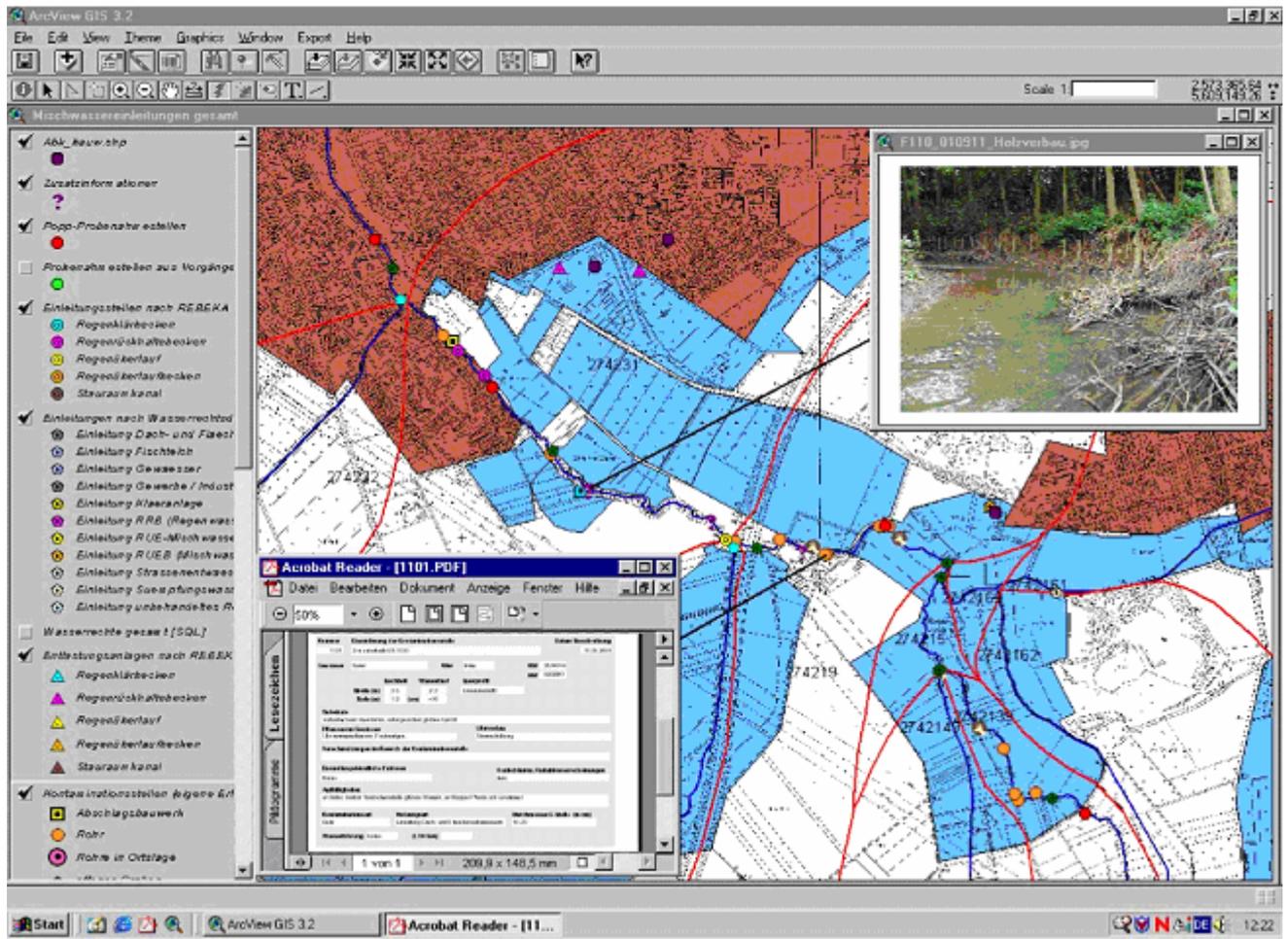


Abbildung 1: Screenshot einer Datenabfrage in ArcView mit Hilfe von Hotlinks

## 2.1.2 Hydrologische Datenquellen

Ein weiterer wichtiger Bestandteil des Projektes lag in der Entwicklung von Ansätzen zur Quantifizierung des Beitrags von Mischwasserentlastungsanlagen zur Gesamtbelastung von Fließgewässern. Dies gilt sowohl in Bezug auf Konzentrationen von Schadfaktoren als auch für Frachtberechnungen. Letztere erfordern eine sehr genaue Kenntnis der hydrologischen und hydraulischen Bedingungen im Einzugsgebiet sowie im Gewässerkörper. Neben Informationen und Daten, die aus der Literatur und aus Kartenwerken gewonnen werden (Grundwassergleichen, Jahresniederschläge, Gebirgsdurchlässigkeit, Bodenwasserhaushalt etc.) verfügt der Erftverband über hochauflösende Daten, die im Einzugsgebiet an Klimastationen und Pegeln erfasst werden.

### 2.1.2.1 Klimastationen

Der Erftverband betreibt im Einzugsgebiet der Swist sieben Klimastationen, von denen fünf seit spätestens 01.01.2001 kontinuierlich Wetterdaten, hierunter Lufttemperatur und Niederschlagsmenge pro Stunde, aufzeichnen. Die in die Studie einbezogenen fünf Klimastationen sind gleichmäßig über das

Einzugsgebiet verteilt und decken die verschiedenen Landschaftsräume sowie die Einzugsgebiete der untersuchten Regenüberlaufbecken repräsentativ ab (vgl. Karte 2).

**Tabelle 1: Lage und Typ der Klimastationen des Erftverbands im Einzugsgebiet der Swist**

Kenn-Nr.	Stationsname	Lage	Rechtswert	Hochwert	Höhe ü. NN	Bemerkungen	Art der Aufzeichnung
1	Weilerswist	im unteren (nördlichen) Einzugsgebiet der Swist, Kläranlage	2559175	5625630	111	Kontinuierl. Aufzeichnung ab 20.12.1997, zuvor Tageswerte bezogen auf 7:30 Uhr	Datensammler Pluvio [mm/h]
2	Todenfeld	im oberen (südwestlichen) Einzugsgebiet der Swist,	2567210	5605350	351	Station wird seit 28.10.1998 betrieben	Datensammler Pluvio [mm/h]
3	Eckendorf	im oberen (südöstlichen) Einzugsgebiet der Swist	2574938	5607391	193	Aufzeichnungen seit 01.01.1996	Datensammler Pluvio [mm/h]
4	Rheinbach	im mittleren Einzugsgebiet der Swist (Wallbach), Kläranlage	2566355	5611490	164	Aufzeichnungen seit 01.01.1996	Regenschreiber [mm/h]
5	Gelsdorf	im oberen Einzugsgebiet der Swist, oberhalb Ortslage	2572980	5605585	227	Keine Daten geliefert	?
6	Steinbach	im oberen (südwestlichen) Einzugsgebiet des Steinbachs bei Forsthaus Steinbach	2559355	5603960	325	Aufzeichnungen seit 01.01.2001	? [mm/h]
7	Heimerzheim	im unteren Einzugsgebiet der Swist, Kläranlage	2564125	5621245	130	Keine Daten geliefert	?

So liegen die Stationen „Todenfeld“ und „Steinbach“ an der Nordostabdachung der Eifel (repräsentativ für das RÜB auf der Kläranlage Loch), wohingegen die Stationen „Rheinbach“ und „Weilerswist“ die Verhältnisse der Zülpicher Börde abbilden (repräsentativ für die RÜBs auf der Kläranlage Flerzheim). Die Station „Eckendorf“ im südlichen, rheinland-pfälzischen Teil des Einzugsgebiets liegt am Übergang der Eifel zur Börde und dient als Referenzstelle für das Wettergeschehen im oberen Einzugsgebiet der Gruppenkläranlage Flerzheim.

Die Einbindung weiterer Klimastationen, z.B. des Deutschen Wetterdienstes, war aufgrund der guten Abdeckung des Einzugsgebiets nicht notwendig.

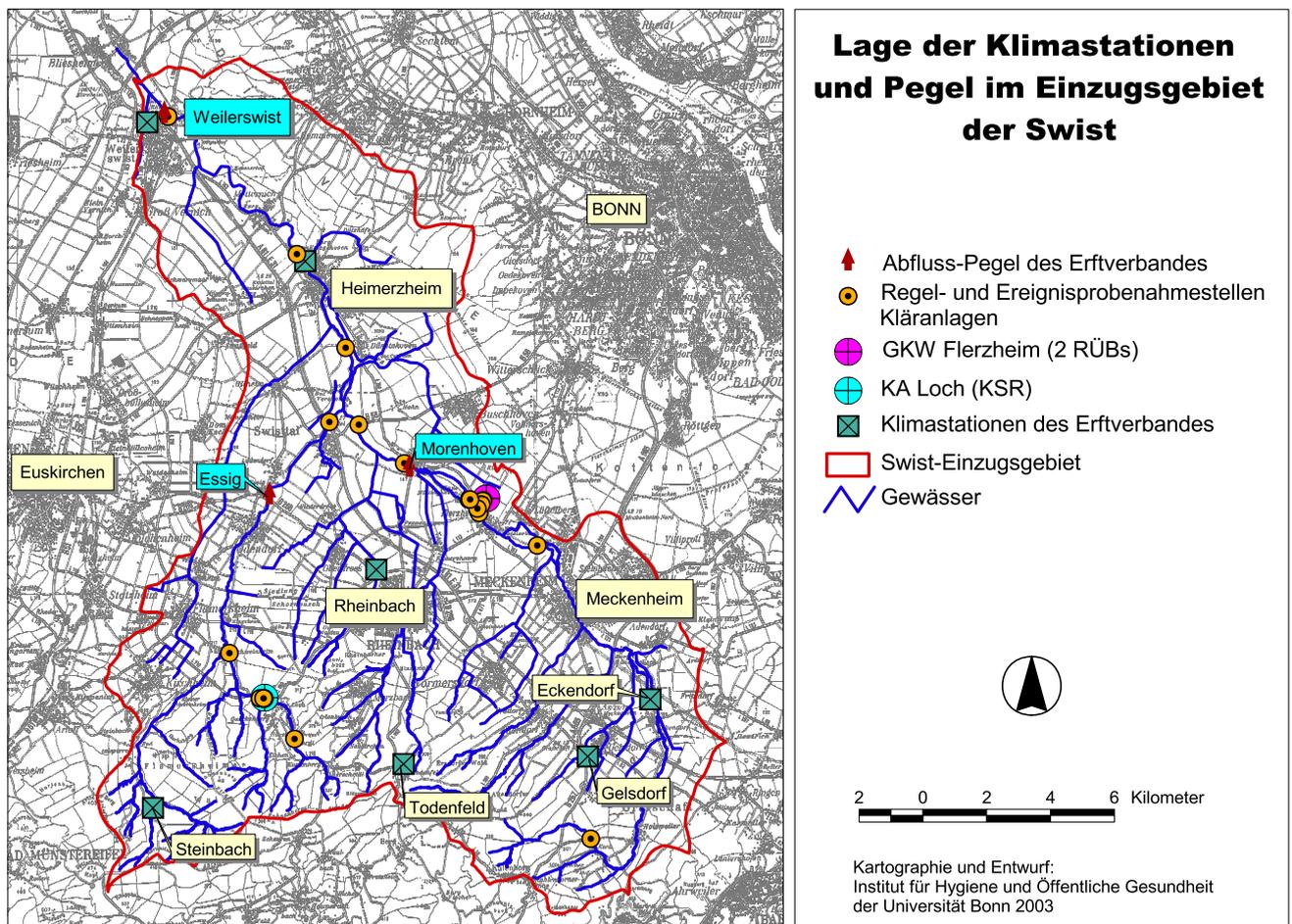
### **2.1.2.2 Abflusspegel**

Im Einzugsgebiet der Swist befinden sich drei für die Fragestellung dieser Studie relevante Pegelstationen. Zwei hiervon erfassen den Abfluss der Swist (Morenhoven und Weilerswist) und werden vom Erftverband im Auftrag des Landes Nordrhein-Westfalen (StUA Köln) betrieben. Der dritte Pegel (Essig) liegt im unteren Einzugsgebiet des Sürst-/Jungbachs und wird vom Erftverband betrieben (vgl. Karte 2).

**Tabelle 2: Daten zu den Abflusspegeln im Einzugsgebiet der Swist**

Pegelname	Gewässer	Gebietskennung	Rechtswert	Hochwert	Pegelnullpunkt [mNN]	Entfernung von Mündung [km]	Einzugsgebiet [km <sup>2</sup> ]	Inbetriebnahme
Essig	Jungbach	2742693	2563010	5613920	157,91	3,8	41,1	02.10.1987
Morenhoven	Swist	274251	2567400	5614800	143,43	18,75	109,04	01.11.1969
Weilerswist	Swist	274299	2559720	5625980	106,77	1,46	284,83	01.12.1940

Die Pegelstände werden kontinuierlich erhoben und stehen für die beiden Pegel an der Swist zeitnah im Internet (<http://193.159.218.47/LUA/wiski/steuer.php?wahl=gewaesser>) als Viertelstundenwerte zur Verfügung. Darüber hinaus sind die Pegelstände beim Erftverband in aufbereiteter Form mit einer zeitlichen Auflösung von maximal fünf Minuten verfügbar. Einzig für den Pegel „Essig“ ist die Datenverfügbarkeit insofern eingeschränkt, als der Pegel im Juni 2002 zerstört wurde und seitdem keine Daten mehr liefert.

**Karte 2: Klimastationen und Pegelanlagen im Einzugsgebiet der Swist**

## **2.2 Kurzbeschreibung der Flächennutzungen im Einzugsgebiet der Swist**

Die Swist entspringt im nördlichen Randgebiet der Eifel in Rheinland-Pfalz und mündet nach einer Fließstrecke von 42 km rechtsseitig in den Mittellauf der Erft. Ihr Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von insgesamt 285 km<sup>2</sup> und erstreckt sich von der rheinland-pfälzischen Landesgrenze im Süden bis Weilerswist im Norden. In der West-Ost-Ausdehnung reicht es von Flamersheim bis Meckenheim. Administrativ gehört der größte Teil des Einzugsgebietes zum Rhein-Sieg-Kreis, nur ein kleiner Bereich liegt im Kreis Euskirchen. Der süd-östliche Zipfel des Einzugsgebietes umfasst Teile der rheinland-pfälzischen Gemeinden Grafschaft und Altenahr. In ihrem Verlauf durchfließt die Swist innerhalb der nordrheinwestfälischen Landesgrenze die Ortschaften Meckenheim, Lüftelberg, Flerzheim, Morenhoven, Dünstekoven, Heimerzheim, Metternich und Weilerswist. Ihr fließen zahlreiche kleinere Bäche zu, die meisten entspringen ebenfalls in der Eifel (vgl. Karte 1, Seite 7).

### **2.2.1 Naturräumliche Differenzierung und geographische Charakterisierung**

Das Einzugsgebiet der Swist liegt im Übergangsbereich zwischen der Niederrheinischen Bucht und der Eifel. Die Swist durchfließt in südöstlich-nordwestlicher Richtung zunächst die bewaldeten Ausläufer der östlichen Eifel und anschließend den südöstlichen Teil der Zülpicher Börde, die im Osten durch den horstartigen Höhenzug der Ville begrenzt wird. Die Zülpicher Börde lässt sich in mehrere naturräumliche Einheiten untergliedern, von denen für das Untersuchungsgebiet nur die im Südosten gelegene Rheinbacher Lößplatte von Bedeutung ist [27]. Im Süden und Südwesten grenzt die Zülpicher Börde an den Nordrand der Eifel. Dieser Übergang gestaltet sich als markanter Geländeanstieg, der sich in sanftem Bogen nach Nordwesten zieht (vergleiche Abbildung 2).



**Abbildung 2: Die naturräumliche Gliederung der Landnutzungskarte Köln-Bonn 1:100 000 (Herzog und Troll: 1968)**

Das Einzugsgebiet ist in hohem Maße tektonisch geprägt. An die deutlich herausgehobene Villescholle schließt sich nach Westen die in nordöstliche Richtung gekippte Erftscholle an. Die Grenze zwischen diesen beiden Schollen ist durch das Bruchsystem des Erft- und Swistsprunges gekennzeichnet. Die Swist folgt dem tiefsten Punkt der Erftscholle, während ihre Nebenbäche vom Eifel Fuß aus die ganze Ebene nach Nordosten durchqueren.

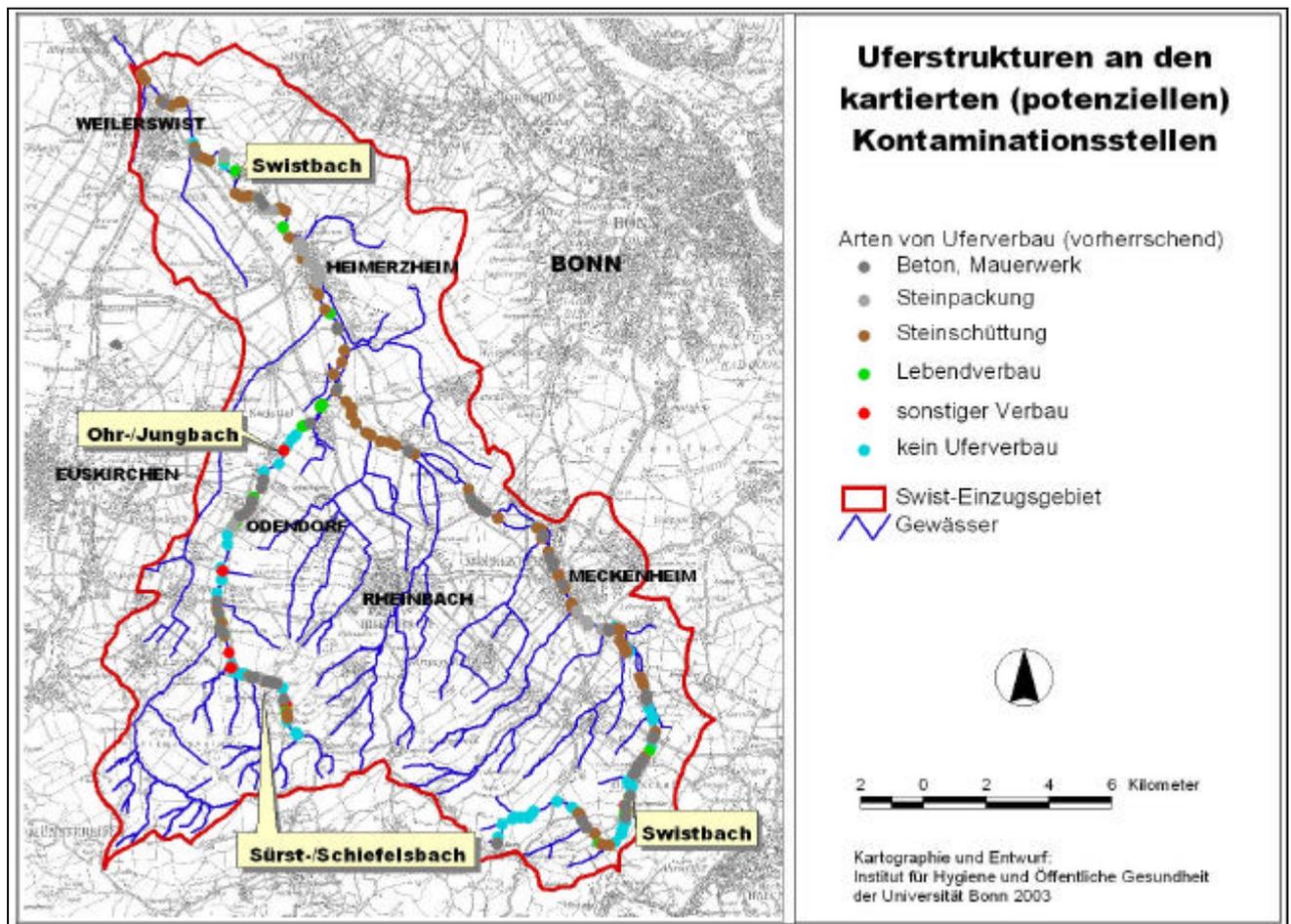
Die Swist entspringt auf 350 m über NN in den Oberen Siegener Schichten der Voreifel. Diese unterdevonischen Schichten sind durch tonige und schluffige Materialien charakterisiert. Im Bereich der Eifel-Nordabdachung wird der geologische Untergrund durch einen variszischen Faltenrumpf gebildet. Hier herrschen devonische Grauwacken vor; ab Vettelhoven ist das anstehende Gestein von Löss überlagert. Dieser beeinflusst bis nördlich von Meckenheim den Chemismus der Swist [43]. Die Zülpicher Börde ist durch tertiäre Kiese, Sande und Tone geprägt, die von den quartären Hauptterrassen-

schottern des Rheins überlagert werden. Entscheidend für die Bodenbildung sind hier die mächtigen, periglazialen Lössschichten. Die Swist und ihre Quellbäche fließen über geringmächtigen Lösslehmdecken, aus denen sich durch Staunässe gekennzeichnete Pseudogleye gebildet haben. Diese gehen vielfach in Braunerden und Parabraunerden aus lehmigem Sand und schluffigem Lehm über. Die Niederungen an den Fließgewässern werden von Auenböden geprägt. Durch die stark verdichteten Kiese und Sande der Hauptterrasse werden diese Bodentypen häufig nicht nur durch Grundwasser, sondern auch durch Staunässe beeinflusst [46].

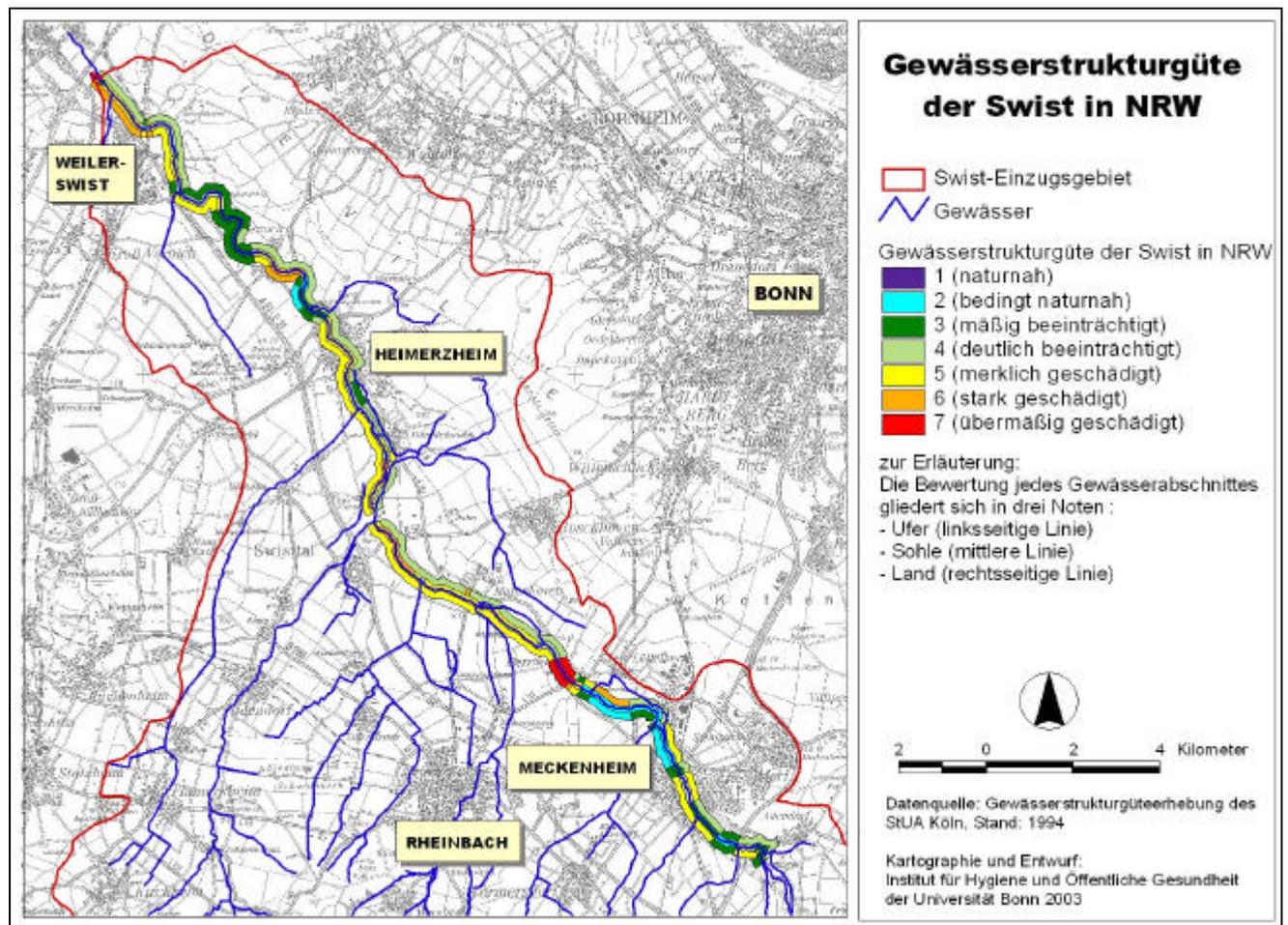
Einige Gräben und Bäche im Einzugsgebiet der Swist führen nur periodisch Wasser. Das liegt einerseits an der Beeinflussung des Grundwasserspiegels durch die Sumpfungmaßnahmen des nördlich angrenzenden Braunkohletagebaus, andererseits bedingen auch die tektonischen und klimatischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes das Versickern und Trockenfallen von Bächen. Betroffen sind z.B. der Jungbach/Ohrbach bei Essig und der Schießbach in der Nähe von Dom-Esch. In besonders trockenen Sommern können diese Bachabschnitte trockenfallen, obwohl die Bäche im Oberlauf noch Wasser führen [15, 24].

In ihrem Oberlauf ist die Swist ein Auen-Muldentalgewässer. Diesen Charakter behält sie auch im Mittellauf, fließt jedoch bereits ab Holzweiler über mächtigen Lössschichten, in die sie sich teilweise einige Meter tief eingeschnitten hat. Ab Eckendorf, mit Eintritt in die Börde, kann sie als Flachlandgewässer über Löss bezeichnet werden (vergleiche [44]). Der natürliche Gewässertyp ist jedoch anthropogen stark überprägt worden, so dass die Swist im Unterlauf nur noch abschnittsweise als naturnahes Gewässer gelten kann. Größtenteils ist das Gewässerbett als Trapezprofil umgestaltet worden, in den Ortschaften fließt der Bach häufig kanalisiert bzw. im Kastenprofil. Aufgrund einer weitestgehend erhaltenen naturnahen Gewässersohle und des Fehlens größerer Abstürze ist eine Durchgängigkeit der Swist dennoch gewährleistet. Dies trifft für zahlreiche Nebengewässer (z.B. den Ohrbach) nicht zu.

Die Gewässerstrukturgütekarte (erstellt im Auftrag des StUA Köln 1994) zeigt, dass die Swist in ihrem Längsverlauf bis auf wenige Abschnitte "mäßig beeinträchtigt bis merklich geschädigt" ist. Drei Abschnitte (bei Miel, in den Bereichen Metternich und Weilerswist) sind an Ufer und Sohle "stark geschädigt", in Flerzheim ist der Swistbach "übermäßig geschädigt" (Kastenprofil). "Naturnahe" Abschnitte finden sich gar nicht, und lediglich zwischen Meckenheim und Lüftelberg ist die Gewässerstrukturgüte für Ufer und Sohle der Swist als "bedingt beeinträchtigt" angegeben.



Karte 3: Uferstrukturen an den kartierten (potenziellen) Kontaminationsstellen



**Karte 4: Gewässerstrukturgüte der Swist in NRW**

Nach den Ergebnissen der Gewässergütekartierung im Jahr 2001 ist die Swist durchweg "mäßig belastet" (Güteklasse II). Einzige Ausnahme bildet ein etwa 1 km langer Abschnitt vor Meckenheim, der in die Güteklasse II-III ("kritisch belastet") gestuft wurde. Einige Zuflüsse der Swist sind allerdings noch zu beanstanden: der Spießgraben, der Sürstbach, der Kriegshovener Bach und das Müggenshausener Fließ sind der Güteklasse II-III zuzuordnen [45].

Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch milde, trockene Winter und feuchte, relativ kühle Sommer aus. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 9-10°C, die mittleren Jahresniederschläge liegen bei 650-700 mm. Die Niederschläge verteilen sich relativ gleichmäßig über das Jahr, mit leichten Maxima im Hochsommer und im Winter. Für das Abflussverhalten aller Fließgewässer des untersuchten Gebietes sind die am Nordostrand der Eifel fallenden Niederschläge von Bedeutung [43]. Weitere Informationen hinsichtlich der Niederschlagsverteilung für den Untersuchungszeitraum finden sich in Kap. 3.2.

### **2.2.2 Flächennutzung**

Ein Großteil des Einzugsgebietes liegt in der waldfreien, intensiv ackerbaulich genutzten Lösslandschaft der Zülpicher Börde. Die Waldvegetation tritt im Einzugsgebiet der Swist hinter die landwirtschaftliche Nutzung zurück. Geschlossene Waldflächen beschränken sich auf den Osteifelrand im Süden und die Waldville im Nordosten des Untersuchungsgebietes. Insgesamt sind 29,4% des Einzugsgebietes der Swist von Wald bedeckt.

Die klimatische Gunstlage und die fruchtbaren Lössböden im Einzugsgebiet bedingen eine intensive landwirtschaftliche Nutzung. Großflächig überwiegen ausgedehnte, offene Ackerfluren mit Weizen- oder Zuckerrübenanbau, vor allem im Zentrum der Zülpicher Börde. Im Eifelvorland treten Grünlandwirtschaft und Obstanbau hinzu. Die Rheinbacher Lößplatte ist durch einen hohen Anteil an Intensivkulturen gekennzeichnet. Vor allem im Raum Meckenheim haben sich Obstanbau und Baumschulen gegenüber dem Ackerbau durchsetzen können. Neben dem Ackerbau ist in der Swistau die Milchviehhaltung von Bedeutung.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung kann eine Reihe von Beeinträchtigungen mit sich bringen. Hierzu zählen vor allem die Eutrophierung der Gewässer sowie der Biozideintrag. Des Weiteren hat im Untersuchungsgebiet eine großzügige Ausräumung der Landschaft stattgefunden, um die landwirtschaftliche Bearbeitung zu erleichtern. Dadurch wurde das Landschaftsbild stark verändert.

Im Untersuchungsgebiet leben rund 91.700 Menschen (Daten von 2001 und 2002). Die Bevölkerungsdichte von 322 Einwohnern pro km<sup>2</sup> liegt dabei deutlich unter der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von Nordrheinwestfalen (2002: 530 Einwohner/km<sup>3</sup>, nach Angaben des LDS NRW). Meckenheim, Rheinbach und Swisttal sind die größten Städte und Gemeinden im Swisteinzugsgebiet.

Die Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist ist in Abbildung 3 und Karte 5 dargestellt (Daten des Amtlich-Topographischen Karteninformationssystems 2000/2001). Unter der Rubrik "Sonstiges" sind Nutzungen wie zu Beispiel Quer- und Längsbauwerke sowie Infrastrukturelemente wie Parkplätze, Bahnanlagen und Umspannwerke zusammengefasst.

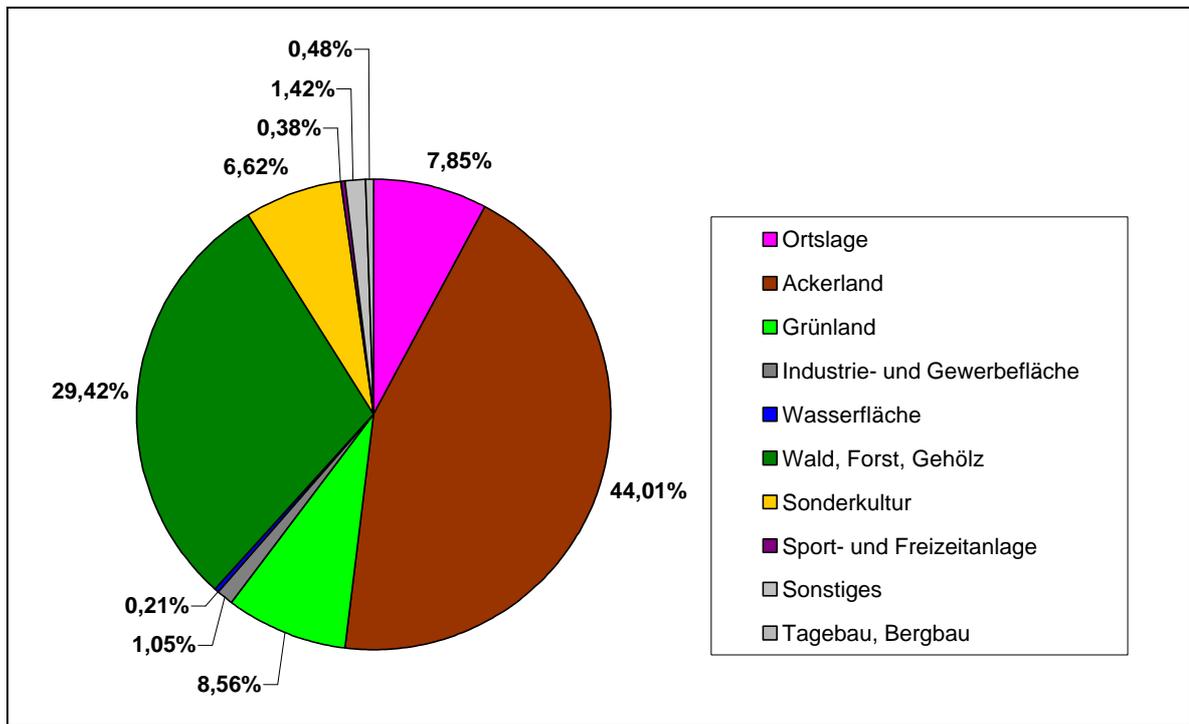
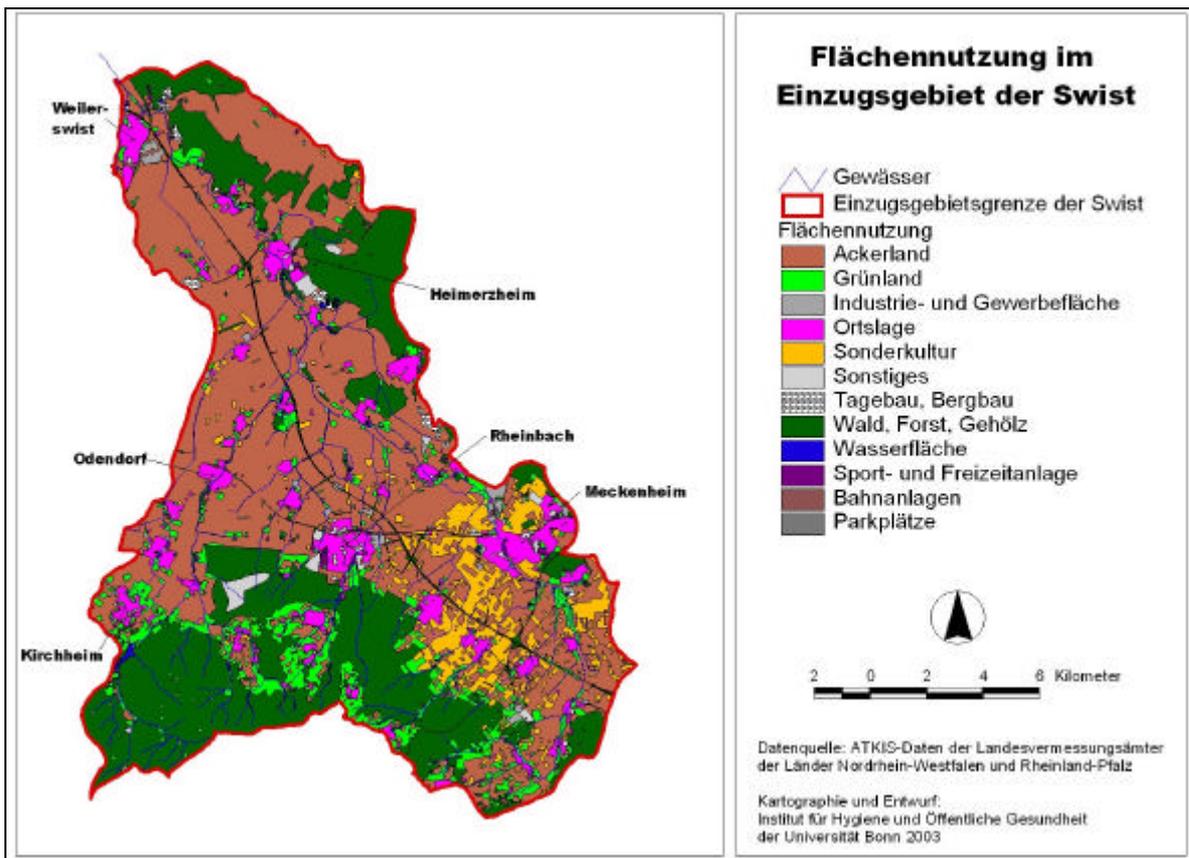


Abbildung 3: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist



Karte 5: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist

Die kommunale Abwasserbehandlung im Untersuchungsgebiet obliegt dem Erftverband. Zur Behandlung der Abwässer werden vom Betreiber im Untersuchungsgebiet acht Kläranlagen unterhalten.

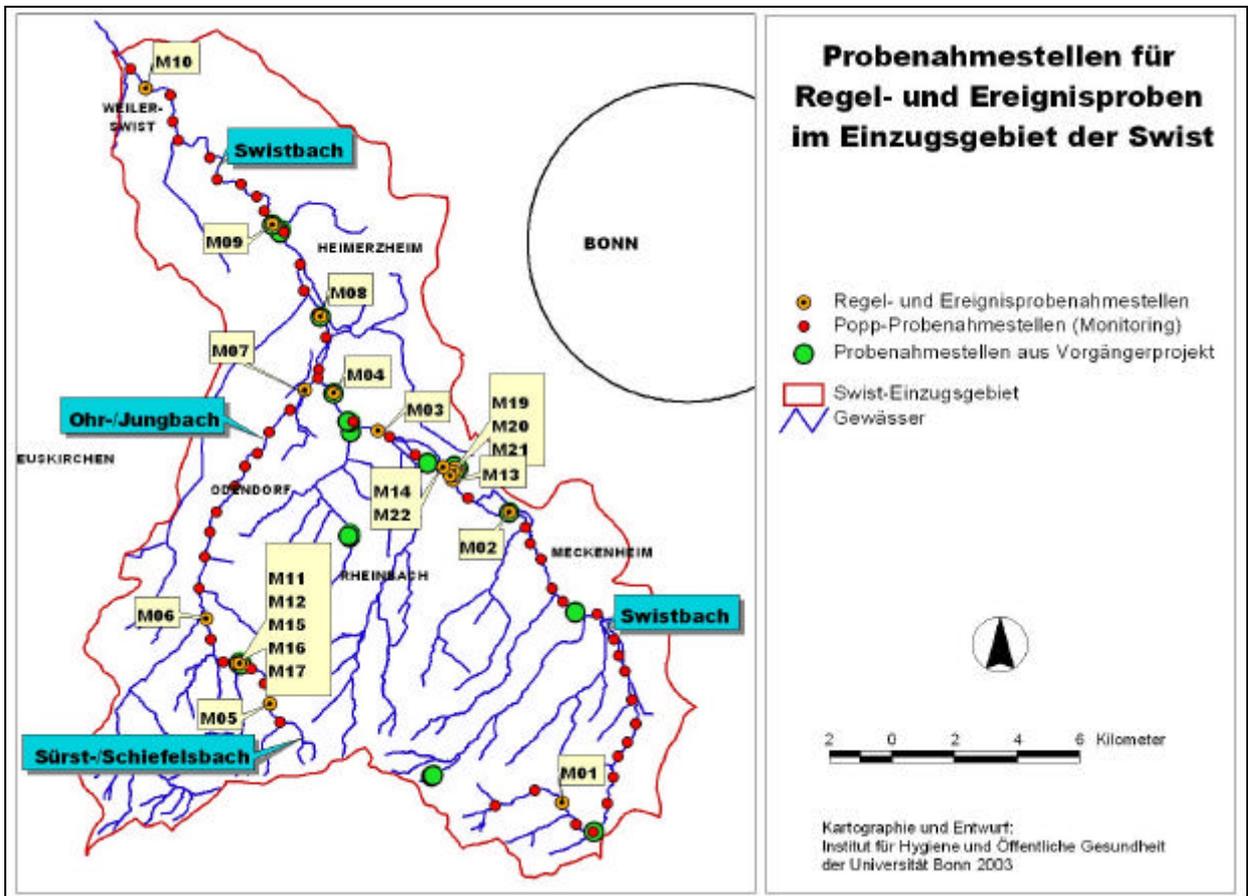
### 2.3 Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Swist

Im Gewässerverlauf der Swist und des Jungbachsystems wurden über den Untersuchungszeitraum hinweg unterschiedliche Arten von Proben untersucht.

Für das Probenahmeregime wurden zehn Routine-Probenahmestellen (M 01 bis M 10), vier Probenahmestellen für explizite Trockenwetterbeprobung (M 11 bis M 14) sowie acht Ereignisprobenahmestellen (M 15 bis M 21) eingerichtet (siehe Karte 6). Eine detaillierte Beschreibung des Probenahmeregimes erfolgt in Kapitel 2.6.

Quartalsweise beprobt wurden insgesamt 63 Stellen für ein Monitoring der hygienisch-mikrobiologischen Gewässergüte.

Zusätzlich zum Gewässer selbst wurde auch das Gewässersediment bei Trockenwetter beprobt, um längerfristige Effekte der Entlastungsereignisse zu untersuchen.



Karte 6: Probenahmestellen für Regel- und Ereignisproben im Einzugsgebiet der Swist

### 2.3.1 Kurzbeschreibung der Probenahmestellen für die Regelbeprobung im Einzugsgebiet der Swist

#### Probenahmestelle 01, Brücke oberer Ortseingang Esch

PNS- Nummer	M 01	
Gewässer	Swist	
Rechtswert	2573080	
Hochwert	5602987	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Brücke (K34) in Esch am linken Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 1 m breit, es handelt sich um ein Erosionsprofil mit Uferverbau und Steinschüttung. Direkt an der PNS leitet ein Graben ein. Landnutzung: rechtsseitig Siedlung, linksseitig Grünland.</p>		

Foto M 01

#### Probenahmestelle 02, oberhalb Kläranlage Flerzheim (Lüftelberg)

PNS- Nummer	M 02	
Gewässer	Swist	
Rechtswert	2571371	
Hochwert	5612266	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb des Industrieparkes Kottenforst und oberhalb der Kläranlage Flerzheim in Lüftelberg am rechten Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Erosionsprofil ohne Uferverbau. Landnutzung: beidseitig Grünland, rechtsseitig außerdem ein Fahrweg.</p>		

Foto M 02

Probenahmestelle 03, oberhalb Einleitungsbauwerk des RÜB Morenhoven

PNS- Nummer	M 03
Gewässer	Swist
Rechtswert	2567230
Hochwert	5614857
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unmittelbar oberhalb des Einleitungsbauwerkes RÜB Morenhoven am rechten Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 4-5 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau.</p> <p>Landnutzung: rechtsseitig Siedlung, linksseitig Acker.</p>	



Foto M 03

Probenahmestelle 04, unterhalb Kläranlage Miel, am Abschlag des RÜB

PNS- Nummer	M 04
Gewässer	Swist
Rechtswert	2565821
Hochwert	5616070
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Kläranlage Miel am rechten Ufer der Swist, oberhalb der Einleitung des RÜB. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau.</p> <p>Landnutzung: rechtsseitig Fahrweg und eine Schonung, linksseitig Acker.</p>	



Foto M 04

Gut erkennbar die Hochwassermarken von Anfang Mai 2002.

## Probenahmestelle 05, oberer Ortsausgang Sürst Hardt

PNS- Nummer	M 05
Gewässer	Schiefelsbach
Rechtswert	2563791
Hochwert	5606148
<p>Die Probenahmestelle befindet sich am oberen Ortsausgang Sürst-Hardt oberhalb der Brücke am rechten Ufer des Schiefelsbaches. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 1-2 m breit, es handelt sich um ein Erosionsprofil ohne Uferverbau.</p> <p>Landnutzung: rechtsseitig Siedlung, linksseitig Hof mit Offenstallhaltung. 70m oberhalb Viehtritte, 200m oberhalb Fischteich im Hauptschluss.</p>	



Foto M 05

## Probenahmestelle 06, oberhalb Schweinheim

PNS- Nummer	M 06
Gewässer	Sürstbach
Rechtswert	2561742
Hochwert	5608867
<p>Die Probenahmestelle befindet sich oberhalb der Brücke zur Burg Schweinheim am rechten Ufer des Sürstbaches. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinpackung und dem Mauerwerk der Brücke.</p> <p>Landnutzung: rechtsseitig Siedlung, linksseitig Grünland.</p>	



Foto M 06

## Probenahmestelle 07, unterhalb Autobahnbrücke A 61 bei Miel

PNS- Nummer	M 07
Gewässer	Jungbach
Rechtswert	2564877
Hochwert	5616157
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Autobahnbrücke A 61 nördlich von Miel am linken Ufer des Jungbaches, kurz bevor dieser in die Swist mündet. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 3-4 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinpackung und Lebendverbau.</p> <p>Landnutzung: beidseitig Acker.</p>	



Foto M 07

**Probenahmestelle 08, westlich Dünstekoven**

PNS- Nummer	M 08
Gewässer	Swist
Rechtswert	2565397
Hochwert	5618511
<p>Die Probenahmestelle befindet sich westlich von Dünstekoven am linken Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 3-4 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau. Landnutzung: beidseitig Grünland, linksseitig außerdem ein Fahrweg.</p>	



Foto M 08

**Probenahmestelle 09, oberhalb der Brücke zur Burg Kriegshoven**

PNS- Nummer	M 09
Gewässer	Swist
Rechtswert	2563866
Hochwert	5621467
<p>Die Probenahmestelle befindet sich nördlich von Heimerzheim oberhalb der Brücke zur Burg Kriegshoven am linken Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau. Landnutzung: beidseitig Acker, linksseitig außerdem ein Fahrweg.</p>	



Foto M 09

**Probenahmestelle 10, unterhalb der Brücke B51/ L194 in Weilerswist**

PNS- Nummer	M 10
Gewässer	Swist
Rechtswert	2559836
Hochwert	5625819
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Brücke der B51/ L194 am linken Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 3-5 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung, Mauerwerk der Brücke und Lebendverbau. Landnutzung: rechtsseitig Acker und ein Fahrweg, linksseitig Grünland.</p>	



Foto M 10

## Probenahmestelle 11, oberhalb Einleitung Kläranlage Loch

PNS- Nummer	M 11	
Gewässer	Sürstbach	
Rechtswert	2562848	
Hochwert	5607416	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich 30 m oberhalb der Einleitung des Stauraumkanals der Kläranlage Loch am linken Ufer des Sürstbaches. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 0,5-1 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau.</p> <p>Landnutzung: beidseitig Grünland, rechtsseitig außerdem ein Fahrweg.</p> <p>Diese Probenahmestelle wurde im Vorfeld ausgewählt, jedoch im laufenden Projekt nicht beprobt, da die entsprechenden Daten (Sürstbach oberhalb Einleitung der Kläranlage Loch) im Zuge der automatisierten Probenahme erhoben werden konnten.</p>		Foto M 11

## Probenahmestelle 12, unterhalb Einleitung Kläranlage Loch

PNS- Nummer	M 12	
Gewässer	Sürstbach	
Rechtswert	2562714	
Hochwert	5607427	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich 110 m unterhalb der Einleitung des Stauraumkanals der Kläranlage Loch am linken Ufer des Sürstbaches. Das Gewässer ist an dieser Stelle 0,5-1m breit und weist ein grabenartiges Querprofil mit Uferverbau auf.</p> <p>Landnutzung: beidseitig Grünland, linksseitig außerdem ein Fahrweg.</p> <p>Diese Stelle diente im Ereignisfall auch der Sedimentprobenahme (M 12 S).</p>		Foto M 12/ M 12 S

## Probenahmestelle 13, unterhalb Flerzheim

PNS- Nummer	M 13
Gewässer	Swist
Rechtswert	2569580
Hochwert	5613283

Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Ortschaft Flerzheim, 200 m oberhalb der Einleitung der Kläranlage Flerzheim, am linken Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau.

Landnutzung: beidseitig Acker, linksseitig außerdem ein Fahrweg.

Diese Probenahmestelle wurde im Vorfeld ausgewählt, jedoch im laufenden Projekt nicht beprobt, da die entsprechenden Daten (Swist oberhalb Einleitung der Kläranlage Flerzheim) im Zuge der automatisierten Probenahme erhoben werden konnten.



Foto M 13

Gut erkennbar die Hochwassermarken von Anfang Mai 2002.

## Probenahmestelle M 14, unterhalb Einleitung Kläranlage Flerzheim

PNS- Nummer	M 14
Gewässer	Swist
Rechtswert	2569297
Hochwert	5613707

Die Probenahmestelle befindet sich 400 m unterhalb der Einleitung der Kläranlage Flerzheim am linken Ufer der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau.

Landnutzung: rechtsseitig Grünland, linksseitig Acker sowie ein Fahrweg.

Im Rahmen der Regelbeprobung an M 14 wurden an M 14 S auch Trockenwettersedimentproben entnommen.

An der gleichen Stelle, jedoch am rechten Ufer, erfolgte sowohl die automatisierte Probenahme im Ereignisfall (siehe M 22) als auch die im Rahmen der Entlastungsbeprobung nachfolgende Sedimentprobenahme (M 14 S).

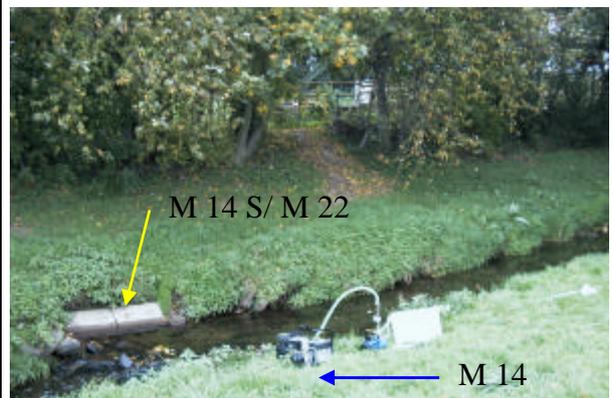


Foto M 14/ M 14 S/ M 22

M 14: Regelprobenahme

M 14 S: Sedimentprobenahme bei Trockenwetter und im Ereignisfall.

M 22: Ereignisprobenahme (siehe Kurzbeschreibung M 22)

### 2.3.2 Kurzbeschreibung der Probenahmestellen für die Ereignisbeprobung im Einzugsgebiet der Swist

#### Probenahmestelle 15, Stauraumkanal Kläranlage Loch

PNS- Nummer	M 15	Kein Foto von M 15 vorhanden
Gewässer	(Sürstbach)	
Rechtswert	2562843	
Hochwert	5607427	
Die Probenahmestelle befindet sich in der Abschlagsrinne im Stauraumkanal der Kläranlage Loch (Sürstbach). An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.		

#### Probenahmestelle 16, Sürstbach oberhalb Einleitung Stauraumkanal Kläranlage Loch

PNS- Nummer	M 16	
Gewässer	Sürstbach	
Rechtswert	2562834	
Hochwert	5607422	
Die Probenahmestelle befindet sich unmittelbar oberhalb der Einleitung des Stauraumkanals der Kläranlage Loch im Sürstbach. Das Gewässer ist an dieser Stelle 0,5-1m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinpackung und Lebendverbau. Landnutzung: rechtsseitig ein Fahrweg und das Grundstück der Kläranlage Loch, linksseitig Grünland. An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.		

Foto M 16

Probenahmestelle 17, Sürstbach unterhalb Einleitung Stauraumkanal Kläranlage Loch

PNS- Nummer	M 17	
Gewässer	Sürstbach	
Rechtswert	2562821	
Hochwert	5607426	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unterhalb der Einleitung des Stauraumkanals und oberhalb der Einleitung der Kläranlage Loch im Sürstbach. Das Gewässer ist an dieser Stelle 1-1,5 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau, an dieser Stelle fungiert der Bach außerdem als Viehtränke. Landnutzung: rechtsseitig Acker und ein Fahrweg, linksseitig Grünland.</p> <p>An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.</p>		<p>Foto M 17</p>

Probenahmestelle 18, Ablauf Nachklärbecken Kläranlage Flerzheim

PNS- Nummer	M 18	
Gewässer	(Swist)	
Rechtswert	2569707	
Hochwert	5613689	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich im Ablauf des Nachklärbeckens der Kläranlage Flerzheim (Swist). An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.</p>		<p>Speichertonne der Regenentlastungen</p> <p>Foto M 18</p>

Probenahmestelle 19, Ablauf RÜB I Kläranlage Flerzheim

PNS- Nummer	M 19	
Gewässer	(Swist)	
Rechtswert	2569697	
Hochwert	5613674	
<p>Die Probenahmestelle befindet sich im Ablauf des Regenüberlaufbeckens I der Kläranlage Flerzheim (Swist). An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.</p>		<p>Foto M 19</p>

**Probenahmestelle 20, Ablauf RÜB II Kläranlage Flerzheim**

PNS- Nummer	M 20
Gewässer	(Swist)
Rechtswert	2569647
Hochwert	5613555
<p>Die Probenahmestelle befindet sich im Ablauf des Regenüberlaufbeckens II der Kläranlage Flerzheim (Swist). An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.</p>	



Foto M 20

**Probenahmestelle 21, oberhalb Einleitung Kläranlage Flerzheim**

PNS- Nummer	M 21
Gewässer	Swist
Rechtswert	2569525
Hochwert	5613428
<p>Die Probenahmestelle befindet sich unmittelbar oberhalb der Einleitung der Kläranlage Flerzheim in der Swist. Das Gewässer ist an dieser Stelle etwa 2-3 m breit, es handelt sich um ein Trapezprofil mit Uferverbau, Steinschüttung und Lebendverbau. Landnutzung: beiseitig Acker, linksseitig außerdem ein Wirtschaftsweg. An dieser Stelle erfolgte im Entlastungsfall eine automatisierte Probenahme.</p>	



Foto M 21

**Probenahmestelle 22, unterhalb Einleitung Kläranlage Flerzheim**

PNS- Nummer	M 22, M 14 S
Gewässer	Swist
Rechtswert	2569295
Hochwert	5613713
<p>Detaillierte Beschreibung der Probenahmestelle siehe M 14. An dieser Stelle erfolgte sowohl die automatisierte Probenahme im Entlastungsfall als auch die nachfolgenden Sedimentprobenahmen (M 14 S). An der gleichen Stelle, jedoch am linken Ufer, erfolgte die Regelprobenahme (siehe M 14).</p>	

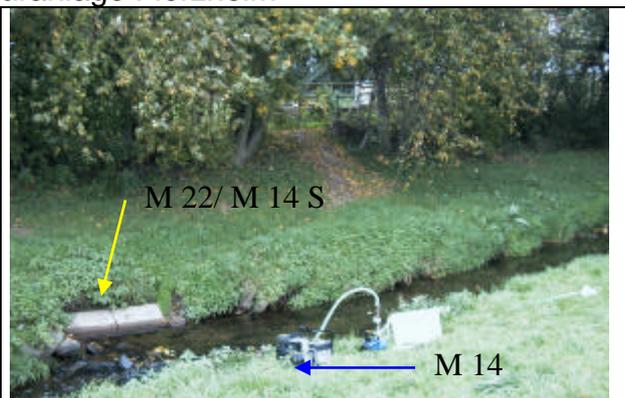


Foto M 22/ M 14 S/ M 14  
M 22: Ereignisprobenahme  
M 14: Regelprobenahme  
M 14 S: Sedimentprobenahme bei Trockenwetter und im Ereignisfall.

### **2.3.3 Monitoring-Probenahmestellen zur mikrobiologischen Güte**

Zusätzlich zur Regelbeprobung wurden im Gewässerlängsverlauf von Swist und Sürst-/Jungbach in regelmäßigen Abständen Probenahmestellen für ein Monitoring der mikrobiologischen Gewässergüte eingerichtet. Der Abstand der einzelnen Stellen betrug im Durchschnitt 700-800 m. Auf die Swist entfielen 45, auf den Sürst-/Jungbach 18 Probenahmestellen, die über den Untersuchungszeitraum hinweg quartalsweise beprobt wurden, und zwar insgesamt vier bis fünf Mal. Genauere Informationen finden sich in Anhang 3.

## **2.4 Ausgewählte Regentlastungsanlagen**

### **2.4.1 Auswahlkriterien**

Der Untersuchungsraum ist auf das Einzugsgebiet der Swist begrenzt. Der Auswahl der Regenbecken liegen folgende Auswahlkriterien zu Grunde:

- Infrastruktur (Messeinrichtung, Gerätesicherung, Stromversorgung),
- Entlastungsrate (Überfallmenge, -dauer und -häufigkeit),
- Repräsentanz (Anlagentyp, angeschlossene Einwohner, abflusswirksame Fläche, Anteil Gewerbe und Industrie),
- Hydrologie (Verteilung der Klimastationen, Lage im Untersuchungsgebiet).

Da im Einzugsgebiet der Swist die Mischkanalisation (MK) gegenüber der Trennkanalisation (TK) vorherrscht (MK > 60 %), wurden für das Monitoring Entlastungsanlagen der Mischwasserbehandlung ausgewählt. Weiterhin erfolgte die Auswahl der Regenüberlaufbecken so, dass die Abbildung eines durch Industrie- und Gewerbe unbeeinflusster „Referenzzustandes“ möglich wird. Darüber hinaus wird durch die Auswahl einer weiteren Anlage ein durch Mischnutzung (kommunal / industriell-gewerblich) geprägter Zustand abgedeckt. Generell sollte durch die Auswahl der Behandlungsanlagen für das Monitoringprogramm die Bandbreite möglicher Belastungen für das aufnehmende Gewässer ausgelotet werden. Deshalb wurden Becken mit einem kleinen und einem großen Kanalnetz mit geringen und hohen Einwohneranschlusszahlen und einer kleinen bzw. großen abflusswirksamen Fläche ausgewählt. Ein weiteres Kriterium war die Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet. Um fehlerhafte Rückschlüsse auszuschließen, war der enge räumliche Bezug der beobachteten Anlagen zu den verfügbaren Niederschlagsmessstationen wesentlich.

Für die Auswahl der zu beprobenden Regenbecken und deren Einleitstellen in das Fließgewässer wurde zunächst beim Erftverband eine Übersicht zu allen vorhandenen Entlastungsbecken erstellt (siehe Anhang 4). Nach dem Abgleich der Daten aus dem Wasserrechtskataster sowie den kommunalen und verbandsinternen Abwasserbeseitigungskonzepten (ABK) konnte eine kartografische Aufbe-

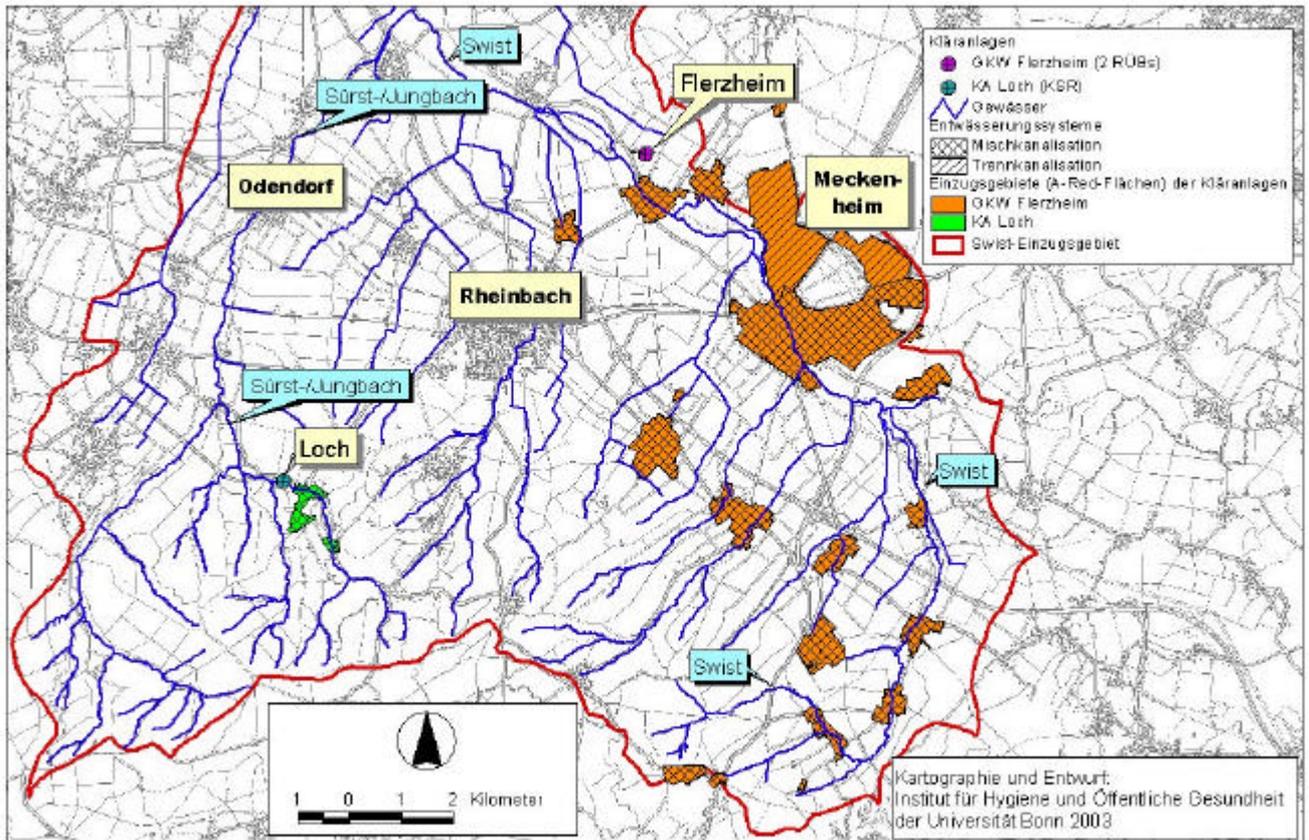
reitung mittels GIS durchgeführt werden, um die Lagebezüge zu kontrollieren und ggf. zu verbessern. Die ABKs stellen nach verbandsinternen Erkenntnissen die vollständigste Datengrundlage hinsichtlich der Regenbecken dar. Die ABK-Datengrundlagen konnten durch Informationen der erftverband-internen Arbeitsgruppe Mischwasser und Hinweise des Regierungspräsidiums Köln vervollständigt werden.

Die kommunalen und Verbandsinformationen zu den Regenbecken wurden mit dem amtlichen Regenbeckenkataster (REBEKA) verglichen. Nach einer Prüfung der REBEKA Daten stellte sich heraus, dass dort keine wesentlichen Mehrinformationen enthalten sind. Die Zusammenführung der Informationen zu Lagebezug, abflusswirksamen Flächen (A red) und Abwassermengen gestaltete sich zudem schwierig, da diese in verschiedenen Tabellen verwaltet werden. Die Vervollständigung der teils nicht mehr aktuellen oder lückenhaften Datenbestände (vgl. Angaben in Kap. 3.1) nahm einen erhöhten Zeitaufwand in Anspruch.

Anhand der vorgenannten Auswahlkriterien standen folgende Becken, nach Anlagentyp geordnet, zur Diskussion (Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis u. Kap. 3.1.1):

- RÜ und RRB III Baumschulenweg
- RÜB (KSR) Adendorf
- RÜB (KSR) Lüftelberg
- RÜB (KSR) vor der KA Loch
- RÜB I und II auf dem GWK Flerzheim

Aus diesen in Frage kommenden Regenüberlaufbecken wurde deren Eignung durch Vergleich der Abschlagshäufigkeiten und technischen Ausstattung (Abschlagmessung, Gerätesicherung) ermittelt. Dabei entfielen RÜB Lüftelberg und RRB III Baumschulenweg wegen zu geringer oder unklarer Abschlagshäufigkeit. Für das RRB III Baumschulenweg wurde die Installation der Messinstrumente als nicht realisierbar erachtet, und im Fall des RÜB Adendorf galt die Gerätesicherung für die Beprobung des Abschlags als problematisch. Somit fiel die Wahl der zu beprobenden Regenüberlaufbecken auf das RÜB vor der Kläranlage Loch (KA) und RÜB I und II auf dem Gruppenklärwerk Flerzheim. Nachfolgend sind die Einzugsgebiete der Anlagen (Karte 7) sowie als Prinzipskizze deren Lage im Gewässersystem der Swist (Abb. 4) dargestellt, wobei letztere noch einmal die hohe Beeinflussung des Abflusses der Swist durch Kläranlagenzuläufe veranschaulicht.



Karte 7: Die Einzugsgebiete der betrachteten Anlagen (A red Flächen) und deren Entwässerungstyp

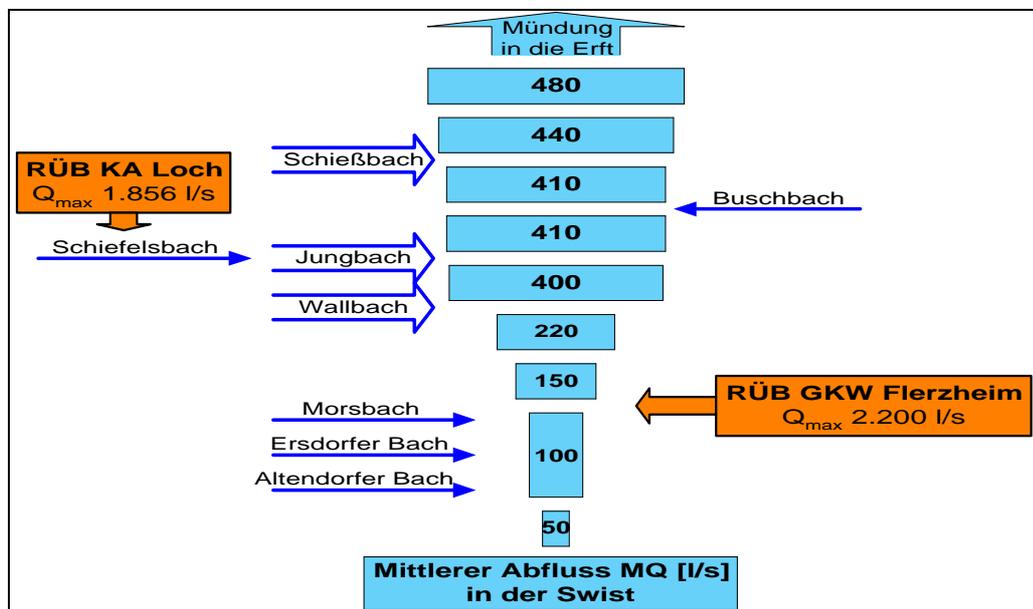


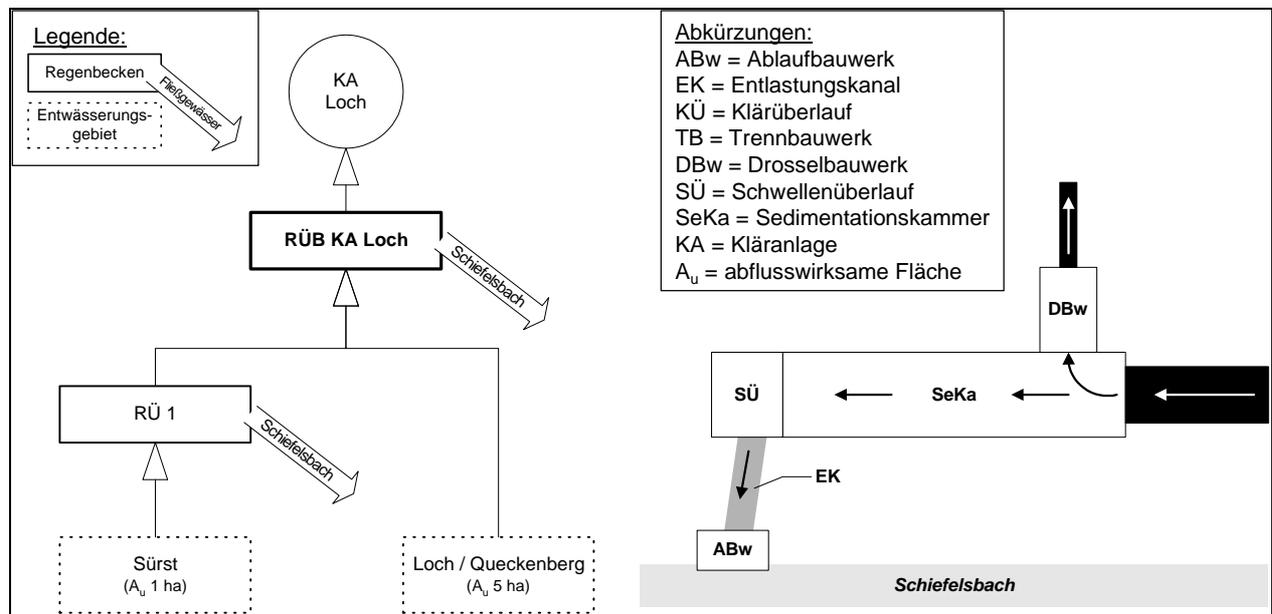
Abbildung 4: Hydrologische Eckdaten der ausgewählten Anlagen

## 2.4.2 Vorstellung der ausgewählten Anlagen (Nutzung im Gebiet, Entw.-System, Größe des EZG, Kanalnetz, Bauwerk)

### 2.4.2.1 Kanalstauraum Kläranlage Loch

Als Repräsentant für Niederschlagswasserbehandlungsangaben in kleinen Einzugsgebieten wurde das Regenüberlaufbecken vor der Kläranlage Loch-Queckenberg ausgewählt. Loch befindet sich im südwestlichen Teil des Swisteinzugsgebiets, gelegen in den nördlichen Randgebieten der Eifel (Mittelgebirgscharakter, vgl. Kap. 2.2.1). Die Kläranlage und das RÜB entwässern in den Schiefelsbach, einen Nebenlauf des Ohrbachs, der bei Miel als Jungbach in die Swist mündet (vgl. Karte 7).

Das vorgeschaltete RÜB erhält Schmutzwasser aus zwei Ortslagen mit einer geringen Zahl angeschlossener Einwohner und einer kleinen abflusswirksamen Fläche (vgl. Tab. 3, ohne industriellen Nutzungseinfluss. Abb. 5 zeigt den Kanalisationsplan für das Einzugsgebiet der KA Loch, sowie die Prinzipskizze des RÜB.



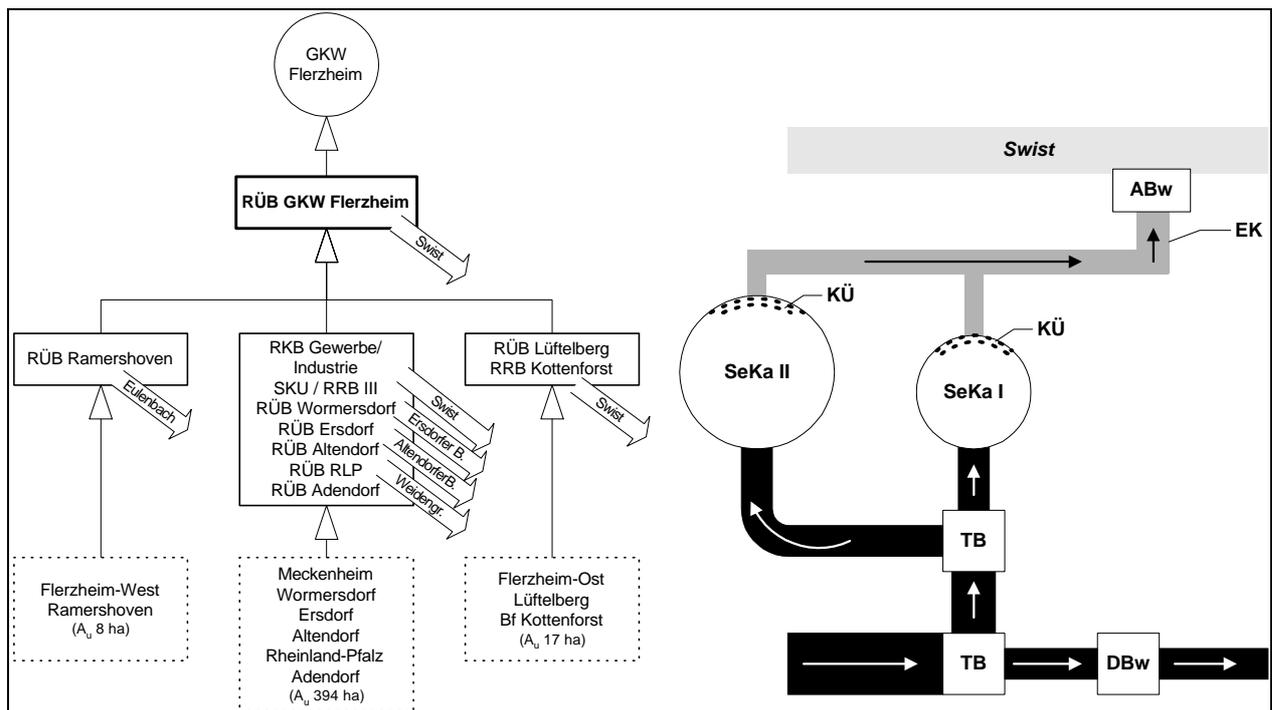
**Abbildung 5: Kanalisationsplan KA Loch und Prinzipskizze des RÜB**

Das Regenüberlaufbecken ist als Kanalstauraum im Hauptschluss mit unten liegender Entlastung konzipiert. Es besitzt seine höchsten Entlastungsfrequenzen in den Sommermonaten (April bis September), entsprechend den Intensitäten des Niederschlagsgeschehens. In Loch werden, abgesehen von Extremereignissen wie dem im Jahr 2001 (3500 m<sup>3</sup>/d), in der Regel geringere Abschlagsmengen beobachtet. Die korrespondierenden Niederschlagsdaten stammen von den nahe gelegenen Niederschlagsmessstationen Todenfeld und Steinbach (siehe Kapitel 2.1.2).

### 2.4.2.2 RÜB Flerzheim

Das Regenüberlaufbecken Flerzheim (RÜB I und II) auf dem Gelände des Gruppenklärwerks (GKW) Flerzheim befindet sich am Mittellauf der Swist an der Grenze zwischen Zülpicher Börde und Ville (vgl. Karte 7). Das GKW ist charakterisiert durch ein großes, über die Landesgrenzen hinausreichendes Einzugsgebiet, eine hohe Zahl angeschlossener Einwohner und durch industriellen und gewerblichen Nutzungseinfluss (vgl. Kap. 2.2).

Oberhalb des RÜB Flerzheim befinden sich im Gegensatz zum Kanalnetz Loch mehrere Regenüberlauf- und Rückhaltebecken (Abb. 6). Das ankommende Schmutzwasser wird auf der Kläranlage Flerzheim bei hohem Wasseranfall über zwei Trennbauwerke zu zwei Sedimentationskammern (SeKa I, II) geleitet. Das abgeschlagene Mischwasser gelangt gemeinsam mit dem auf der Kläranlage behandelten Abwasser in die Swist. Die Entlastungsfrequenz ist, anders als in Loch, in den Wintermonaten (Oktober bis März) höher als im Sommer. Insgesamt zeigen sich in Flerzheim häufiger Ereignisse mit hohen Abschlagsmengen (bis zu 3000 m<sup>3</sup>/d). Die korrespondierenden Niederschlagsdaten stammen von den Niederschlagsmessstationen Eckendorf (Übergang zur Ahreifel) und Weilerswist (Börde, siehe Kapitel 2.1.2).



**Abbildung 6: Kanalisationsnetz Einzugsgebiet GKW Flerzheim und Prinzipskizze (Abkürzungen siehe Abb. 5: Prinzipskizze Loch)**

Zum Vergleich der Unterschiede sind nachfolgend die Kennwerte der Anlagen Loch und Flerzheim dargestellt.

**Tabelle 3: Kennwerte der ausgewählten Regenüberlaufbecken**

	<b>Regenüberlaufbecken des GW Flerzheim</b>	<b>Stauraumkanal vor der KA Loch</b>
<b>Volumen</b>	9.700 m <sup>3</sup>	305 m <sup>3</sup>
<b>genehmigte Einleitungsmenge</b>	2.200 l/s	1.856 l/s
<b>A<sub>red</sub></b>	237 ha	6 ha
<b>angeschl. Einwohner / Einwohnergleichwerte</b>	GKW Flerzheim: 37.300 E / 5.000 EGW	KA Loch: 820 E / 0 EGW
<b>Technik</b>	Durchlaufbecken im Nebenschluss	Stauraumkanal im Hauptschluss mit untenliegender Entlastung
<b>Fließgewässer</b>	Swist	Schiefelsbach

## 2.5 Probenahme

### 2.5.1 Probenahme für physikalische und chemische Parameter

Das Wasser für die Labor-Bestimmung der chemischen Parameter wurde in eine gespülte und autoklavierte 1.000 ml Glasflasche abgefüllt. Die Entnahme des Wassers erfolgte durch Schöpfen mit einem gespülten Schöpfer oder -bei schlechter Erreichbarkeit der Probenahmestelle- mit der für die parasitologischen Proben genutzten Pumpe.

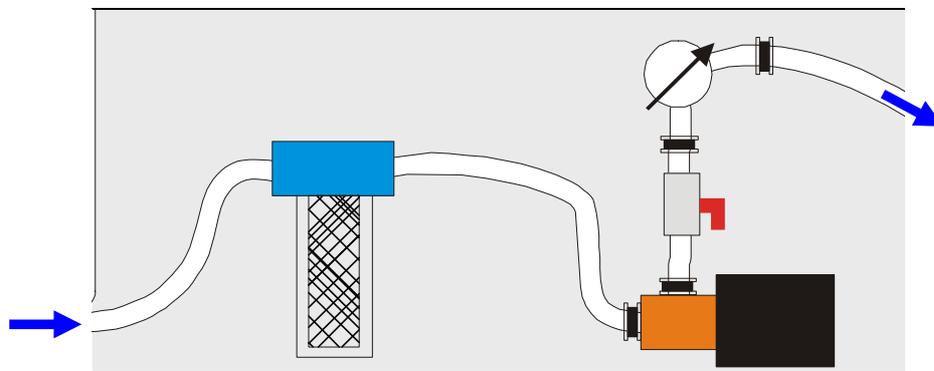
### 2.5.2 Probenahme für bakteriologische Parameter

Die Probenahme für die Bakteriologie erfolgte in sterile 1.000 mL Glasflaschen. Die Flaschen wurden am Gewässer unmittelbar nach dem Öffnen durch Eintauchen unter die Wasseroberfläche gefüllt. Zu Zeiten schlechter Erreichbarkeit der Gewässer-Probenahmestellen erfolgte die bakteriologische Probenahme mit der Pumpe für parasitologische Proben. Bei Probenahmen an den automatisch gefüllten Speichertonnen bei Regenereignissen wurde das Wasser nach gründlicher Homogenisierung des Tonneninhalts über einen mit Probenwasser ausgespülten Abfüllschlauch direkt aus den Tonnen in die Flaschen gefüllt. Unmittelbar nach dem Befüllen wurden die Flaschen wieder verschlossen und gekühlt ins Labor transportiert.

### 2.5.3 Probenahme für parasitologische Parameter

Die parasitologische Probenahme erfolgte in Anlehnung an die Beschreibung bei HMSO 1989 mittels eines Wickelfilters aus Polypropylenfasern mit einer nominalen Porenweite von 1µm [36]. Dieser wurde in einem Filtergehäuse an die Saugseite einer Pumpe angeschlossen. Über einen Schlauch mit

einem groben Vorfilterkorb wurde das zu beprobende Wasser durch den Filter gezogen. Durchfluss und Wassermenge wurden mittels einer Wasseruhr auf der Auslassseite der Pumpe kontrolliert. Der Durchfluss wurde zu Beginn der Probenahme auf fünf Liter pro Minute eingestellt und anschließend nicht mehr nachreguliert. Eine Kontrolle des Durchflusses erfolgte alle 20 Minuten. Das gefilterte Zielprobevolumen im Gewässer betrug 500 Liter, bei den Speichertonnen der Regenentlastungen 100 Liter. Sank allerdings während der Probenahme der Durchfluss unter zwei Liter pro Minute, wurde die Probenahme abgebrochen, um zu verhindern, dass Partikel den Filter durchbrechen. Nach Beendigung der Probenahme wurde das Filtergehäuse vorsichtig belüftet und geöffnet. Die Filterpatrone wurde entnommen und in einem Polyethylenbeutel gekühlt ins Labor transportiert. Der Durchfluss von 5 Litern pro Minute stellt einen Kompromiss zwischen optimaler Filtration bei geringem Durchfluss (kein Durchsaugen von Partikeln) und praktikablen Probenahmezeiträumen dar.



**Abbildung 7: Schema der Geräteanordnung bei parasitologischer Probenahme**

#### **2.5.4 Sediment-Probenahmen**

Sowohl bei Trockenwetter als auch an zwei auf ein beprobtes Entlastungsereignis folgenden Tagen sowie am Entlastungstag selbst wurde unterhalb der Einleitungsstellen das Gewässersediment untersucht. Dazu wurde mit einem sterilen Polycarbonat-Gefäß die oberste Schicht des Gewässergrundes aufgenommen. Probenahme mit einem Stechrohr war nicht möglich, da an beiden Stellen unterhalb der Entlastungen die Gewässersohle mit Bruchsteinen befestigt ist.

#### **2.5.5 Dokumentation der Probenahme**

Die Probenahmen wurden jeweils auf einem vom Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit entwickelten Formular dokumentiert. Dieses enthielt neben Datum und Uhrzeit der Probenahme auch Angaben über die Wetterverhältnisse, die geförderte Wassermenge für die parasitologische Probe, die Abflussmessung im Gewässer, die Ergebnisse der Vor-Ort-Bestimmungen sowie auf der Rückseite die Ergebnisse der Abflussmessung notiert. Für die Ereignisbeprobung wurde ein geringfügig abgewandeltes Formular verwendet (siehe auch Anhang 5 und 6).

## 2.6 Technik zur Realisierung automatischer Beprobungen im Entlastungsfall

Für die Beprobung der hydrochemischen Parameter bei einem Entlastungsereignis wurden auf der KA in Loch und auf dem GWK Flerzheim Auto-Sample-Stationen eingerichtet. Die Wahl der Standorte erfolgte nach folgenden Gesichtspunkten:

- Stromversorgung,
- Nähe zu RÜB (Schmutzwasserentnahmestelle) – Materialeinsparung,
- Standsicherheit (Gerätesicherung) und
- Schutz vor Beschädigung.

### 2.6.1 Auto-Sample-Station Loch

Das Signal zum Auslösen der Probenahme wurde durch die Ultraschall-Messung des Wasserstandes im RÜB produziert. Das Ultraschall-Messgerät befindet sich direkt im Stauraumkanal (Abb. 8). Übersteigt der Wasserstand eine Höhe von 2,18 m, - dies entspricht der Höhe der Abschlagsschwelle - für eine Zeitspanne von 30 Sekunden, wird ein Abschlagsignal ausgelöst. Dieses wird in einer Registriereinheit (Firma NIVUS) auf der KA Loch registriert und kann per Laptop ausgelesen werden. Parallel wird vor Ort ein Papierausdruck erstellt. Es liegen Angaben zum Einstaubeginn und -ende, Beckenüberlaufbeginn und -ende, zu Höhenständen im Regenbecken und Abschlagsmengen der jeweiligen Ereignisse vor. Die Informationen werden in der Registriereinheit auf einem Ringspeicher abgelegt und müssen regelmäßig abgerufen werden, damit keine Datensätze überschrieben werden.

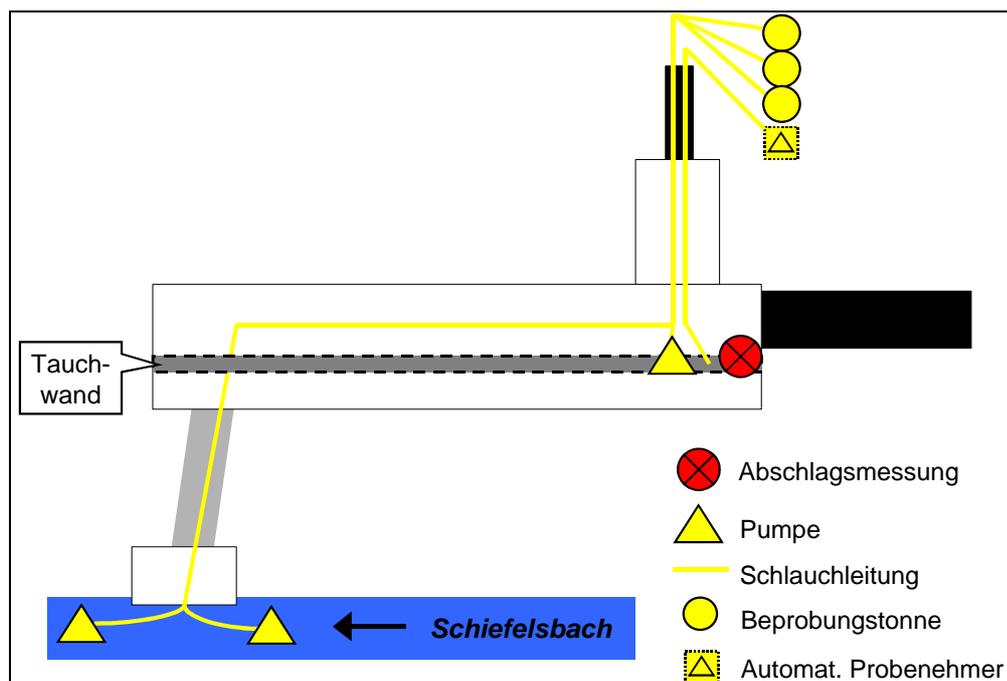


Abbildung 8: Prinzipskizze der automatisierten Probenahme am RÜB der KA Loch

Bei einem Abschlagsereignis erfolgte automatisch ein qualifiziertes Sprachsignal auf mehrere Mobiltelefone. Einmal ging die Meldung an den Erftverband, damit die Abholung der automatisch gewonnenen Proben und die Neuinitialisierung des Systems vor Ort erfolgen konnte. Parallel erfolgte eine automatische Mitteilung an das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn. Von dort wurde sodann das Probengut für die mikrobiologischen Untersuchungen abgeholt (vgl. Kapitel 2.7).

Für die hydrochemischen Untersuchungen wird das Probengut über einen Schlauch angesaugt. Dieser ist im Stauraumkanal befestigt. Der Probenehmer (Firma Bühler) befindet sich unmittelbar am RÜB Loch oberhalb eines Schneckenpumpwerks. Das Pumpwerk fördert das ankommende Schmutzwasser, welches zuvor den Kanalstauraum durchströmt, zur Kläranlage. Eine Probenmenge von 125 ml wird alle 0,6 Minuten in eine der 2,5 L Probenflaschen abgefüllt, bis diese voll ist (nach 12 Minuten) bzw. das Ereignis beendet ist. Nach Ereignisende schaltet das Abfüllrohr des Probenehmers auf die nächste Flasche. Maximal werden 12 Flaschen befüllt. Damit kann ein Abschlagsereignis mit einer Dauer von 2 Stunden und 24 Minuten automatisch beprobt werden. Die Proben werden in der Kühlbox des Probenahmegeräts gehältert. Die Probenflaschen werden nach dem Befüllvorgang zur Unterbindung der Probengutverfälschung möglichst zeitnah abgeholt. Die Bereitstellung der Auto-Sample-Einrichtung für die erneute Probenahme wird vor Ort gestartet.

Die Probenflaschen wurden nach einem Ereignis von den Mitarbeitern des Instituts für Hygiene und Öffentliche Gesundheit abgeholt und nach einem zuvor in der Arbeitsgruppe festgelegten Verfahren untersucht (siehe Kap. 2.7.2 und 2.8), ebenso wurde am GWK Flerzheim verfahren.

Parallel zum automatischen Probenehmer springen die Pumpen zur Probengutgewinnung für die mikrobiologischen Untersuchungen an. Über Schlauchleitungen werden drei Tonnen mit einem Volumen von je 250 L befüllt. Die Tonnen ziehen das Wasser aus dem Fließgewässer oberhalb der Einleitung des Regenüberlaufbeckens, aus dem RÜB-Abschlag und unterhalb der Einleitung im Schiefelsbach am Ort der vollständigen Durchmischung (siehe Kap. 2.3). Die Tonnen repräsentieren die Verhältnisse zum Zeitpunkt der ersten 10 Minuten nach Abschlagsbeginn.

Im Verlauf des Projektes wurde entschieden, aus diesen drei Tonnen je eine 2 L Mischprobe ebenfalls für die hydrochemischen Untersuchungen des Erftverbands abzutrennen. Damit können die zeitlich korrespondierenden Proben aus beiden Systemen - Bühler-Probenehmer und Probengut der Tonnen - verglichen werden. Damit werden zusätzlich Vergleiche der verschiedenen Probenahmesysteme möglich (vgl. Kap. 3.10).

### 2.6.2 Auto-Sample-Station RÜB I / GW Flerzheim

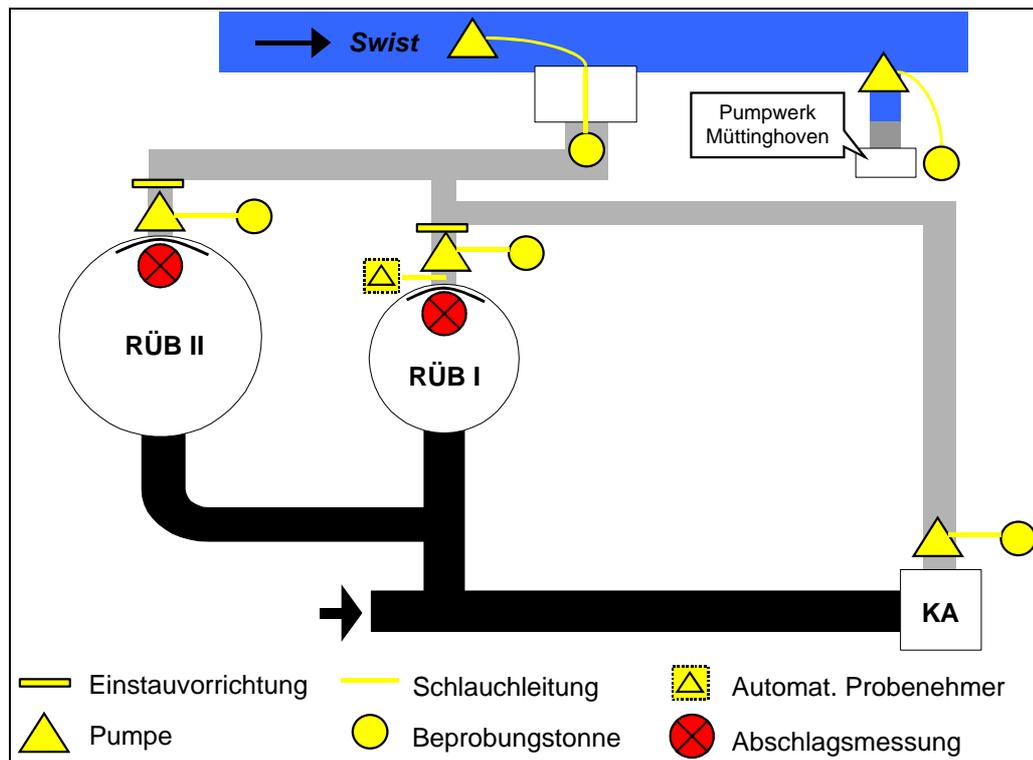
Die Mengennmessung bei einem Abschlag erfolgt im Regenüberlaufbecken (RÜB I). Der automatische Probenehmer befindet sich unmittelbar über dem Abflusskanal des RÜBs. Der Probenehmer entnimmt das Probengut aus dem Abschlagsbauwerk (siehe Abb. 9). Das überlaufende Mischwasser wird durch eine zusätzlich im Abflusskanal eingebaute Einstauvorrichtung, die eine ausreichende Einstauhöhe für den Pumpvorgang der dort installierten Saugdruckpumpe gewährleistet, aufgestaut. Die Abschlagsmenge wird von einer Registriereinheit (Firma NIVUS) zur Schaltzentrale der Kläranlage geleitet, wo die Messdaten 24 Stunden als 15-Minuten-Mittelwert vorgehalten werden. Darüber hinaus werden die Daten als 2h-Mittelwert auf einem Ringspeicher festgelegt. Die gespeicherten Messdaten zu den Abschlagsereignissen wurden wegen der geringen zeitlichen Auflösung für die Auswertung nicht verwendet. Alternativ wurden Modellrechnungen, die im Hause des Erftverbandes vorliegen, für die Frachtermittlung zugrunde gelegt (LWA-FLUT).

Das Nivus-Messgerät auf dem GW Flerzheim liefert andere Informationen als das Gerät auf der KA Loch. Hier sind Daten zu Füllhöhe, Fließgeschwindigkeit und Durchfluss im Abschlagsbauwerk (Abflusskanal des RÜB) als Stunden-, Tages- und Monatswerte enthalten. Sie werden separat (nicht auf der Schaltzentrale) vorgehalten.

Erfolgt ein Abschlag, wird analog zu Loch ein telefonisches Signal (SMS) an die Mobiltelefone der zuständigen Mitarbeiter geleitet, die daraufhin das Einholen der Proben veranlassen. Bestandteil der Mitteilung ist der Name der Probenahmestelle, Datum und Uhrzeit des Abschlags.

Das Probenahmesystem für die Befüllung der Tonnen musste in Flerzheim anders als in Loch konzipiert werden. Da die Kläranlage sich nicht unmittelbar am Gewässer befindet, musste die Tonne für die Beprobung oberhalb der Einleitung außerhalb des Klärwerksgeländes am Gewässer installiert werden. Die Tonne wurde im letzten Revisionsschacht des Ausleitungskanals zur Swist eingebaut. Für den Betrieb der in der Swist installierten Pumpe musste die Stromversorgung vom Klärwerk einige hundert Meter bis an die Swist verlegt werden.

In Flerzheim gelangen Regenabschlag und Kläranlagenabfluss über eine gemeinsame Kanalleitung in die Swist. Um die jeweiligen Belastungen aus RÜBs und Kläranlage dennoch eindeutig zuzuordnen und quantifizieren zu können, wurden am Ablauf der Kläranlage und an den Sedimentationskammern I und II des RÜB's jeweils Auffangbehälter installiert (vgl. Abb. 9).



**Abbildung 9: Prinzipskizze der automatisierten Probenahme am GWK Flerzheim**

Die Beprobung im Gewässer nach Durchmischung des RÜB/Kläranlagenabflusses wurde etwa 400 m unterhalb der Einleitung am Gutshof Müttinghoven vorgenommen. Nach Absprache mit den Grundstückseigentümern konnte ein bereits bestehender Pumpenschacht an der Swist genutzt werden, um den Ansaugschlauch zu verlegen und die Pumpe zu befestigen. Die Tonne wurde auf dem Betonsockel des Pumpenschachts aufgestellt (vgl. Kap.2.3).

Wie in Loch werden aus den Tonnen für die hygienerrelevante Beprobung Teilproben à 2 L zu Vergleichszwecken entnommen.

Gemäß Planung sollen beide Sedimentationskammern des RÜBs gleichzeitig abschlagen. Es wurde aber beobachtet, dass RÜB I häufiger vor RÜB II anspringt. Für das Auslösen des Befüllvorgangs aller Tonnen - am Ablauf Kläranlage, an den Sedimentationskammern I und II - genügt ein Startsignal unabhängig davon, welcher Abschlag aktiv ist. Deshalb kann bei asynchronem Anspringen der Mischwasserabschläge die Tonne einer Sedimentationskammer leer oder nur teilbefüllt sein.

Um neben dem so genannten first-flush der ersten 10 Minuten nach Abschlagsbeginn auch den zeitlichen Verlauf der Bakterienkonzentrationen während des Ereignisses erfassen zu können, wurden in Loch und in Flerzheim zwei weitere automatische Probenehmer (Firma MAXX – ehemals Bühler, 12 x 2,5 L Mischprobe) im Parallelbetrieb analog den Probenahmen für die Hydrochemie aufgestellt.

## **2.7 Probenahmeregime**

### **2.7.1 Regelmäßige Beprobung der Gewässer**

Die zehn im Gewässernetz verteilten Routine-Probenahmestellen (M01 bis M10, s. Kap. 3.2.1) wurden nach einem festen Zeitplan sieben mal im Untersuchungszeitraum angefahren, unabhängig von Wetter- oder Hochwassersituation. Bei der Planung der Beprobungen wurde auf möglichst gleichmäßige Zeitabstände zwischen den Beprobungen geachtet.

Die Stellen jeweils unterhalb der Einleitungen, an denen im Entlastungsfall automatisiert Proben genommen wurden (M17 und M22), erfolgte vier- bzw. fünfmal zu ausgesuchten Trockenwetterzuständen (mindestens eine Woche vorher kein nennenswerter Niederschlag) etwa in dreimonatigem Abstand eine Vergleichsbeprobung. Zur besseren Trennung dieser Ergebnisse von den Ereignisbefunden, und weil die Probenahme nicht automatisiert erfolgte, wurden diesen Probestellen die Nummern M12 bzw. M14 zugeordnet.

Die Monitoring-Beprobung des Sürst-/Jungbaches und der Swist im Längsverlauf erfolgte jeweils viermal ebenfalls im dreimonatigen Rhythmus unabhängig vom Wettergeschehen (s. Kap. 2.3.3).

### **2.7.2 Beprobungen im Entlastungsfall**

Gemäß dem Untersuchungsantrag wurden an jeder Entlastungsanlage acht Überlaufereignisse mit dem in Kap. 2.8 genannten Parameterumfang beprobt. Um die Auswirkungen der Entlastungen auf die Vorfluter besser beschreiben zu können, erfolgte dabei jeweils eine Beprobung des entlasteten Wassers sowie des Gewässers ober- und unterhalb der Einleitungsstelle, wobei die Stelle unterhalb nach einer Fließstrecke gewählt wurde, die sicher eine Durchmischung gewährleistete. Um die Effekte des im gleichen Rohr eingeleiteten Kläranlagenablaufs an der Anlage in Flerzheim berücksichtigen zu können, wurde dieser ebenfalls am Ablauf der Nachklärbecken parallel zu den beiden Regenüberlaufbecken beprobt. Es ergaben sich so achtmal drei Proben an der Anlage in Loch und achtmal zwischen drei und fünf Proben an der Anlage in Flerzheim. Parallel zu den mikrobiologischen und chemischen Untersuchungen dieser Proben aus dem ersten Entlastungsschwall wurden mittels automatischer Probenehmer über einen Zeitraum von bis zu 144 Minuten Proben für chemische Untersuchungen aus den Abläufen der Entlastungen genommen (vgl. Kap. 2.6).

Zusätzlich wurden zum Ende des Untersuchungszeitraumes hin an beiden Anlagen weitere automatische Probenehmer installiert, um auch die zeitliche Entwicklung der mikrobiologischen Parameter im Verlauf einer Entlastung aufzunehmen. In dieser Weise wurden an jeder Anlage zwei Ereignisse beprobt. Um bei diesen Untersuchungen das für die parasitologische Analytik nötige größere Probenvolumen zu erreichen, wurden nach Abnahme der Volumina für die bakteriologischen Untersuchungen

immer jeweils drei aufeinander folgende Flaschen vereinigt, und die Bestimmung aus diesem Volumen durchgeführt. Die zeitliche Auflösung der parasitologischen Daten ist damit zwar schlechter als die der anderen Parameter, andererseits konnten so akzeptable Bestimmungsgrenzen erreicht werden.

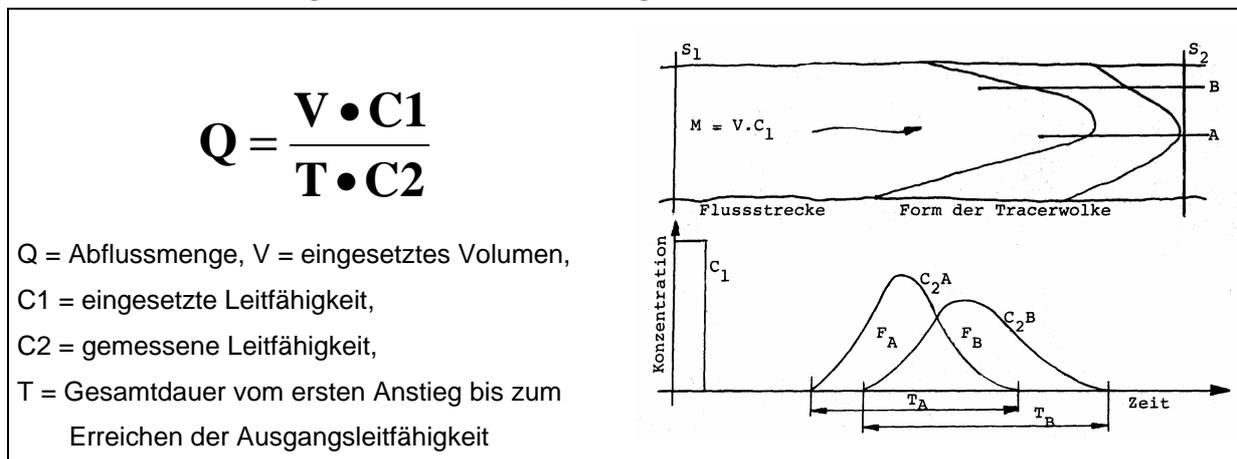
## 2.8 Untersuchungsumfang

### 2.8.1 Vor-Ort-Parameter

Zur Bestimmung der Vor-Ort-Parameter wurden folgende Geräte und Verfahren eingesetzt:

elektrische Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	MultiLine F/Set-3 der Fa. WTW
Lufttemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]	
pH-Wert	
Sauerstoffgehalt [ $\text{mg}/\text{L}$ ]	
Wassertemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]	
Trübung [FNU]	NEPHLA (DIN 38 404 / ISO 7027) der Fa. Dr. Lange
Geruchsart/Geruchsstärke	Organoleptische Bestimmung
Farbe	Organoleptische Bestimmung

### 2.8.2 Abflussmessung nach FISCHER (Fließgewässer)



**Abbildung 10: Formel und Erläuterungsskizze zur Abflussmessung nach Fischer**

An den Gewässer-Probenahmestellen wurde die Abflussmenge zum Probenzeitpunkt mit der Methode nach Fischer (1982) bestimmt. Die Methode beruht auf der Bestimmung des Abflusses über die Verdünnung eines Tracers, in diesem Falle Kochsalz. Der Tracer wird in einem bekannten Volumen mit bekannter hoher Konzentration in einer Portion in das Gewässer gegeben. Anschließend wird an einer Stelle, die so weit unterhalb liegt, dass eine gute Durchmischung gewährleistet ist, die Konzentration

ration des Tracers bestimmt, hier anhand der Leitfähigkeit. Sobald die Tracerwolke an der Messstelle angelangt ist, wird die Leitfähigkeit alle zehn Sekunden protokolliert, bis sie wieder auf den Ausgangswert gefallen ist. Aus den erhaltenen Daten kann nach der Formel in Abbildung 10 der Abfluss errechnet werden.

### **2.8.3 Sedimentuntersuchungen**

#### ***2.8.3.1 Aufbereitung für chemische und bakteriologische Untersuchungen***

Nachdem sich die Festanteile der Sedimentprobe mindestens eine Stunde, bestenfalls über Nacht, abgesetzt hatten, wurde die überschüssige Flüssigkeit dekantiert. Das verbliebene Sediment wurde durch Schütteln homogenisiert und danach weiter verteilt. Ein Gramm Sediment wurde für den Nachweis von Salmonellen entnommen und wie in Kapitel 2.8.5.5 beschrieben weiterverarbeitet. 75 g des Sedimentes wurden in 750 mL steriles A. dest gegeben und kräftig geschüttelt. Diese Suspension sedimentierte für eine Minute. Der Überstand wurde für in eine sterile Flasche dekantiert, ohne dass Sediment mit in die Flasche geriet. Aus der Flasche wurden 150 mL für die bakteriologische Analytik verwendet. Die Weiterverarbeitung erfolgte analog zu Kapitel 2.8.5. 40 mL wurden für die Parasitenanalytik abgenommen, der verbleibende Rest wurde komplett für die chemische Analytik verwendet (s. Kap 2.8.4).

#### ***2.8.3.2 Aufbereitung für die parasitologische Untersuchung***

Die aus der aufbereiteten Probe entnommenen 40 mL Überstand (s. Kapitel 2.8.3.1) wurden bei 2300 U/min für 12 min zentrifugiert. Der Überstand wurde bis auf 10 mL Probe abgesaugt. Dieser Rest wurde gründlich gevortext und mit immunmagnetischer Separation weiterverarbeitet. (Kap. 2.8.6)

### **2.8.4 Physikalisch-Chemische Parameter**

#### ***2.8.4.1 Abfiltrierbare Stoffe***

Die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe erfolgte nach DIN38 409. Dieses Verfahren ist auf alle Wässer anwendbar und liefert die Masse der im Wasser enthaltenen ungelösten Stoffe. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L.

#### ***2.8.4.2 Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)***

Die Bestimmung des TOC erfolgte nach DIN/EN 1484 (Ersatz für DIN 38 409-3). Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L, bzw. pro Gramm Sediment.

### **2.8.4.3 Organischer und anorganischer Stickstoff nach DIN**

Die Bestimmung der verschiedenen Stickstoffparameter erfolgte nach DIN 38 409-27. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L, bzw. pro Gramm Sediment.

### **2.8.4.4 Phosphat**

Die Bestimmung des Phosphat-Gehalts erfolgte nach DIN EN 1189. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L, bzw. pro Gramm Sediment.

### **2.8.5 Bakteriologische Parameter**

Alle Proben wurden am Tag der Probenahme verarbeitet. War dies nicht möglich, wurden die Proben im Kühlschrank bei  $5 \pm 3$  °C gelagert und sofort am nächsten Morgen verarbeitet. Alle Proben wurden in Zehnerschritten mit steriler 0,85 %iger NaCl verdünnt.

Im Rahmen der Qualitätskontrolle wurden bei allen angewandten Methoden Positiv- und Negativkontrollen sowie Medienkontrollen mitgeführt.

#### **2.8.5.1 Koloniezahl**

Die Bestimmung der allgemeinen Koloniezahl erfolgte gemäß Trinkwasserverordnung vom 5.12.1990 mit dem Koch'schen Plattengussverfahren.

Für jede Bebrütungstemperatur wurde 1 ml der Wasserprobe bzw. der Verdünnung in eine sterile Petrischale mit Zählraster pipettiert. Nach  $44 \pm 4$  Stunden Bebrütung bei  $20 \pm 1$  °C bzw.  $36 \pm 1$  °C wurden die unter 6 - 8facher Lupenvergrößerung sichtbaren Kolonien ausgezählt.

Die Angabe erfolgte als Koloniebildende Einheiten KBE/ml.

#### **2.8.5.2 E. coli und coliforme Bakterien**

Der Nachweis von coliformen Bakterien und *E. coli* in den Proben erfolgte auf Chromocult<sup>®</sup>-Coliformen-Agar und mit der „Most Probable Number“-Methode nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer“ (siehe Kapitel 6). Bei den untersuchten Sedimentproben erfolgte der Nachweis von coliformen Bakterien auf Endo-Agar.

a) Membranfiltration sowie Ausspateln von Verdünnungen auf Selektivagar:

10 ml der Probe wurden unter sterilen Bedingungen mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulose-nitratmembranfilter (Porenweite 0,45 µm, Durchmesser 50 mm) abfiltriert. Der Membranfilter wurde (mit der Unterseite nach unten) luftblasenfrei auf Chromocult<sup>®</sup>-Coliformen-Agar (zum Nachweis von

*E. coli*) bzw. Endo-Agar (zum Nachweis der gesamtcoliformen Bakterien) aufgelegt und im Brutschrank bei  $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$  über  $20 \pm 4$  Stunden inkubiert. Analog hierzu wurde aus 4 Verdünnungsstufen je 1 ml der verdünnten Probe ausgespatelt und im Brutschrank bei  $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$  über  $20 \pm 4$  Stunden inkubiert.

Zur Auswertung wurden nach Möglichkeit Platten herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene Kolonien aufwiesen. Alle dunkelblauen Kolonien auf Chromocult<sup>®</sup>-Coliformen-Agar wurden als *E. coli* gezählt, alle fuchsinglänzenden und dunkelroten Kolonien auf Endo-Agar wurden als (gesamt)coliforme Bakterien gezählt.

Die Angabe erfolgte jeweils in KBE/100 ml.

b) MPN-Verfahren im Dreifachansatz mit Fluorocult-Laurylsulfat-MUG-Bouillon:

Aus jeder Verdünnungsstufe der Probe wurde je 1 ml in drei Reagenzgläser mit 10 ml Laurylsulfat-Bouillon (mit Methylumbelliferyl-glucuronid (MUG)) pipettiert (5 x 3 Röhren pro Probe).

Die Bebrütung erfolgte bei  $36 \pm 1^{\circ}\text{C}$  für  $44 \pm 4$  Stunden. Die Röhren wurden auf Gasbildung und Fluoreszenz geprüft. Der Nachweis von Gasbildung bedeutet das Vorkommen von (gesamt)coliformen Bakterien. Zusätzliche hellblaue Fluoreszenz im ganzen Röhren spricht für  $\beta$ -Glucuronidase-Aktivität durch fakultativ anaerobe Bakterien (*E. coli*).

Die wahrscheinliche Anzahl der Bakterien in 100 ml der Probe wurde mit Hilfe der MPN-Tabelle nach McCrady ermittelt. Dazu wurde die Anzahl positiver Röhren jeder Verdünnungsstufe bestimmt und aus der Kombination die MPN-Zahl abgelesen.

Beispiel: 3 Röhren der  $10^0$ -Verdünnung, 2 Röhren der  $10^{-1}$ -Verdünnung und kein Röhren der  $10^{-2}$  Verdünnung waren gaspositiv. Die Kombination 3 - 2 - 0 ergibt laut Auswertetabelle für die coliformen Keime die MPN - Zahl 930/100 ml (95% Konfidenz-Intervall: 150 - 3800). Fluoreszenz war in der Röhrenkombination 2 - 1 - 0 nachweisbar, d.h. die wahrscheinlichste Zahl für *E. coli* in der Probe lag bei 150/100 ml MPN (95 % Konfidenz - Intervall: 30 - 440).

Wenn bei einem Ansatz von 5 Verdünnungsstufen die ersten Reihen positiv waren, wurden die Röhren der letzten drei Verdünnungsstufen zur Auswertung herangezogen. Die der Röhrenkombination entsprechende MPN - Zahl in der Tabelle wurde dann mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert.

Die Angabe erfolgte in Anzahl/100 ml MPN.

### 2.8.5.3 Fäkalstreptokokken

Der Nachweis der Fäkalstreptokokken erfolgte quantitativ nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität der Badegewässer“ (siehe Kapitel 6).

10 ml der Probe wurden mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulosenitratmembranfilter (Porenweite 0,45 µm, Durchmesser 50 mm) abfiltriert. Der Membranfilter wurde (mit der Unterseite nach unten) luftblasenfrei auf Kanamycin-Aesculin-Azid-Agar (KAA - Agar, Fa. Oxoid) gelegt und für  $24 \pm 4$  Stunden bei  $36 \pm 1$  °C bebrütet. Zudem wurde 4-mal je 1 ml der Verdünnungen auf Kanamycin-Aesculin-Azid-Agar ausgespatelt und ebenso für  $24 \pm 4$  Stunden bei  $36 \pm 1$  °C bebrütet. Zur Auszählung wurden nach Möglichkeit Platten herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene (dunkle) Kolonien aufwiesen. Von morphologisch typischen Kolonien jeder zur Auswertung herangezogenen Agarplatte wurden zur Bestätigung stichprobenartig Subkulturen auf Blutagar angelegt. Bei typischem Wachstum wurde eine Gram-Färbung angefertigt. Schwarzbraune Kolonien mit schwarzem Hof wurden als Fäkalstreptokokken im Sinne der EG-Richtlinie 76/160 EWG gewertet. Die Angabe erfolgte in KBE/100 ml.

#### **2.8.5.4 Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien)**

Der Nachweis erfolgte quantitativ gemäß Mineral- und Tafelwasser-Verordnung vom 1.8.1984.

Teile der Probe wurden in einen sterilen Erlenmeyerkolben überführt und für 15 Minuten im temperierten Wasserbad bei  $75^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$  pasteurisiert. Die pasteurisierte Probe wurde danach sofort unter fließendem kaltem Wasser auf Raumtemperatur abgekühlt. 100 ml sowie 10 ml der so vorbehandelten Probe wurden unter sterilen Bedingungen mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulosenitratmembranfilter (Porenweite 0,2 µm, Durchmesser 50 mm) abfiltriert. Der Membranfilter wurde (mit der Unterseite nach unten) auf den vorbereiteten Tryptose-Sulfit-Cycloserin-Agar (TSC-Agar, Fa. Merck) luftblasenfrei aufgelegt. Zudem wurde je 1 ml der Verdünnungen auf TSC-Agar ausgespatelt. Die Inkubation erfolgte im Anaerobiertopf bei  $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$  für  $44 \pm 4$  Stunden. Schwarze Kolonien wurden als Clostridien im Sinne dieser Untersuchung gewertet. Zur Auswertung wurden nach Möglichkeit die Membranfilter herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene Kolonien aufwiesen. Die Angabe erfolgte in KBE/100 ml.

#### **2.8.5.5 Salmonella spp.**

Der Nachweis erfolgte qualitativ in Anlehnung an die ISO 6579 „General guidance on methods for the detection of Salmonella“ vom 1.9.1993 mit der Flüssigkeitsanreicherung („presence/absence“-Test).

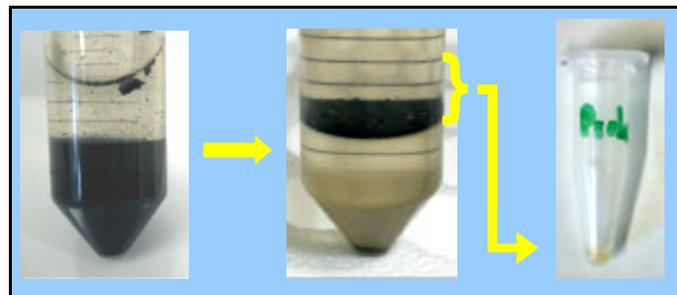
Aufgrund der relativ hohen Kontamination der meisten Proben wurde auf eine unselektive Voranreicherung mit Peptonwasser verzichtet. 500 ml bzw. 100 ml (je nach Kontamination) der Probe wurden mittels Membranfiltrationsgerät über Zellulosenitratmembranfilter (Porenweite 0,45 µm, Durchmesser 50 mm) abfiltriert, gegebenenfalls in mehreren Portionen über mehrere Filter. Der oder die

Membranfilter wurde(n) in 100 ml Rappaport-Vassiliadis-Bouillon (Fa. Merck) gegeben und für  $44 \pm 4$  Stunden bei  $36 \pm 1$  °C bebrütet. Bei Trübung der Bouillon wurde ein fraktionierter Ausstrich auf Hektoen-Agar (Fa. Merck) angelegt und die Platte im Brutschrank bei  $36 \pm 1$  °C für  $20 \pm 4$  Stunden bebrütet. Verdächtige, schwarzgefärbte Kolonien wurden mit einem polyvalenten Salmonella-Antiserum (Fa. Dade Behring) überprüft. Bei Agglutination wurde die Probe als positiv bewertet.

Die Angabe erfolgte als „nachweisbar in (untersuchtes Volumen)“.

### 2.8.6 Parasitologische Parameter

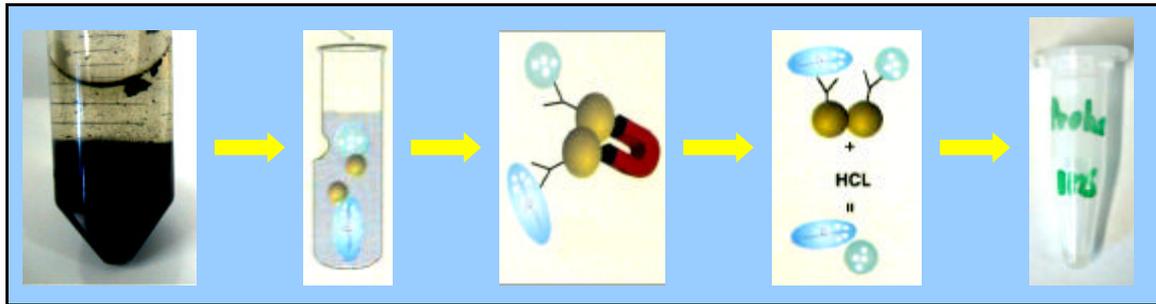
Die Filter wurden am Morgen nach der Probenahme im Labor weiterverarbeitet. Dazu wurde die Filterpatrone aufgeschnitten und der grobe Wickelfaden vom Filtervlies getrennt und verworfen. Das Filtervlies wurde zerzupft und in 0,1% TWEEN 80-Lösung zweimal ausgewaschen. Das vereinigte Eluat wurde anschließend in mehreren Schritten bei 1500g zentrifugiert und das Sediment in 50ml 0,1% TWEEN 80 eingengt. Nach Abnehmen einer Rückstellprobe wurde das Sediment mittels Saccharose-Flotation (Dichte = 1,18) in der Zentrifuge bei 1000g von den Cysten / Oocysten getrennt. Nach Auswaschen der Saccharose bei 1500g ergab sich ein Restsediment von 70 - 150 µl. Dieses wurde in Eppendorf-Tubes überführt und dort mit monoklonalen Antikörpern und Fluoreszenzfarbstoff behandelt, um die Parasitendauerstadien zu markieren. Anschließend wurde das Sediment auf mehrere Objektträger verteilt ausgestrichen, bei 37°C 30 Minuten getrocknet und mit DABCO-Eindeckmedium eingedeckt.



**Abbildung 11: Probenaufbereitung mit Dichteflotation**

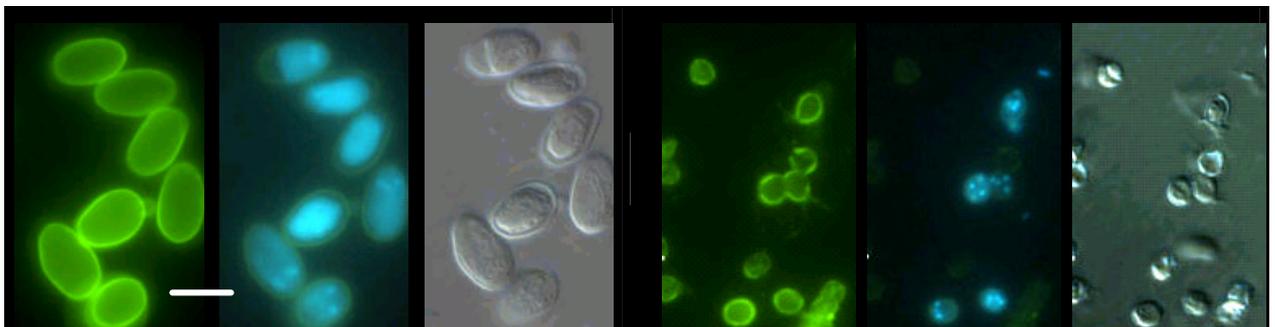
Die Eluate aus den Beprobungen der Gewässersedimente wurden, ebenso wie die Proben aus den automatischen "Bühler-Probennehmern" nicht mittels Dichteflotation aufgereinigt, sondern mittels immunmagnetischer Separation. Bei diesem Verfahren wird die eingengte Probe mit paramagnetischen Partikeln vermischt, deren Oberfläche mit Antikörpern gegen die beiden Parasitendauerformen beschichtet ist. Diese werden mit einem Magneten aus der Suspension an die Gefäßwand gezogen und so von Schmutzpartikeln in der Suspension getrennt. Anschließend werden die Parasitendauerformen

Seite 48 Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Regenentlastungen  
mit HCl wieder von den Magnet-Partikeln gelöst, gewaschen und ebenfalls der Immunfluoreszenz-  
Färbung wie oben beschrieben zugeführt.



**Abbildung 12: Probenaufbereitung mit Immunmagnetischer Separation**

Die Präparate wurden im Auflichtfluoreszenzmikroskop bei 400-facher Vergrößerung mit Ölimmer-  
sion durchgemustert. Die Kontrolle eventueller Cysten- oder Oocystenfunde erfolgte bei 1000-facher  
Vergrößerung bei Auflichtfluoreszenz und im Phasenkontrast-Durchlicht. Die Methode erreicht eine  
Wiederfindungsrate von 20 Prozent. Unter Berücksichtigung dieser Wiederfindungsrate und der un-  
tersuchten Volumina liegt die Nachweisgrenze des Verfahrens bei etwa vier Cysten / Oocysten pro  
100 Liter Wasser. Die Ergebnisse im Kapitel 3 sind ohne Einbeziehung der Wiederfindung angege-  
ben. Die dazugehörige Nachweisgrenze beträgt 0,4 Cysten / Oocysten pro 100 Liter.



**Foto 1: Darstellung von Giardia lamblia und Cryptosporidium sp. im Mikroskop**

Im linken Block *Giardia*, rechts *Cryptosporidium*; jeweils von links nach rechts:

FITC-Färbung der (Oo-)Cysten-Hüllen, DAPI-Färbung der DNA, Phasenkontrastbild der Innenstrukturen

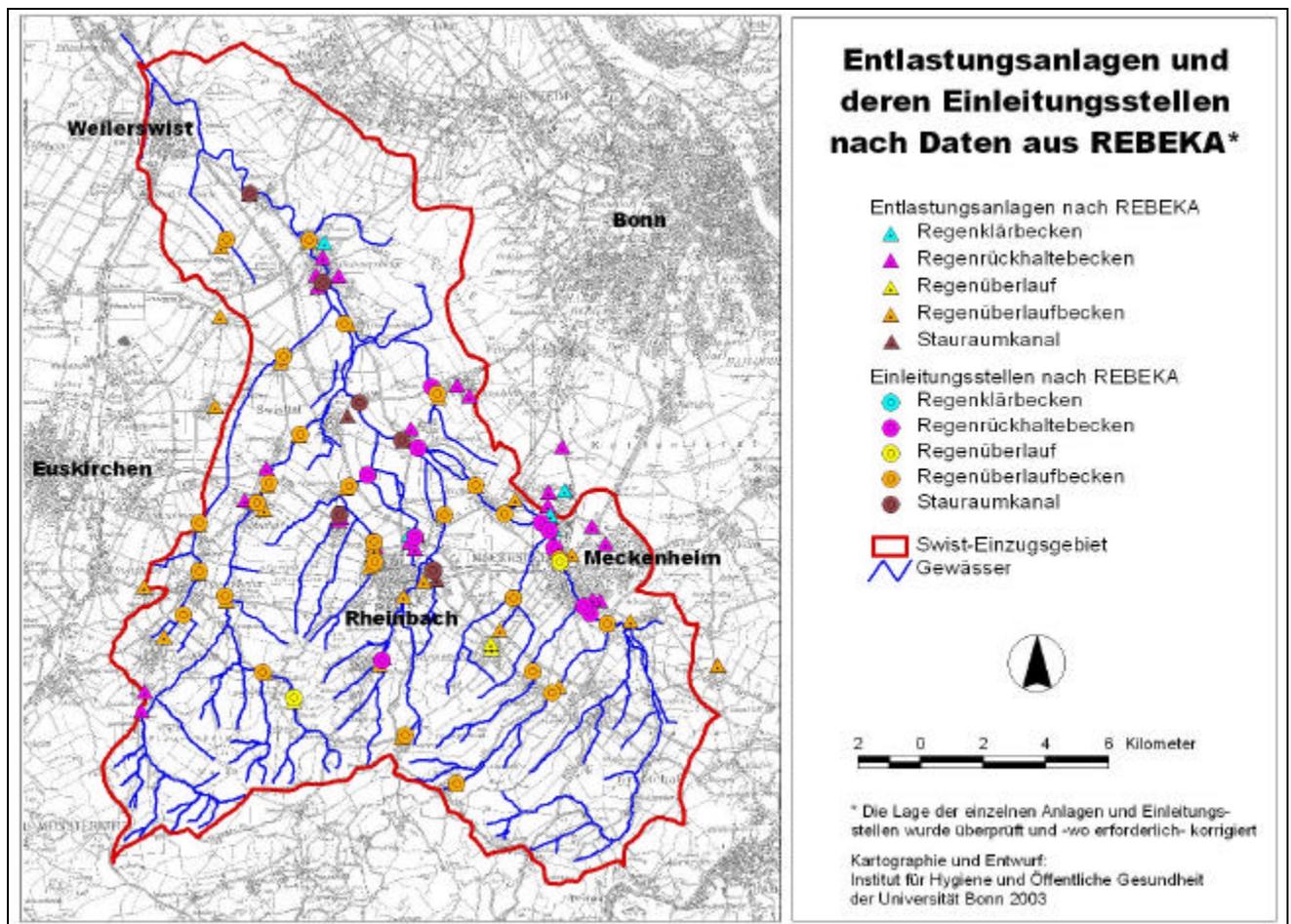
Bei Proben aus den Regenentlastungen ergab sich das Problem hoher Sedimentfrachten, welche die  
Filterpatrone sehr schnell beluden. Daraus ergab sich die Notwendigkeit, bei sehr schnellem Absin-  
ken des Durchflusses bis zum völligen Zuschlagen des Filters zu pumpen, um ein möglichst aussage-  
fähiges Probevolumen zu erhalten. Außerdem wurde durch das Sedimentmaterial die Reinigung der  
Probe und das Herstellen auswertbarer mikroskopischer Präparate erschwert. Es wurde angestrebt,  
von jeder Probe einen Anteil zwischen 30 und 50 Prozent zu untersuchen, um extrapolationsbedingte  
Fehler zu minimieren.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Vorhandene potenzielle Kontaminationen im Einzugsgebiet

##### 3.1.1 Regenbecken und sonstige Sonderbauwerke laut REBEKA und den Abwasserbeseitigungskonzepten (ABK)

REBEKA, das Regenbeckenkataster des Landes Nordrhein-Westfalen, ist ein digitales Kataster und wird von den Staatlichen Umweltämtern (StUÄ) als nachgeordneten Behörden des Landesumweltamtes (LUA) gepflegt und aktualisiert. Ein Abgleich der Daten sowie eine Überprüfung der Eingaben erfolgt beim LUA.



**Karte 8: Entlastungsanlagen laut REBEKA**

Zu Beginn des Projektes wurden aus der Datenbank alle Einträge für das nordrhein-westfälische Einzugsgebiet der Swist ausgelesen und dienten als Grundlage einer ersten Orientierung. Die Tabelle umfasste 70 Einträge (Stand: Juli 2001). Im Laufe des Projektes wurde dieses Datenblatt ergänzt, aktualisiert und im Abgleich mit anderen Informationen gegebenenfalls korrigiert (siehe Kap. 3.1.6), so

dass zum Abschluss des Projekts 91 Einträge enthalten sind. Hiervon liegen 88 Anlagen im nordrhein-westfälischen Einzugsgebiet der Swist (zwei entwässern zum Arzdorfer Bach, eine zur Erft).

**Tabelle 4: Regenbecken im nordrhein-westfälischen Swisteinzugsgebiet laut überarbeitetem REBEKA**

Bauwerk	Gesamt im NRW-Einzugsgebiet	Davon direkt in kartierte Bäche einleitend	Sürst-/Jungbach	Swist
Bodenfilterbecken (BFB)	1	0	0	0
Regenklärbecken (RKB)	11	1	0	1
Regenrückhaltebecken (RRB)	32	8	0	8
Regenüberlauf (RÜ)	4	2	1	1
Regenüberlaufbecken (RÜB)	33	11	5	6
Stauraumkanal (KSR, SRK)	7	4	0	4
Gesamt:	88	26	6	20

Aus Tab. 4 geht hervor, dass 26 der 88 Anlagen unmittelbar in den Sürst-/Jungbach bzw. die Swist einleiten. Dies ist genau die Hälfte aller Anlagen (52), die gesichert unmittelbar in Gewässer entlasten (vgl. Tab. 5). Darüber hinaus gibt es zahlreiche Anlagen, die diesen 26 Anlagen vorgeschaltet sind, sei es direkt (z.B. RKB vor RRB) oder über das Kanalnetz. Diese sind für die Fragestellung jedoch von nachgeordneter Bedeutung, so dass eine weitergehende Aufschlüsselung unterbleibt.

**Tabelle 5: Art der Weiterleitung des abgeschlagenen Wassers (?= unklar, da in keinem ABK enthalten)**

Bauwerk	Gewässer	Gewässer?	Kanalisation	Keine Angabe	Gesamt
Bodenfilterbecken	0	0	0	1	1
Regenklärbecken	3	0	1	7	11
Regenrückhaltebecken	14	2	14	2	32
Regenüberlauf	2	0	0	2	4
Regenüberlaufbecken	28	1	0	4	33
Stauraumkanal	5	2	0	0	7
Gesamt:	52	5	15	16	88

Von besonderer Bedeutung für das Projekt war nicht allein die Lage der Regentlastungsanlagen, sondern auch die Beschreibung der genauen Lage der Einleitungsstelle, die teilweise in erheblichem Maße von der Lage der Anlage abweicht. Die Einleitungsstellen sind vielfach in REBEKA erfasst, jedoch meist über die Gewässerstationierung. Unter Zuhilfenahme der Verortung der Gewässerstationierungspunkte konnten Hoch- und Rechtskoordinaten ermittelt und wiederum mit den Ergebnissen der Feldbegehung (vgl. Kap. 3.1.4) abgeglichen werden (siehe Karte 8).

Abwasserbeseitigungskonzepte umfassen alle für die ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung erforderlichen Anlagen und geplanten Maßnahmen und werden von den Gemeinden in deren Zuständigkeit aufgestellt bzw. von den Wasserverbänden für Sonderbauwerke im Einzugsgebiet der Kläranlagen, sofern sie vom Wasserverband betrieben werden. Die Abwasserbeseitigungskonzepte werden im 5-

Jahres-Rhythmus aktualisiert und beziehen sich für den Projektzeitraum vornehmlich auf das Jahr 1998. Im Swisteinzugsgebiet tritt insofern eine Besonderheit auf, als die Swistanrainergemeindeteile der Verbandsgemeinden Grafschaft und Altenahr in Rheinland-Pfalz liegen, jedoch an die Gruppenkläranlage Flerzheim angeschlossen sind (vgl. Tab. 6 und Karte 7, Kap. 2.4, A-red-Flächen).

Folgende Abwasserbeseitigungskonzepte erfassen jeweils vollständig oder zumindest mit einem Teil ihrer Anlagen das Swisteinzugsgebiet:

**Tabelle 6: Abwasserbeseitigungskonzepte im Einzugsgebiet der Swist**

Gemeinde	Kläranlage	Konzept-Nr.	Besonderheiten
Weilerswist	KA Weilerswist	7.02	Ein Großteil des Gebietes entwässert zur Erft (2 Anlagen im Swisteinzugsgebiet)
Euskirchen	GKW Kessenich	7.03	Einzig die in Stein- und Schießbach einleitenden Anlagen relevant (8 Anlagen des „Ostsammlers“)
Rheinbach	KA Rheinbach KA Loch KA Hilberath GKW Flerzheim	8.04.1	Hier nicht aufgeführt sind Anlagen in Zuständigkeit der Stadt Rheinbach (z. T. Trennkanalisation)
		8.04.2	
Meckenheim	GKW Flerzheim	8.04.2	Alle Anlagen werden vom Erftverband betrieben
Swisttal	KA Heimerzheim KA Miel	8.03	Hier nicht aufgeführt sind Anlagen in Zuständigkeit der Gemeinde Swisttal (z.T. Trennkanalisation)
Wachtberg	GKW Flerzheim KA Fritzdorf	8.04.2 Abw	Ein Bauwerk (RÜB Adendorf) entwässert in die Swist, RRB Fritzdorf bereits in den Arzdorfer Bach
VG Grafschaft (Rheinland-Pfalz)	GKW Flerzheim	02.	Die Swistanrainerorte entwässern komplett zum GKW Flerzheim, doch die Sonderbauwerke unterliegen der Verbandsgemeinde
VG Altenahr (Rheinland-Pfalz)	GKW Flerzheim	13.	Die Gemeinde Kalenborn ist an das GKW Flerzheim angeschlossen, doch die Sonderbauwerke unterliegen der Verbandsgemeinde

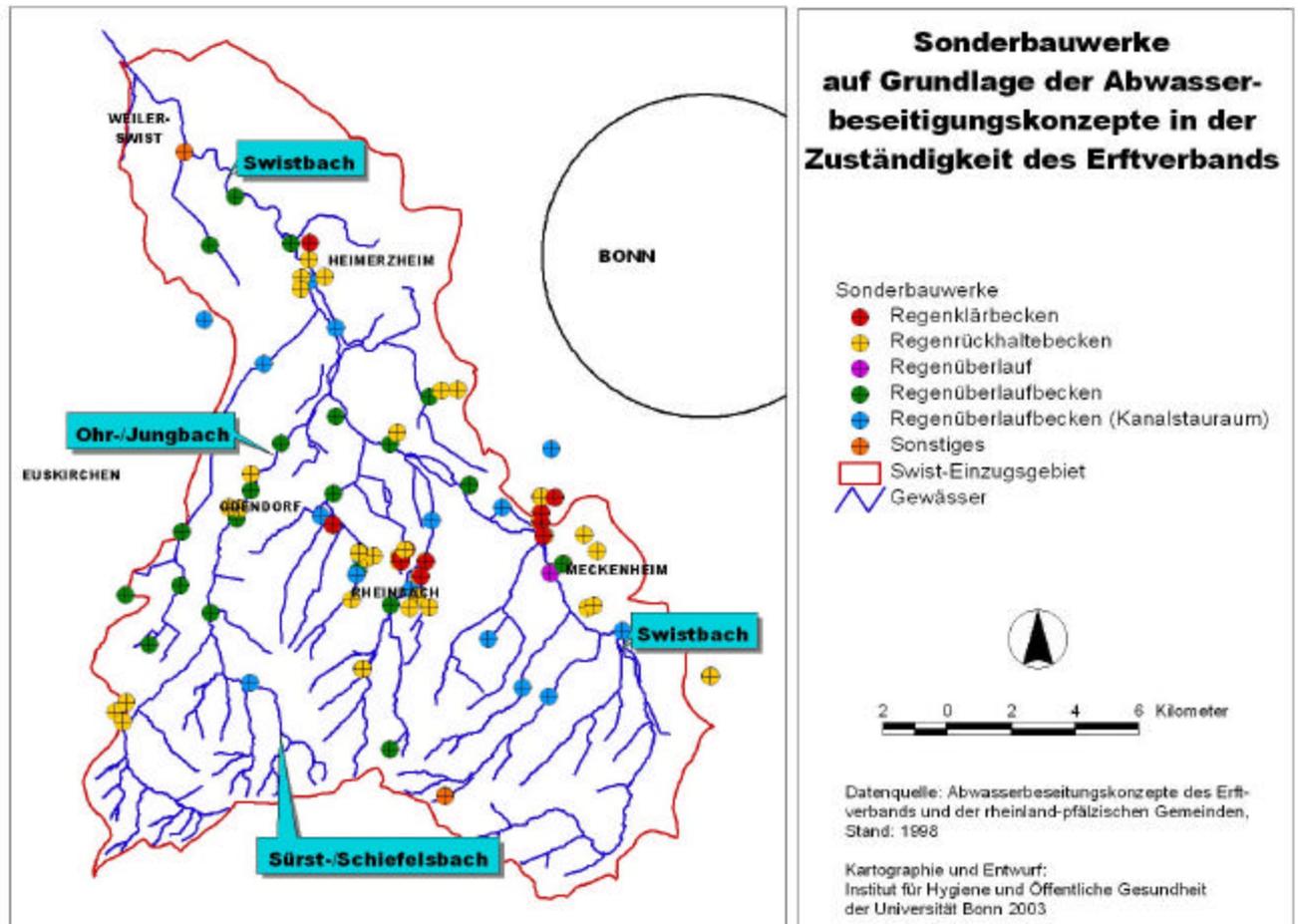
Aus den Abwasserbeseitigungskonzepten des Erftverbandes sowie der im Verbandsgebiet liegenden Kommunen (auf Nordrhein-Westfalen beschränkt) wurden alle vorhandenen und bis 2003 zu errichtenden Anlagen zusammengestellt und deren Lage aus den beiliegenden Karten in das GIS überführt.

**Tabelle 7: Beim Erftverband erfasste Anlagen aus den Abwasserbeseitigungskonzepten, differenziert nach Zuständigkeiten (bezogen auf das Jahr 1998)**

Zuständigkeit	RKB	RRB	RUE	RUEB	RUEB (KSR)	Sonstiges	Gesamt
Erftverband	8	13	1	19	13	2	56
Gemeinde Swisttal	0	10	0	0	3	0	13
Gemeinde Wachtberg	0	1	0	1	0	0	2
Stadt Euskirchen	0	3	0	5	0	0	8
Stadt Rheinbach	5	13	0	0	0	0	18
	13	40	1	25	16	2	97

Wie aus Tab. 7 hervorgeht, befanden sich im Jahre 1998 56 der 97 verzeichneten Anlagen (57,7 %) in der Zuständigkeit des Erftverbandes. Mit Ablauf des Jahres 1999 ist diese Zahl noch erhöht worden durch die Übernahme des Betriebs größerer Anlagen (insbesondere Regenüberlaufbecken). In Verbindung mit Karte 9 fällt die räumliche Konzentration von Regenrückhaltebecken in den Orten

Seite 52 Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Regentlastungen Rheinbach, Heimerzheim (jeweils von der Kommune betrieben) und Meckenheim (vom Erftverband betrieben) auf. Dies ist auf Neubaumaßnahmen von Gewerbe- und Wohngebieten zurückzuführen, die über eine Trennkanalisation verfügen (vgl. Kap. 2.2 und 2.4). Unter der Rubrik Sonstiges verbergen sich ein Pumpwerk sowie ein Bodenfilterbecken.



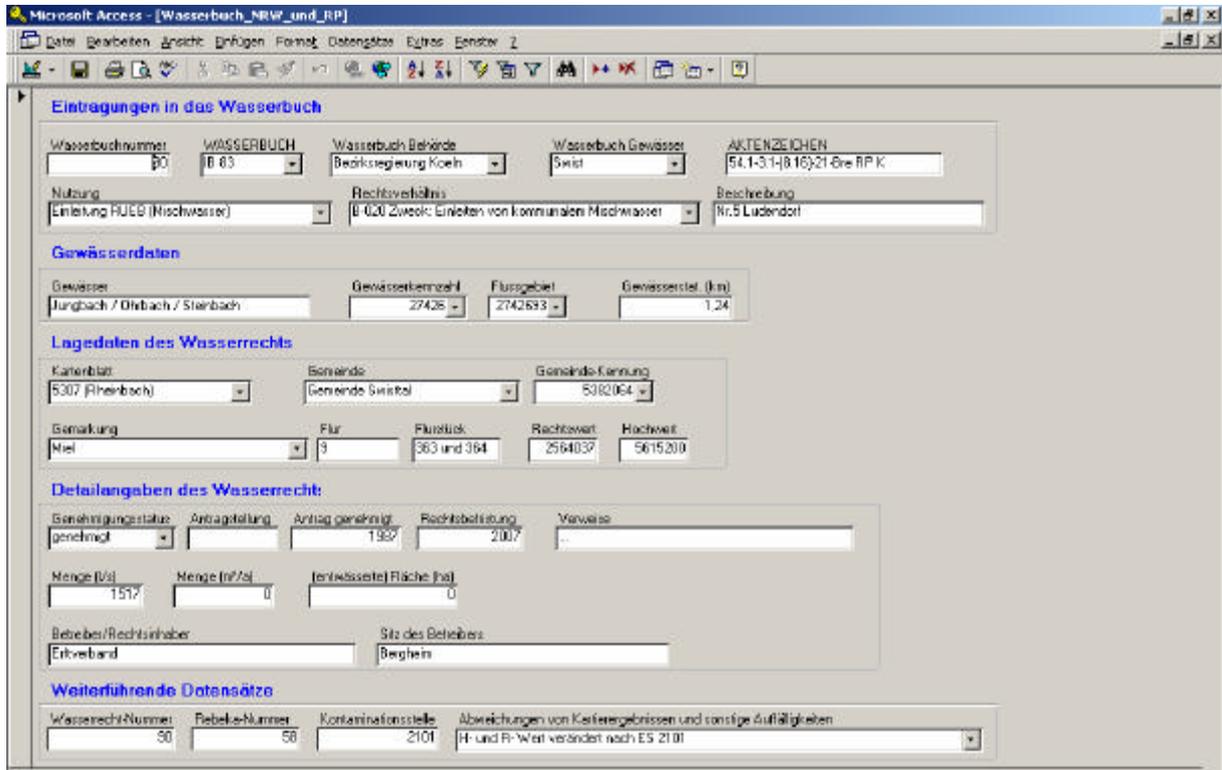
**Karte 9: Sonderbauwerke laut Abwasserbeseitigungskonzepten in der Zuständigkeit des Erftverbands**

Aus den Abwasserbeseitigungskonzepten war leider nicht ersichtlich, ob die Regentlastungsanlagen direkt in einen Vorfluter abschlagen. Im Falle von Unklarheiten ließ sich diese Frage jedoch schnell beim Erftverband klären, und die Ergebnisse wurden direkt in das REBEKA-Datenblatt eingetragen.

### 3.1.2 Verzeichnete Wasserrechte laut Wasserbüchern

Um einen Eindruck über die wasserrechtlich erlaubte bzw. eingetragene Nutzung von Gewässern, in diesem Falle innerhalb des Swist-Einzugsgebietes, zu erhalten, wurden alle bei der höheren Wasserbehörde verzeichneten oberflächenwassergebundenen Wasserrechte, die im Wasserbuch abgelegt sind, zusammengetragen. Dies betrifft das Wasserbuch der Struktur- und Genehmigungsdirektion

Nord des Landes Rheinland-Pfalz in Koblenz sowie der Bezirksregierung Köln. Zu Beginn des Jahres 2002 (Stand der Daten) standen diese noch nicht digital abrufbar zur Verfügung und mussten somit zunächst manuell in die Datenbank eingegeben werden. Zur Orientierung diente - in Abstimmung mit dem Arbeitskreis - zur besseren späteren Einpflegung der Daten die Nomenklatur der neu eingeführten Datenbank „Wasserbuch NRW“ des Landes Nordrhein-Westfalen (vgl. Abb. 13).



**Abbildung 13: Eingabemaske für die verfügbaren / verzeichneten Wasserbucheinträge**

Des weiteren wurde uns eine digitale Datenbankabfrage des Erftverbandes zur Verfügung gestellt, in der Wasserrechte verzeichnet sind, zu denen der Erftverband Stellung nehmen musste bzw. die den Erftverband unmittelbar betreffen (Tabelle 9).

Die Wasserbuch-Kartei sowie die verzeichneten Wasserrechte des Erftverbandes wurden in einer neuen Datenbanktabelle abgelegt (Tabelle 8). Differenziert nach Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz ergibt sich folgendes Bild:

**Tabelle 8: Verzeichnete Wasserbucheinträge aufgeschlüsselt für Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz**

Nutzungskategorie	Nordrhein-Westfalen	Rheinland-Pfalz	Gesamt
Einleitungen	155	17	172
Entnahmen	40	4	44
Stauanlagen	14	0	14
Gesamt:	209	21	230

Deutlich erkennbar ist die Dominanz der Einleitungen, wohingegen Stauanlagen kaum ins Gewicht fallen (vgl. Tab. 8). Die Einleitungen in Rheinland-Pfalz entfallen in der Gänze auf Regen- und Mischwasser. Die Anzahl verzeichneter Wasserrechte entspricht jedoch nicht automatisch der Zahl bestehender Nutzungen, da teilweise Sammelrechte vergeben werden. Als Beispiel sei hier ein Wasserrecht auf rheinland-pfälzischer Seite genannt, welches 15 Einleitungen der Dach- und Flächenentwässerung beinhaltet. Eine detailliertere Übersicht der Nutzungen sowie eine Zuordnung zu den untersuchten Teileinzugsgebieten erfolgt in nachstehender Tabelle.

**Tabelle 9: Verzeichnete Wasserrechte im gesamten Einzugsgebiet (siehe Wasserbuch\_NRW\_und\_RP) \***

Nutzungsart	Swist	Sürst-/ Jungbach	Sonstige Gewässer	Gesamt- summe
Einleitung Dach- und Flächenentwässerung	5	0	12	17
Einleitung Fischteich	3	1	2	6
Einleitung Gewässer	3	1	4	8
Einleitung Gewerbe / Industrie	4	1	5	10
Einleitung Kläranlage	7	1	8	16
Einleitung RRB (Regenwasser behandelt)	2	0	14	16
Einleitung RÜ-Mischwasser	4	2	3	9
Einleitung RÜB (Mischwasser)	13	6	20	39
Einleitung Straßenentwässerung	20	1	19	40
Einleitung Sumpfungswasser	0	0	2	2
Einleitung unbehandeltes Regenwasser	4	0	3	7
Entnahme Biotopspeisung	2	0	1	3
Entnahme Fischteich	1	1	2	4
Entnahme Gewässerbenutzung	2	0	4	6
Entnahme Gewerbe / Industrie	9	1	4	14
Entnahme landwirtschaftliche Beregnung	11	1	5	17
Stau mit beweglichem Wehr	3	0	4	7
Stau mit fester Wehrschwelle	1	2	4	7
Stau mit Mühlenbauwerk	0	0	2	2
Gesamt:	94	18	118	230

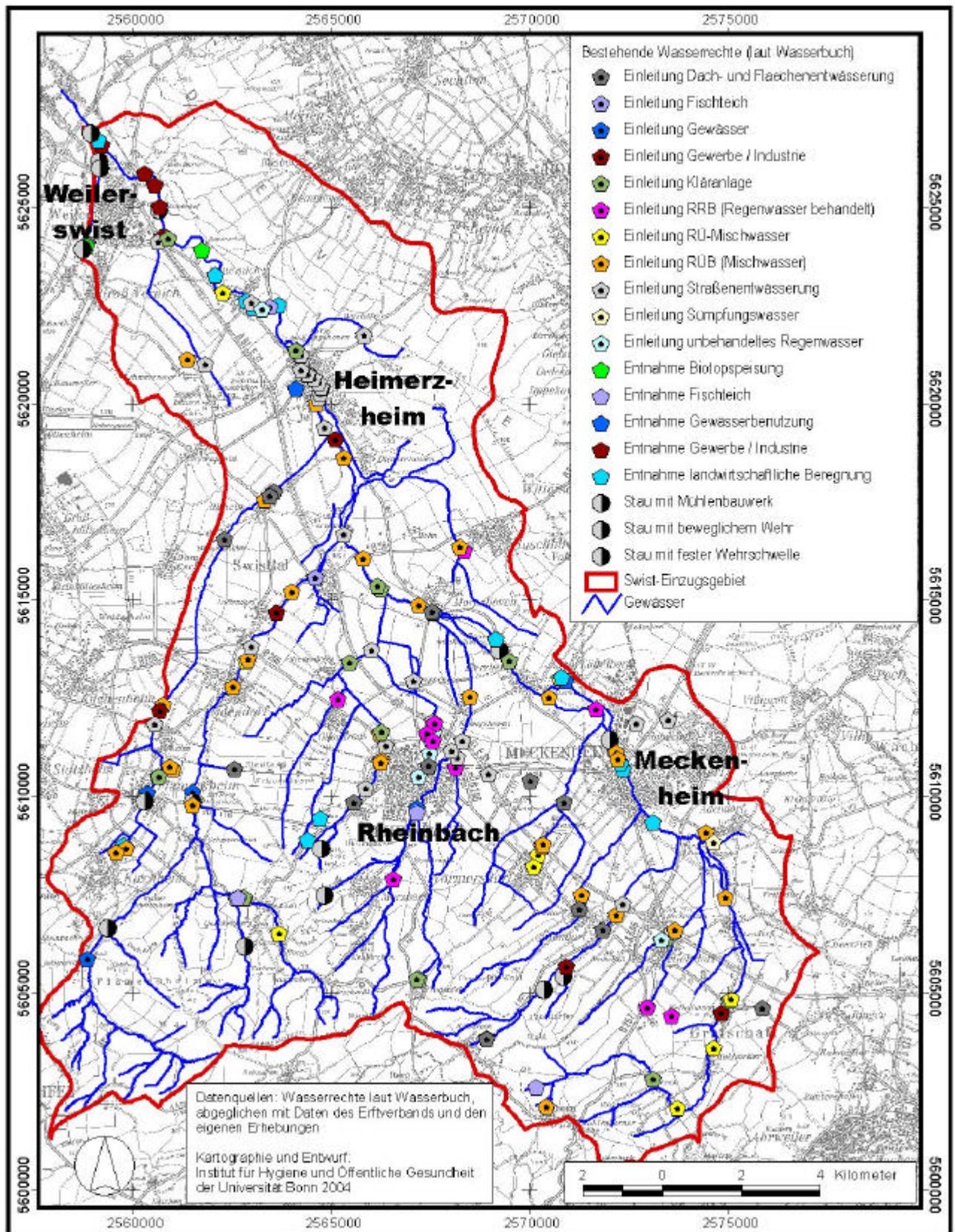
\* In der Datenbank sind 235 Wasserrechte verzeichnet, wovon jedoch vier auf die Erft entfallen und eines keinem Gewässer zugeordnet werden konnte.

Aus Tab. 9 geht hervor, dass knapp die Hälfte der Wasserrechte (112) unmittelbar an den kartierten Gewässerabschnitten verortet sind, wohingegen 118 Wasserrechte im weiteren Einzugsgebiet bestehen. Korrigiert um abgelaufene, vorangefragte und gelöschte Wasserrechte vermindert sich diese Zahl in den kartierten Gewässerabschnitten auf 77 gegenüber 97 im Jahr 2001 genehmigten Wasserrechten im weiteren Einzugsgebiet (siehe Tab. 10). Da jedoch auch die nicht genehmigten Wasserrechte durchaus weiterhin wasserwirtschaftlich wirksam sein können bzw. zum Teil eine Neugenehmigung absehbar war, werden nachfolgend für die Analyse alle erfassten Wasserrechte betrachtet.

**Tabelle 10: Genehmigungsstatus der verzeichneten Wasserrechte (Stand: 31.12.2001)**

<b>Gewässer</b>	<b>abgelaufen</b>	<b>gelöscht</b>	<b>genehmigt</b>	<b>vorangefragt</b>	<b>Gesamt</b>
Sürst-/Jungbach	0	2	16	0	18
Swist	9	18	61	5	94
Sonstige Gewässer	8	13	97	1	118
Gesamt:	17	33	174	6	230

Während der Datenrecherche wurde seitens der höheren Wasserbehörden stets betont, dass die Listen verzeichneter Wasserrechte (Wasserbücher) und erst recht die genaue Verortung derselben in Gauss-Krüger-Koordinaten einzig für jene Wasserrechte Anspruch auf Vollständigkeit hat, die von der Bezirksregierung Köln bzw. der SGD Nord erteilt worden sei. Da die unteren Wasserbehörden zum Teil über keine umfassende Übersicht verfügen und deshalb auf die höhere Wasserbehörde verwiesen, fehlen in der Übersicht mit hoher Wahrscheinlichkeit einige Wasserrechte, die jedoch von geringerer Bedeutung sein dürften.



Karte 10: Wasserrechte laut Wasserbuch im Einzugsgebiet der Swist

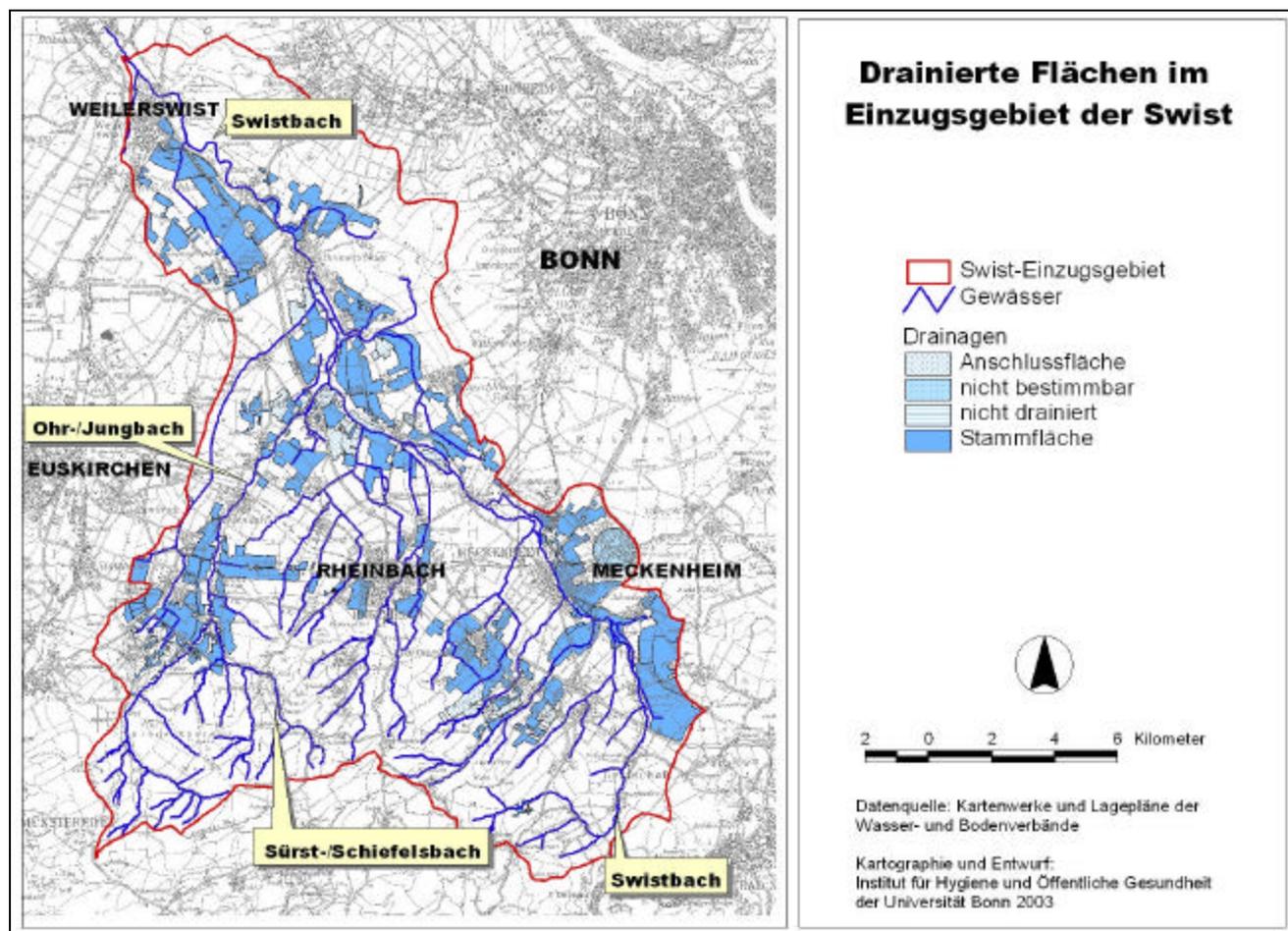
Die Karte demonstriert anschaulich die Dominanz der eingetragenen Einleitungen aus der Misch- und Trennkanalisation. Nachgeordnet sind Einleitungen aus der Dach- und Flächenentwässerung sowie

Entnahmen zur landwirtschaftlichen Beregnung oder gewerblichen Nutzung. Weitere Nutzungskategorien fallen kaum ins Gewicht (vgl. Tab. 9).

### 3.1.3 Belastungen der Gewässer durch Drainagen

Wie die Recherchen bei den unteren Wasserbehörden des Rhein-Sieg-Kreises und des Kreises Euskirchen ergaben, sind nicht unerhebliche Teile des Swisteinzugsgebietes im Verlauf der vergangenen zwei Jahrhunderte drainiert worden und unterstanden somit der Zuständigkeit unzähliger Drän- bzw. Wasser- und Bodenverbände. Die im GIS erfassten drainierten bzw. durch einen (ehemaligen) Wasser- und Bodenverein bewirtschafteten Flächen im Einzugsgebiet der Swist erstrecken sich über mindestens 54,27 km<sup>2</sup>; dies entspricht 18,8 % des gesamten Einzugsgebiets (vgl. Karte 11). Unterschieden sind zunächst drainierte Stammflächen, später hinzugewonnene Anschlussflächen und solche Flächen, die ausdrücklich als „nicht drainiert“ ausgewiesen wurden. Allerdings sind diese Daten aus heutiger Sicht mit großer Vorsicht zu betrachten, da:

- die Karten und Drainagepläne nur in den seltensten Fällen Veränderungen der letzten 30 Jahre abbilden,
- ein erheblicher Teil des rheinland-pfälzischen Einzugsgebietes drainiert ist (vgl. Karte 11, Flächen bei Eckendorf), uns jedoch die Einsicht in die Lagepläne verwehrt wurde,
- nur ursprünglich landwirtschaftlich genutzte Flächen erfasst sind,
- die Waldflächen der Eifel und Vile zwar nicht drainiert, jedoch von zahllosen Entwässerungsgräben durchzogen sind, die vermutlich erheblich zum Abflussgeschehen beitragen,
- viele Drainagen erheblich älter als 40 Jahre sind und somit deren Wirksamkeit in Gesprächen selbst von Landwirten in Frage gestellt wurde.
- in Siedlungsnähe ein Großteil der drainierten Flächen mittlerweile überbaut und damit die Wirksamkeit unterbunden ist. Dies gilt auch für Straßenneubaumaßnahmen (z.B. A 61). Im Falle von Meckenheim Merl ist die Umgestaltung derart, dass die ursprüngliche Lage nicht mehr rekonstruierbar war (vgl. Karte 11, „nicht bestimmbar“).



**Karte 11: Drainierte Flächen im Einzugsgebiet der Swist**

Um den Zustand der Drainagen dennoch beurteilen zu können, wurde die Lage der Drainagen auf die Feldkarten für die Feldbegehung übertragen. Erfasste Rohre konnten somit Drainagen zugeordnet werden (vgl. Kap. 3.1.4 und 3.1.6).

### 3.1.4 Kartierte Belastungen der Gewässer im Rahmen der Feldbegehung

Neben den diskontinuierlichen punktuellen mikrobiologischen Belastungen aus Anlagen der Mischkanalisation und kontinuierlichen Belastungen aus den Kläranlagen gibt es eine Reihe weiterer Belastungen entlang der Gewässer. Der genaue Umfang bleibt jedoch meistens ungewiss bzw. wird über die Wasserbücher teilweise erschlossen. Im Rahmen dieses Projektes wurde der Ansatz einer quantitativen Erhebung aller potenziellen Belastungsquellen der untersuchten Gewässerstränge umgesetzt. Aus diesem Grunde erfolgten im Zeitraum August 2001 bis Februar 2002 Begehungen des Gewässerkörpers der Swist und des Sürst-/Jungbaches (vgl. Karte 12). Kartiert wurden alle sichtbaren potenziellen Kontaminationsquellen im Gewässerbett bis unterhalb der Böschungsoberkante, wobei zunächst weniger die Funktion als vielmehr der Habitus der Kontamination erfasst wurde. Abb.14 zeigt

einen Ausschnitt aus der Eingabemaske in MS-Access beispielhaft für die Kontaminationsstelle 1120, ein Abschlagsbauwerk unterhalb Meckenheim.

Abbildung 14: Screenshot der Dateneingabemaske für Kontaminationsstellen

Aus Abb. 14 geht hervor, dass über die reinen Einleitungsdaten (gegebenenfalls Durchmesser, Wasserführung) hinaus auch Daten zur Gewässerstruktur und zu weiteren Belastungsfaktoren erfasst wurden. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick der kartierten und noch nicht nach deren Nutzung kategorisierten Belastungen. Unterschieden wurden:

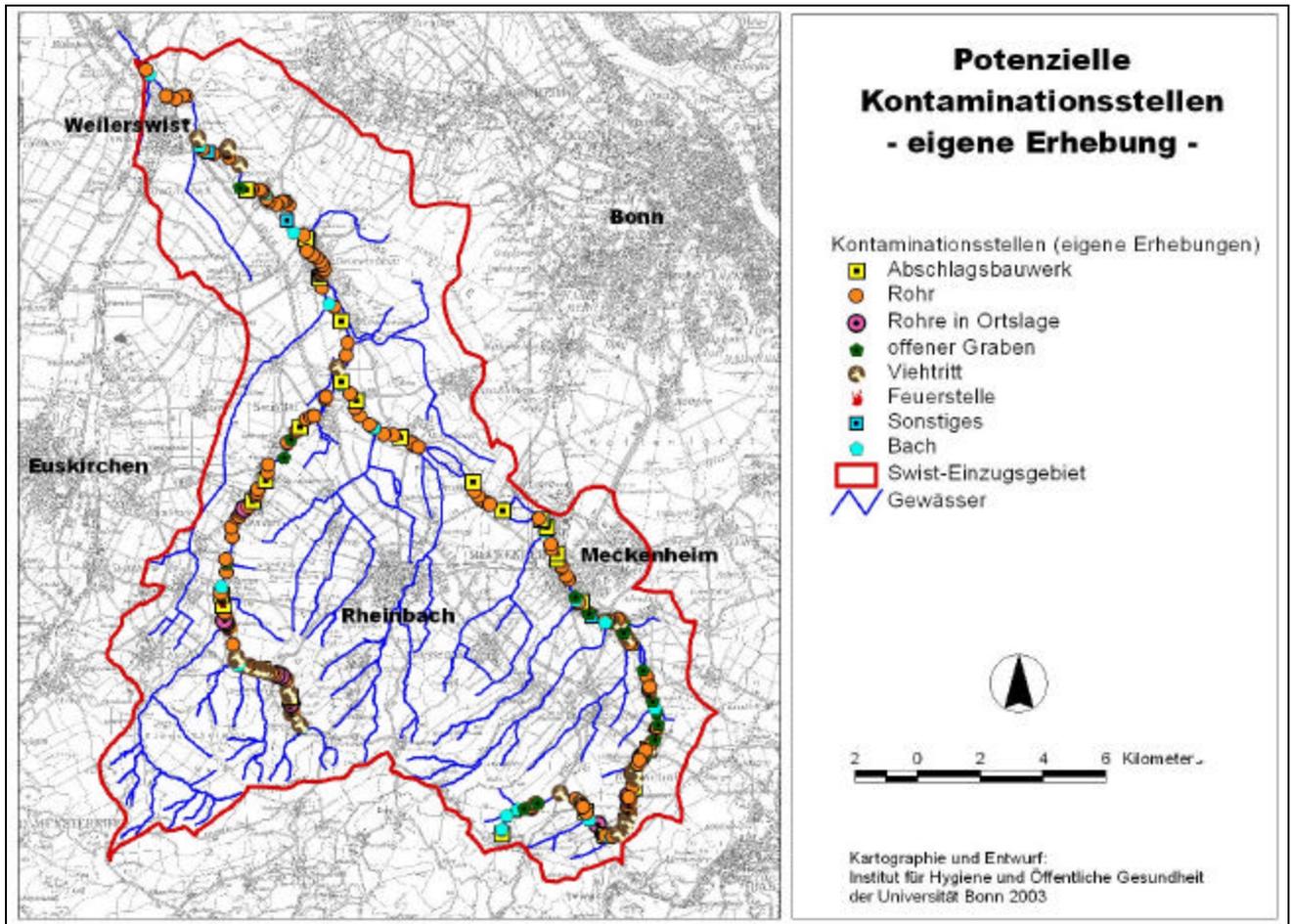
- Abschlagsbauwerke (Durchlässe und Rohrauslässe größerer Dimension, die mit großer Wahrscheinlichkeit Einleitungen aus Regenwasserentlastungen zuzuordnen sind)
- Bäche (Fließgewässer, die beim StUA verzeichnet sind)
- Feuerstellen (Hinweise auf Lagerplätze etc.)
- Offene Gräben (zumeist nicht natürliche, wegeparallele Entwässerungsgräben)

- Rohre in Ortslage (Sammelbegriff für kleinere Rohre und Durchlässe (Durchmesser < 20cm), die in den Orten insbesondere der Eifelabdachung in großer Zahl in die Böschung oder bzw. das Kastenprofil eingelassen sind und nicht räumlich aufgelöst darstellbar sind)
- Rohre (alle sonstigen Rohraustritte)
- Viehtritte (offensichtliche Tränken von Vieh oder Wild im Gewässer)
- Sonstiges (z.B. Hinweis auf Freizeitnutzung)

**Tabelle 11: Übersicht der potenziellen Kontaminationsstellen vor der Nutzungszuordnung (in Klammern: Zahl der Belastungen, ergänzt um die tatsächlich gefundenen Rohrauslässe)**

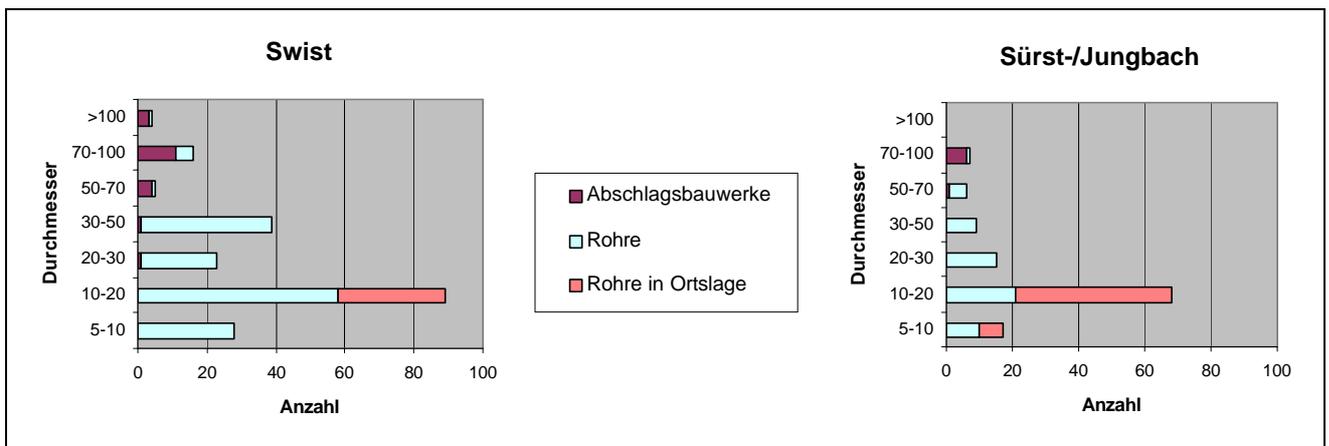
Kontaminationsart	Swist	Sürst-/Jungbach	Gesamt
Abschlagsbauwerk	20	7	27
Bach	20	5	25
Feuerstelle	2	1	3
Offener Graben	31	9	40
Rohr	153	61	214
Rohre in Ortslage (Sammelbegriff)	3 (31)	6 (54)	9 (85)
Sonstiges	5	0	5
Viehtritt	23	21	44
Gesamt:	257 (285)	110 (158)	367 (443)

Deutlich ist die Dominanz von Rohren zu erkennen (ca. 2/3 aller Belastungen), mit weitem Abstand gefolgt von Viehtritten und Gräben. Allerdings sind die Belastungen nicht homogen über das Einzugsgebiet verteilt. Bis auf wenige Ausnahmen bleiben die Viehtritte, ähnlich wie offene Gräben, auf die Oberläufe am Eifelrand beschränkt (vgl. Karte 12). Dies lässt sich mit dem hohen Anteil der gewässernahen Grünlandbewirtschaftung sowie dem Grad der Dränung von Flächen erklären.



**Karte 12: Potenzielle Kontaminationsstellen nach eigener Erhebung**

Um trotz der zunächst unspezifischen Erfassung von Rohren im weiteren Sinne später eine Zuordnung leisten zu können, wurden hier Zusatzinformationen zu Durchmesser, Wasserführung etc. erhoben. Beispielhaft sind nachfolgend die Durchmesser der Rohre und Durchlässe dargestellt.



**Abbildung 15: Durchmesser der erfassten Rohre und Durchlässe in den beiden Teileinzugsgebieten**

Die Kategorie der Rohrauslässe im weiteren Sinne umfasst 326 der insgesamt 443 Kontaminationsstellen (73,6 %). Abb. 15 verdeutlicht das starke Gewicht kleinerer Rohre zwischen 10-20 cm Durchmesser in beiden Teileinzugsgebieten. Ferner werden die Dimensionen der Abschlagsbauwerke, vornehmlich von Regentlastungsanlagen, erkennbar, die zum Teil Querprofile mit mehr als einem Meter Kantenlänge besitzen. Das Teileinzugsgebiet der Swist weist insofern eine Besonderheit auf, als die Kategorie der Rohre mit 30-50 cm Durchmesser stark vertreten ist. Dies ist auf die einheitliche Größe der Auslässe der Trennkanalisation z.B. in Flerzheim oder Heimerzheim zurückzuführen

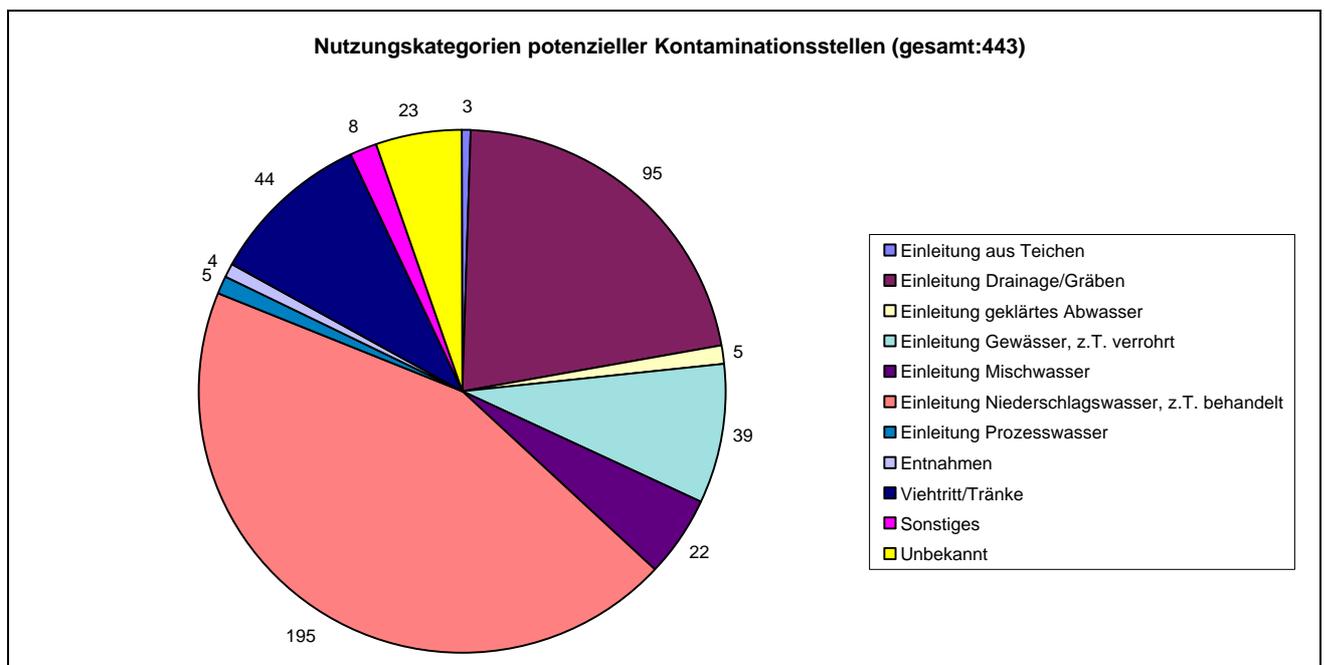
Im Anschluss an die Feldbegehung war der nächste Schritt, die Kartierungsrohdaten mit den parallel erhobenen Daten zu vorhandenen und bekannten Nutzungen abzugleichen. Ziel war die quantitative Zuweisung von Nutzungskategorien der verschiedenen Belastungen. Dies geschah in Anlehnung an die Nutzungskategorien für genehmigte Wasserrechte. Im Falle von Unstimmigkeiten konnte für den nordrhein-westfälischen Teil des Swisteinzugsgebietes meistens der Erftverband Abhilfe schaffen.

Die Feldbegehungen wurden fast ausnahmslos bei Trockenwetter durchgeführt. Aus diesem Grunde wiesen nur wenige Einleitungen überhaupt eine nennenswerte kontinuierliche Wasserführung auf (118 von 443 Stellen = 26,6 %). Wo diese beobachtet wurde und das Wasser ungetrübt war, konnte oftmals auf das Vorhandensein einer intakten Drainage geschlossen werden. Der Datenabgleich brachte ein sehr differenziertes Bild:

**Tabelle 12: Übersicht der zugewiesenen Nutzungskategorien für die kartierten potenziellen Kontaminationsquellen**

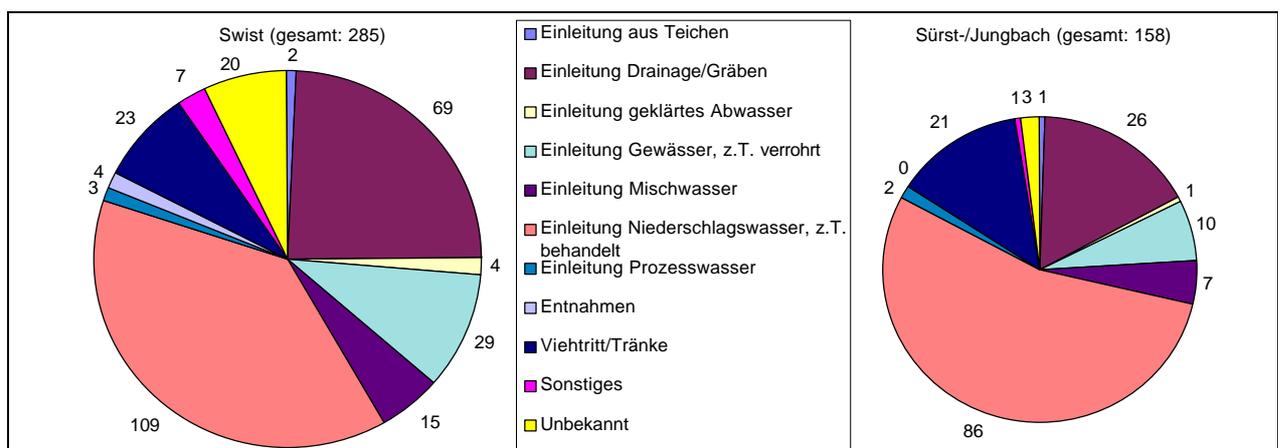
Nutzungskategorie aufgeschlüsselt	Swist	Sürst-/Jungbach	Gesamt
Bach	21	7	28
Einleitung Dach- und Flächenentwässerung	47	63	110
Einleitung Drainage	44	22	66
Einleitung Fischteich	2	1	3
Einleitung Gewässer	8	3	11
Einleitung Gewerbe / Industrie	3	2	5
Einleitung Kläranlage	3	1	4
Einleitung Kläranlage u. RÜB-Mischwasser	1	0	1
Einleitung Kleinkläranlage	1	0	1
Einleitung RRB (Regenwasser behandelt)	5	0	5
Einleitung RÜ (Mischwasser)	6	1	7
Einleitung RÜB (Mischwasser)	8	6	14
Einleitung Straßenentwässerung	53	21	74
Einleitung Sumpfungswasser	1	0	1
Einleitung unbehandeltes Regenwasser	3	2	5
Einleitung Wegeentwässerung	1	0	1
Entnahme Biotopspeisung	1	0	1
Entnahme Gewässerbenutzung	1	0	1
Entnahme Gewerbe / Industrie	1	0	1
Entnahme landwirtschaftliche Beregnung	1	0	1
Entwässerungsgraben	24	4	28
Feuerstelle	2	1	3
Fischzuchtbecken	2	0	2
Kinderspielplatz	2	0	2
unbekannt	20	3	23
Versorgungsleitung	1	0	1
Viehtritt/Tränke	23	21	44
Gesamt:	285	158	443

Im Vergleich mit Tab. 12 wird deutlich, dass ein Großteil der Rohre, insbesondere in den Ortslagen, auf die Entwässerung versiegelter Flächen, ein geringerer Teil auf Drainagen entfällt (grau hinterlegt). Trotz intensiver Recherchen ließen sich 23 potenzielle Kontaminationsstellen nicht zuordnen, dies entspricht 5,2% der Grundgesamtheit. Für eine weitere Analyse erwies sich die Aufschlüsselung der Nutzungen als unhandlich, so dass Nutzungskategorien schließlich zusammengefasst wurden.



**Abbildung 16: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen im Einzugsgebiet der Swist**

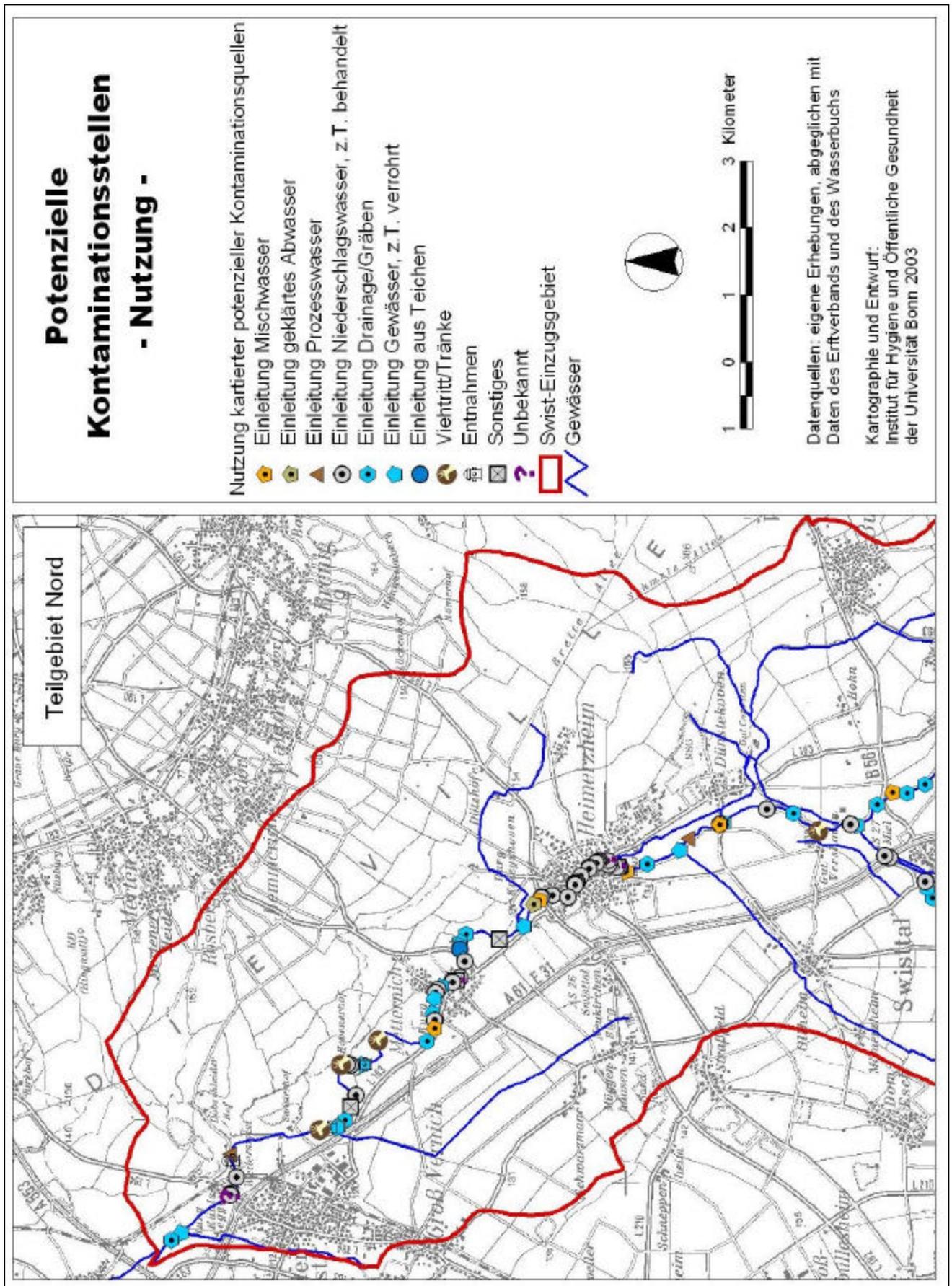
Fasst man die Nutzungskategorien zu den elf in Abb. 16 aufgeführten zusammen, so fällt in Bezug auf die reine Anzahl die Dominanz der Einleitung von, zum Teil behandeltem, Niederschlagswasser auf (42,9 %). Es folgen Einträge aus Drainagen und Entwässerungsgräben (21,5 %), durch Viehtritte (9,9 %), durch Gewässer (8,8 %) und schließlich Mischwasser (4,9 %). Allerdings offenbaren sich in den beiden untersuchten Teileinzugsgebieten größere Unterschiede (vgl. Abb. 17). Besonders augenfällig sind die unterschiedlichen Anteile bei Niederschlagswasser (Swist: 38,2 %, Sürst-/Jungbach: 54,4 %) und Drainagen/Gräben (Swist: 24,2 %, Sürst-/Jungbach: 16,4 %).



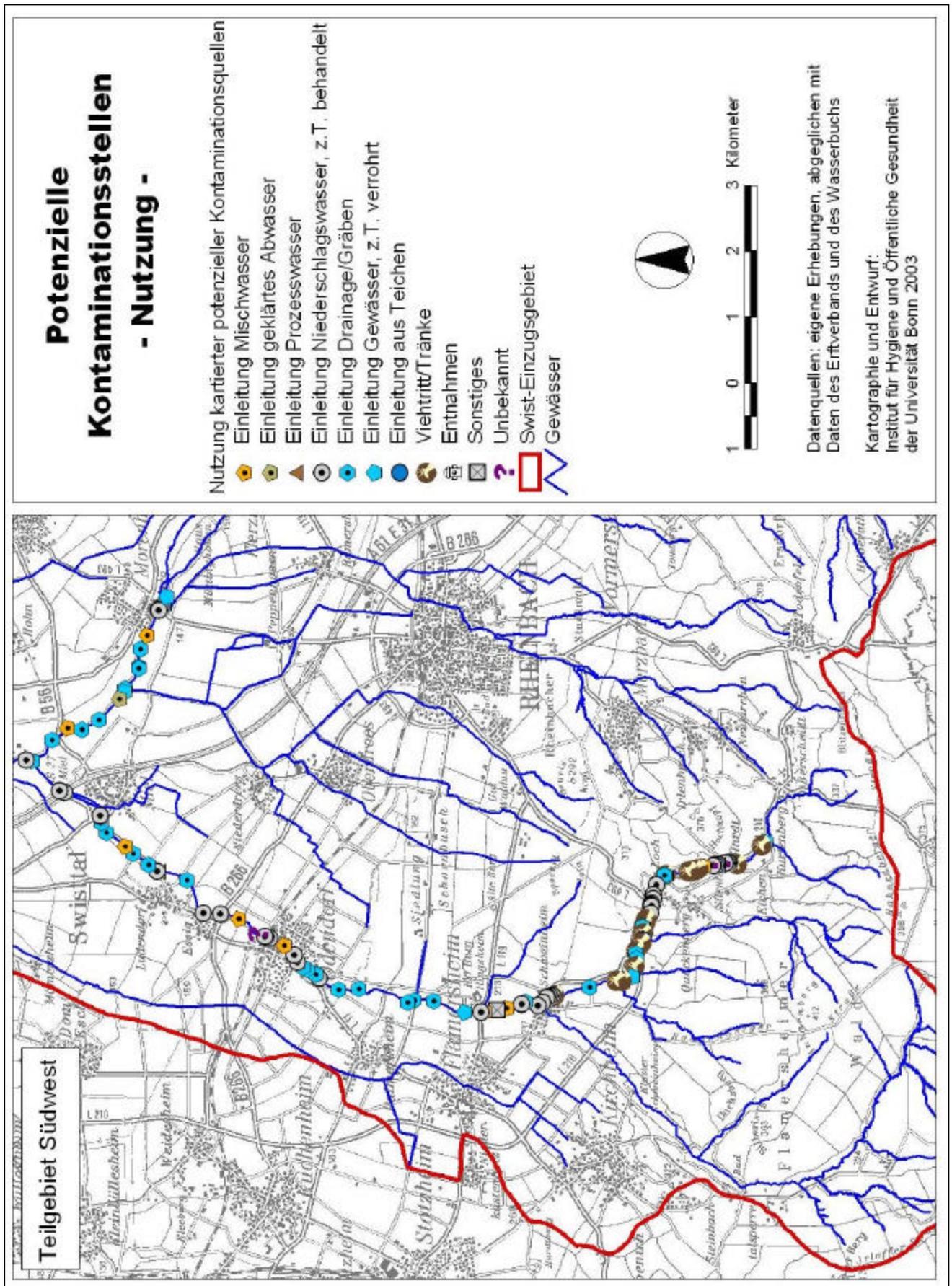
**Abbildung 17: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen differenziert nach Teileinzugsgebieten**

Selbstverständlich lassen diese Zahlen keinerlei Aussagen zur Qualität und Quantität der Belastungen zu. Sie veranschaulichen jedoch den hohen Anteil diskontinuierlicher Einträge, wobei in beiden Einzugsgebieten Mischwassereinleitungen nur ca. 5 % der gesamten Eintragspfade ausmachen.

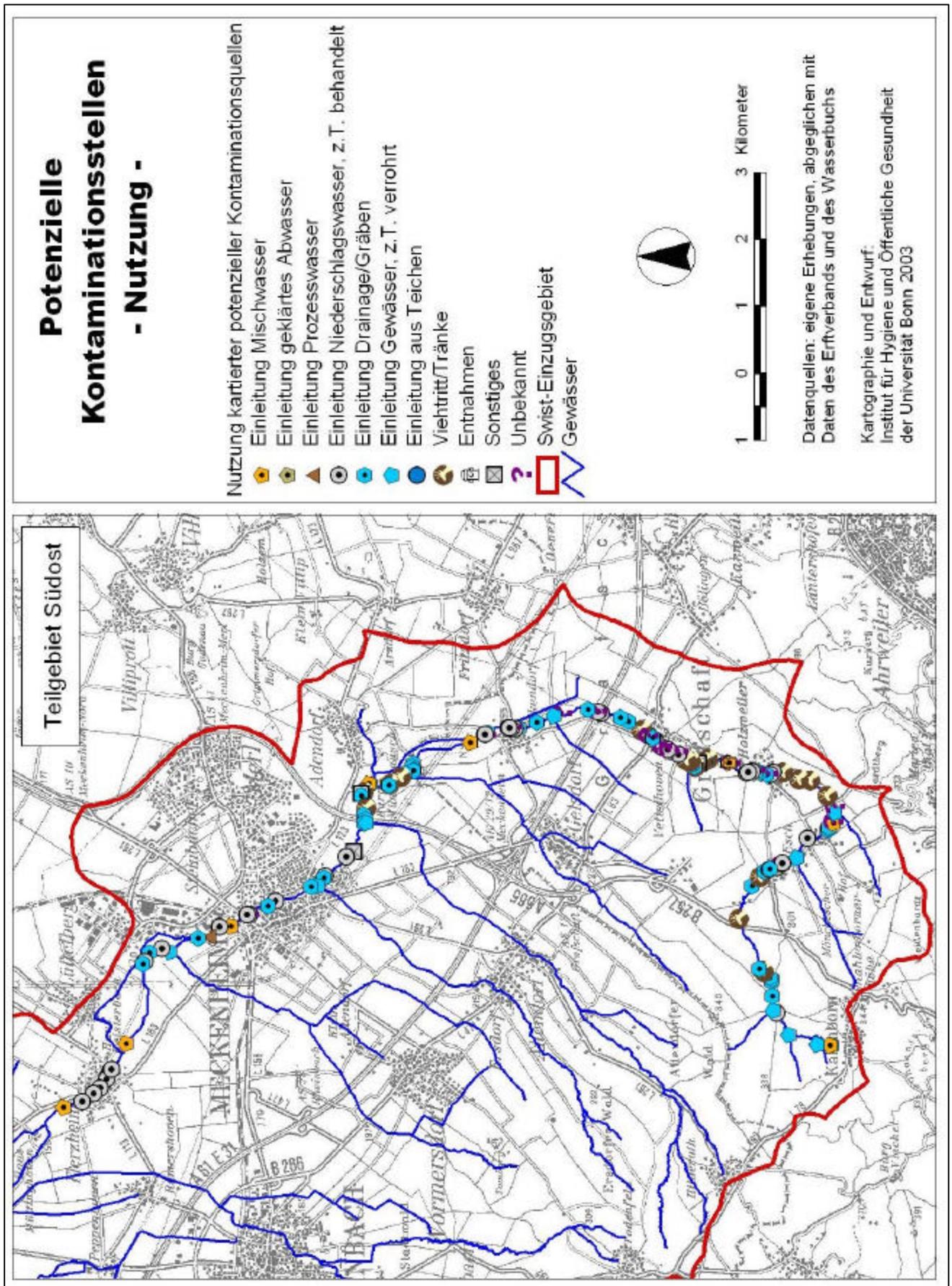
Betrachtet man die Verteilung der Belastungen im Einzugsgebiet der Swist, so zeigen sich weitere Unterschiede (siehe Karten 13, 14 und 15). Deutlich treten die Bereiche mit vornehmlich Grünlandwirtschaft in den oberen Einzugsgebieten am Eifelrand hervor (vgl. Karte 5, Kap. 2.2), in denen an unausgeäunten Stellen das Vieh unmittelbaren Zugang zum Gewässer hat. Ferner wird erkennbar, dass sich Einträge von Niederschlagswasser und aus Drainagen bzw. Entwässerungsgräben jeweils annähernd ausschließen. So bleiben Niederschlagswassereinleitungen vornehmlich auf die Ortschaften beschränkt, wohingegen Drainagen und Entwässerungsgräben das Bild der Freiflächen prägen. Mischwassereinleitungen erfolgen zumeist unmittelbar unterhalb von Ortschaften. Nur wenige Fließgewässerstrecken, meist unter einem Kilometer Länge, sind frei von jeglicher punktueller Belastung (Ausnahmen: unterhalb Eckendorf, Lüftelberg, Müttinghoven und östlich Weilerswist). Teichanlagen (durchweg im Nebenschluss) spielen ebenso wie Einleitungen aus Gewerbebetrieben nahezu keine Rolle.



Karte 13: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen, Teilgebiet Nord



Karte 14: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen, Teilgebiet Südwest



Karte 15: Nutzungskategorien potenzieller Kontaminationsstellen, Teilgebiet Südost

Die Teileinzugsgebiete von Swist und Sürst-/Jungbach repräsentieren aufgrund ihres Ursprungs an der Eifel-Nordabdachung und ihres weiteren Weges durch die Zülpicher Börde sehr gut die gesamten Fließgewässer des Swist-Systems. Entlang der Swist konnten auf ihrer gesamten Länge von 42 km 285 potenzielle Kontaminationsstellen (= 6,8 Belastungsquellen pro Flusskilometer) identifiziert und dokumentiert werden. Für den Sürst-/Jungbach liegt die Zahl bei einer untersuchten Länge von 14,5 km mit 158 Funden (= 10,9 pro km) noch erheblich höher. In dieser Aufstellung sind einzig die Waldflächen der Eifel unterrepräsentiert, wobei hier eine geringere Zahl anzunehmen ist. Unter der Annahme, dass aufgrund des größeren Anteils von Börde und Wald die wahrscheinlichste Anzahl potenzieller Kontaminationsstellen im Einzugsgebiet im Mittel bei 8 Stellen pro km liegt, entspricht dies bei einer Fließgewässerslänge von ca. 250 Kilometern im Swist-Einzugsgebiet ca. 2000 potenziellen Belastungsquellen. In den Wasserbüchern verzeichnet bzw. für uns abrufbar waren im Vergleichszeitraum 230 Wasserrechte (vgl. Kap. 3.1.2).

### 3.1.5 Informationen zu Belastungen im Gewässer und weiteren Umfeld

Sowohl während der Feldbegehungen als auch während der Probenahmen wurden beobachtete Besonderheiten in Bezug auf z.B. Nutzungen oder Naturphänomene fotografisch und per Notiz festgehalten. Entlang der Swist sind dies 56 Zusatzinformationen, entlang des Sürst-/Jungbaches 11. Eine detaillierte Aufstellung der Beobachtungen findet sich im Anhang 7.

**Tabelle 13: Kategorisierte Zusatzinformationen und Beobachtungen**

Kategorie	Swist	Sürst-/Jungbach	Gesamt
Begüllung	1	0	1
Betoniertes Kastenprofil	2	1	3
Freizeitnutzung	3	1	4
Furt	1	0	1
Gehölzbestand	2	0	2
Geologische Besonderheit	5	0	5
Gewässerunterhaltung	2	1	3
Gewerbe/Industrie	2	0	2
Hochwassermarke	7	0	7
Intensivsonderkultur	1	0	1
Naturnaher Abschnitt	8	3	11
Panorama	7	2	9
Pegel, Gewässerüberwachung	4	0	4
Schneeverwehungen	1	0	1
starke Verunreinigung	4	0	4
Stauanlage	2	2	4
Tierhaltung	4	1	5
Gesamt:	56	11	67

Hierbei handelt es sich um zufällige Beobachtungen, die sich als Ergänzung zu den ohnehin kartierten potenziellen Belastungen verstehen. Insbesondere die zeitlich dokumentierten Aufnahmen von Indikatoren besonderer Wetterphänomene (Hochwassermarken, trockengefallene Bachbetten, Schnee etc.) erwiesen sich bei der Dateninterpretation als äußerst wertvoll. Dies gilt ebenso für besondere Belastungen (z.B. starke Verunreinigungen, Begüllung im Januar, Tierhaltung), Zeichen intensiver Gewässerbewirtschaftung (Wirtschaftwege, Trapez- und Kastenprofile, Pegel, Stauanlagen etc.), Freizeitnutzung (z.B. spielende Kinder) oder naturnahe Abschnitte, die eine hohe Selbstreinigungskraft vermuten lassen. Über die zufällige Beobachtung potenzieller, nicht zwangsläufig ortsgebundener Belastungen für das Gewässer hinaus konnten vereinzelt auch Nutzungen des Gewässers festgehalten werden, die auf eine mittelbare Gefährdung des Menschen hinweisen. Als Beispiele seien hier die Beregnung von Freilandkulturen (z.B. Erdbeeren) mit Swistwasser oder im Gewässer badende Haustiere genannt.

### **3.1.6 Vergleichende Analyse der verschiedenen Informationsquellen**

In den vorangegangenen Teilkapiteln von Kapitel 3.1 stand jeweils die Betrachtung einzelner Kategorien von Informationsquellen über potenzielle Belastungen für die Fließgewässer im Vordergrund. Es wurde deutlich, dass sowohl die Anzahl aufgeführter Belastungen als auch die Detailtiefe je nach genutzter Informationsquelle sehr unterschiedlich ausfallen. Im Verlauf des Projektes wurde mehrfach deutlich, dass offensichtlich identische Belastungsquellen in Bezug auf vorliegende Informationen schwer zur Deckung zu bringen waren bzw. vereinzelt die gleichen Anlagen nur unter großem Aufwand identifiziert werden konnten. Da der Fokus des Projektes auf der Untersuchung von Regenentlastungsanlagen lag, war hierzu die Informationsdichte am höchsten. Angaben zu den Anlagen konnten somit aus den Abwasserbeseitigungskonzepten, aus REBEKA, aus den Wasserbüchern, der Wasserrechtsdatenbank des Erftverbandes und den eigenen Erhebungen der Feldbegehung gewonnen und untereinander abgleichen werden. Nachfolgende Tabelle stellt eine Zusammenschau der verschiedenen gewonnenen Daten dar.

**Tabelle 14: Übersicht zur Vergleichbarkeit verschiedener Informationsquellen**

Informationsquelle	Swist	Sürst-/ Jungbach	Gesamt	Einzugsgebiet gesamt
Potenzielle Belastungsquellen laut Feldbegehung gesamt	285	158	443	-
Regenentlastungsanlagen laut Feldbegehung	20	7	27	-
Regenentlastungsanlagen laut REBEKA	20	6	26	88 (52) <sup>1</sup>
Regenentlastungsanlagen laut Abwasserbeseitigungskonzepten <sup>2</sup>	7	4	11	97
Potenzielle Belastungsquellen laut Wasserbüchern gesamt <sup>3</sup>	94 (65)	18 (13)	112 (78)	230 (172)
Regenentlastungsanlagen laut Wasserbüchern gesamt <sup>4</sup>	19 (14)	8	27 (22)	64 (56)

<sup>1</sup> in Klammern stehend: gesichert direkt in die Gewässer einleitend

<sup>2</sup> Zahlen viel zu gering, da Vorfluter nicht standardmäßig erfasst; Gesamtzahl jedoch realistisch

<sup>3</sup> in Klammern stehend: ohne Entnahmen und Stauanlagen; inklusive Wasserrechten in Rheinland-Pfalz

<sup>4</sup> in Klammern stehend: Wasserrechte ohne Rheinland-Pfalz, da besser vergleichbar

Der Vergleich zeigt, dass die Informationsdichte der einzelnen Quellen, unabhängig vom betrachteten Teilraum, sehr unterschiedlich ist. Betrachtet man alle potenziellen Belastungsquellen, so stehen 443 Stück im Kartiergebiet 112 (ohne Entnahmen und Stauanlagen sogar nur 78) eingetragene Wasserrechte gegenüber. Selbstverständlich sind auch diese Zahlen nicht direkt vergleichbar, denn viele kartierte potenzielle Kontaminationsquellen bedurften keines Wasserrechts (Bäche, Viehtränken, Drainagen etc.), und umgekehrt sind manche Wasserrechte aufgrund ihres Status (z.B. vorangefragt, neu beantragt, gelöscht) doppelt eingetragen (vgl. Kap. 3.1.2), so dass auch diese Zahl zu hoch ist.

Im Falle der Einträge aus Regenentlastungsanlagen müssten die Daten jedoch aufgrund ihrer großen wasserrechtlichen und wasserbaulichen Bedeutung besser vergleichbar sein. Doch auch hier zeigt Tab. 14 größere Unterschiede auf. So wird ersichtlich, dass Abwasserbeseitigungskonzepte trotz ihres Anspruchs auf Selbständigkeit zur Frage der Vorfluter nur bedingt herangezogen werden können bzw. ein Abgleich mit vorhandenen Netzplänen des Wasserverbandes erforderlich ist. Anders verhält es sich mit Daten aus REBEKA und den Wasserbüchern, in denen im Idealfall die Anlagen und deren Einleitungsstellen dokumentiert sind. Die annähernd identischen Zahlen (26-27 Anlagen im Kartiergebiet) weisen auf deren Vollständigkeit hin. Doch im Falle der Daten aus REBEKA (nur für NRW) zeichnet sich am Swistverlauf eine Übererfassung ab. De facto gibt es nur 15 Einleitungen auf nordrhein-westfälischem Gebiet. Es sind jedoch 20 Anlagen verzeichnet, weil in fünf Fällen die Swist als Vorfluter angegeben wird, obwohl ein weiteres Bauwerk (z.B. ein RKB) zwischengeschaltet ist. Und selbst das zunächst vollständig erscheinende Wasserbuch weist bei genauerem Hinsehen gravierende Unterschiede zur Kartierung und den Abwasserbeseitigungskonzepten auf, denn häufiger sind Regenrückhaltebecken als Regenüberlaufbecken verzeichnet (vgl. Tab. 9 und Tab. 12, jeweils zu Nutzun-

gen). Wiederum problematisch sind Mehrfacheinträge der gleichen Einleitung aufgrund einer Wasserrechtsänderung.

Ein weiteres Ergebnis des Datenabgleichs bestand in der Ergänzung und Korrektur des Datensatzes aus REBEKA sowie des Wasserbuchs. Da die Kartierung im Maßstab 1:5.000 und stets bei Niedrig- oder Mittelwasser erfolgte, erhielten wir für den Abgleich ein Kollektiv aller Einleitungsstellen für den Verlauf der Swist und des Sürst-/Jungbachs. Im restlichen Einzugsgebiet beruhten Korrekturen und Ergänzungen hingegen auf einer vorhergehenden Plausibilitätsprüfung (z.B. Erkennen von Zahlendrehern, Vergleich mit den ABKs). Diese sind in nachfolgender Übersicht aufgeführt.

**Tabelle 15: Übersicht der überarbeiteten, aktualisierten und ergänzten Datensätze<sup>1</sup>**

Datensatz	ursprünglich vorhanden	gesamt	davon im Kartiergebiet	Überarbeitet	Lage fraglich	ergänzt
Wasserrechte (Erftverband) <sup>2</sup>	186	186	92	38 <sup>3</sup>	15 <sup>3</sup>	-
Wasserbuch NRW & RP <sup>4</sup>	235	235	112	60	22	-
REBEKA	70	91	26	62	9	21

<sup>1</sup> auf Grundlage der Kartiererergebnisse, Abwasserbeseitigungskonzepte sowie direktem Vergleich

<sup>2</sup> als Grundlage für Einträge des Wasserbuchs

<sup>3</sup> weitergeführt im Wasserbuch

<sup>4</sup> 40 Einträge (durchweg bereits im Datensatz des Erftverbandes enthalten und meist als „gelöscht“ verzeichnet) wurden nicht bearbeitet, da sie nicht zuzuordnen waren; weitere 71 wurden nicht bearbeitet wegen ihrer Lage an Nebengewässern oder mobiler Entnahmestelle; 42 Einträge waren in Ordnung

Wie Tab. 15 sehr deutlich zeigt, mussten eine Reihe von Informationen zu Wasserrechten zu Regenbecken überarbeitet und zum Teil ergänzt werden. Dies betraf zunächst 53 Datensätze der ursprünglichen Wasserrechts-Datenbank des Erftverbandes, die als Grundlage zur Eingabe weiterer Wasserrechte aus den Wasserbüchern der Bezirksregierung Köln und der SGD Nord in Koblenz diente. Nach Eingabe der Wasserrechte (177 Einträge, davon 49 Neueinträge, 128 Ergänzungen) stieg diese Zahl auf 82 Einträge. Das heißt, 34,9 % der Datensätze bedurften sicher der Überarbeitung. Die Tatsache, dass 111 Einträge nicht weiter auf ihre Richtigkeit hin untersucht werden konnten, lässt eine noch höhere Zahl an Fehleingaben vermuten.

Für den Datensatz aus REBEKA bietet sich ein ähnliches Bild. So fehlten zu Beginn des Projektes 21 Datensätze vor allem neu errichteter Anlagen, und ferner hielten alle ursprünglich vorhandenen Datensätze einer kritischen Überprüfung nicht stand und bedurften der Überarbeitung. Meist waren die Eingaben unvollständig erfolgt, oder die angegebene Stationierung war fehlerhaft. Der gesamte Datenbestand wurde überarbeitet und um die Rechts- und Hochwerte der Einleitungsstellen ergänzt.

## 3.2 Hydraulische und meteorologische Verhältnisse

### 3.2.1 Im Projektzeitraum

Die gemessenen Jahresniederschläge im Einzugsgebiet der Erft, in dessen Süden das Teileinzugsgebiet der Swist liegt, werden für eine größenordnungsmäßige Zuweisung klassifiziert. Hierzu wird zunächst die Jahresniederschlagssumme aus den Messdaten ermittelt. Der Jahresniederschlag wird in das Verhältnis zum langjährigen Mittel des Jahresniederschlags für das Einzugsgebiet (673 mm) gesetzt. Je nach Abweichung von diesem Mittelwert wird die Jahresniederschlagssumme einer von 5 Kategorien mit den verbalen Benennungen „sehr trocken“ bis „sehr nass“ zugewiesen (siehe Tab. 16).

**Tabelle 16: Klassifizierung der Jahresniederschlagssummen im Einzugsgebiet der Erft**

Verhältnis Jahresniederschlag zu langjährigem Jahresniederschlagsmittel [%]	Bezeichnung
> 130	sehr nass
110 – 130	nass
90 – 110	normal
70 - 90	trocken
< 70	sehr trocken
langjähriges Jahresniederschlagsmittel: 673 mm	

Für den Projektzeitraum sind die Daten nach hydrologischen Jahren ausgewertet, damit die Winterhalbjahre zusammenhängend betrachtet werden können. Der Schnittpunkt der hydrologischen Jahre bzw. Wasserwirtschaftsjahre ist der 1. November. Die Wasserwirtschaftsjahre 2001 bis 2003 weisen demnach sowohl im Niederschlagsverhalten als auch im Abflussverhalten die Bandbreite von sehr trocken bis nass auf (siehe Tab. 17). Diese Auswertung bezieht sich auf das gesamte Einzugsgebiet der Erft, wird aber auch für das Teileinzugsgebiet der Swist als repräsentativ angenommen.

**Tabelle 17: Niederschlags- und Abflussverhalten im Wasserwirtschaftsjahr 2001 – 2003 im Einzugsgebiet der Erft**

Jahr	Winterhalbjahr	Sommerhalbjahr	Jahr
2001	nass	trocken	normal
2002	nass	nass	nass
2003	nass	sehr trocken	normal

### 3.2.2 Im Entlastungsfall

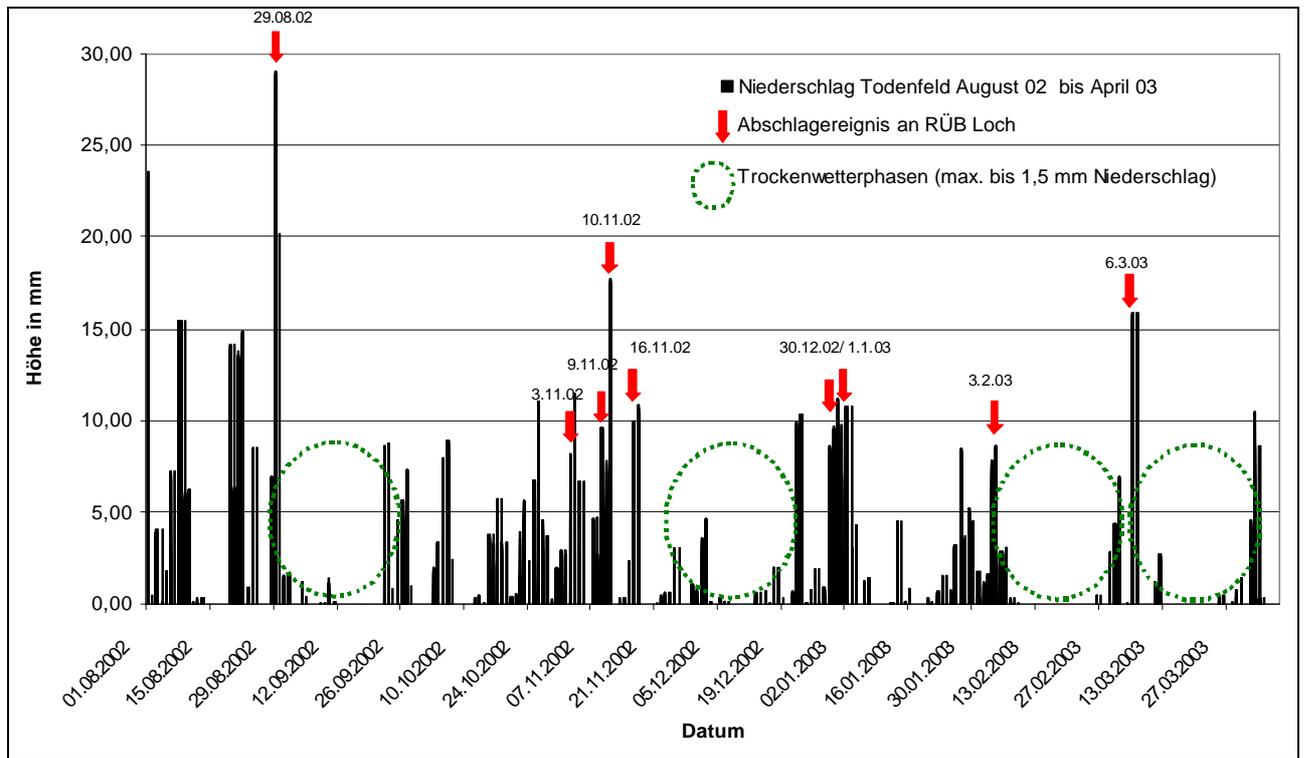
Zur größenordnungsmäßigen Einschätzung der Emissionen aus Anlagen zur Regenwasserbehandlung ist die Ermittlung der Vorregensituation von entscheidender Bedeutung. Die Dauer der Trocken-

wetterbedingungen vor einem Abschlagsereignis bestimmt das Emissionspotenzial wesentlich. Für die Ermittlung der Vorregendauer wird ausgehend vom Abschlagsereignis rückblickend die Zeit vom hiermit verbundenen Beginn des Beckeneinstaus bis zum vorherigen Niederschlagsende ermittelt (siehe Tab. 18). Die Diskussion der ermittelten Trockenwetterdauern erfolgt in Verbindung mit den gemessenen Keimemissionen in den Kapiteln 3.4 bis 3.6.

**Tabelle 18: Ermittlung der jeweiligen Trockenwetterdauer vor einem Abschlagsereignis**

Abschlagsereignis	Beckeneinstau vor Abschlag		Vorher gehendes Niederschlagsende		Trockenwetterdauer [h]
	Datum	Uhrzeit	Datum	Uhrzeit	
20.08.–22.08.2002	19.08.2002	18:16	10.08.2002	07:30	226
29.08.2002	28.08.2002	20:55	25.08.2002	07:30	85
03.11.2002	01.11.2002	23:07	27.10.2002	21:30	121
09.11.2002	09.11.2002	04:21	08.11.2002	22:39	5
11.11.2002	./.	./.	./.	./.	0
17.11.2002	15.11.2002	08:49	13.11.2002	15:28	41
02.01.2003	./.	./.	./.	./.	0
03.02.2003	02.02.2003	22:37	30.01.2003	22:30	72
06.03.2003	06.03.2003	10:44	03.03.2003	07:30	75
30.04.2003	30.04.2003	09:22	29.04.2003	11:45	21
08.06.2003	08.06.2003	14:31	06.06.2003	07:30	31
10.06.2003	10.06.2003	17:38	08.06.2003	16:50	24
18.08.2003	18.08.2003	10:26	31.07.2003	07:30	435
30.08.2003	./.	./.	./.	./.	0
08.09.2003	08.09.2003	00:09	31.08.2003	12:57	179
23.09.2003	23.09.2003	02:25	13.09.2003	07:30	234
12.01.2004	./.	./.	./.	./.	0
20.01.2004	./.	./.	./.	./.	0
01.02.2004	01.02.2004	09:54	29.01.2004	13:28	68
23.04.2004	23.04.2004	02:34	09.04.2004	00:27	338
08.05.2004	07.05.2004	07:05	30.04.2005	23:36	151

Abbildung 18 illustriert die Entlastungsereignisse und vorhergehende Trockenwetterphasen am RÜB Loch sehr anschaulich für einen Teil des Projektzeitraums.



**Abbildung 19: Übersicht der Tagesniederschlagssummen an der Wetterstation Todenfeld von August 2002 bis April 2003**

Darüber hinaus wurden für das RÜB Loch die detaillierten NIVUS-Daten zu Beckeneinstau und Beckenüberlauf sowie die Niederschlagsdaten der Station Todenfeld so abgelegt, dass für jedes Entlastungsereignis eine Graphik zur Verfügung steht. Als Beispiel sind nachfolgend zwei Ereignisse sehr unterschiedlicher Natur aufgeführt (siehe Abb. 20 und Abb. 21).

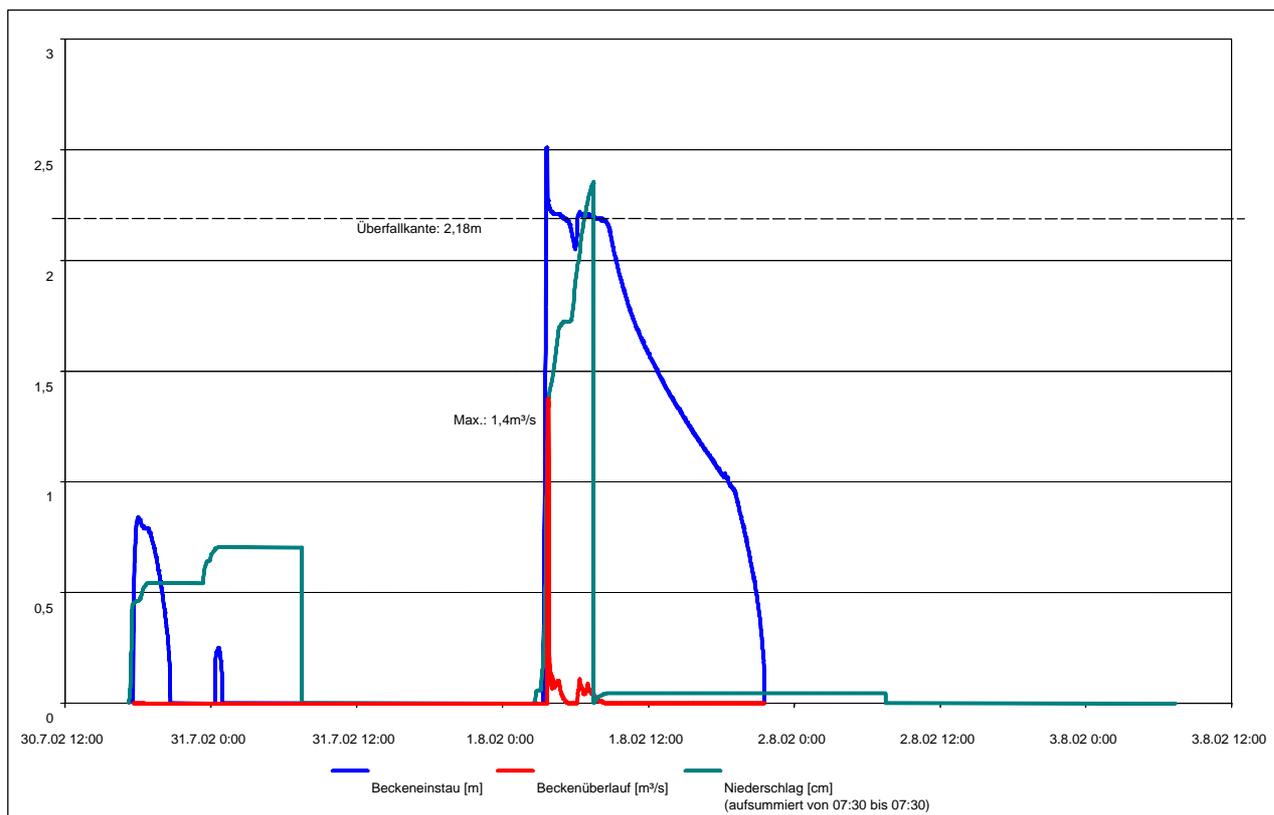


Abbildung 20: Verlauf des Entlastungsereignisses vom 01.08.2002 am RÜB Loch

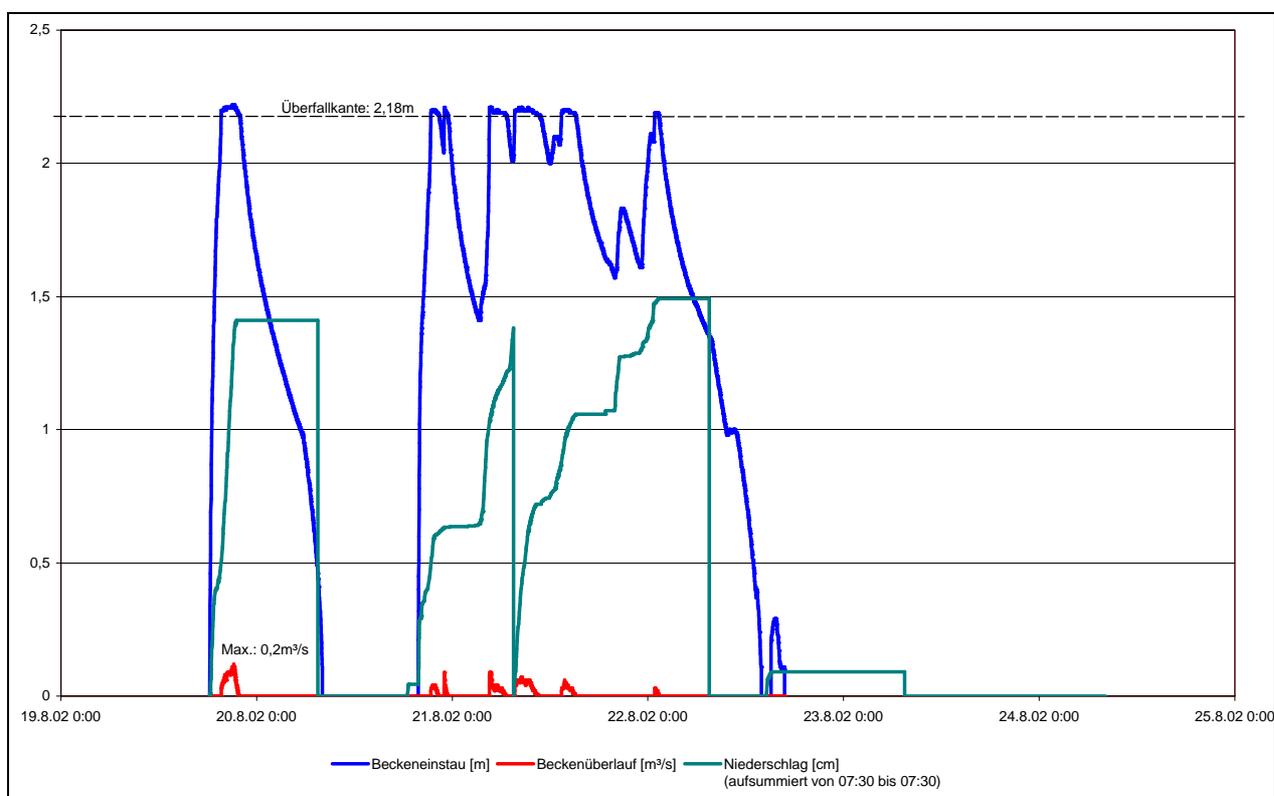


Abbildung 21: Verlauf des Entlastungsereignisses vom 19.-22.08.2002 am RÜB Loch

Die dargestellten Beispiele zeigen deutlich die unterschiedliche Ausprägung von Entlastungsereignissen. Während kurzzeitige Starkniederschläge wie das am Morgen des 01.08.2002 maximale Abflussspitzen erzeugen, bleiben die Einleitungen in das Gewässer bei lang anhaltenden, eher moderaten Niederschlagsphasen wie der vom 19.-22.08.2002 weit unter  $0,5\text{m}^3/\text{s}$ .

### 3.3 Beprobungen im Gewässerlängsverlauf

Zum Monitoring der hygienisch-mikrobiologischen Wassergüte des Gewässerlängsverlaufes wurden an 45 Probenahmestellen der Swist und an 18 Stellen entlang des Sürst-/Jungbach-Systems quartalsweise die Koloniezahlkonzentrationen untersucht.

#### 3.3.1 Swist

An drei der 45 Stellen (PNS 4, 13, 19, vgl. Anhang 3) waren Beprobungen aufgrund der Unzugänglichkeit des Gewässers (z.B. Kastenprofil) nicht möglich. Nachfolgend finden sich die Probenahmen im Wetter-Stenogramm (Referenzstationen: Eckendorf, Weilerswist).

**Tabelle 19: Witterungsbedingungen während der Beprobungen der Swist im Gewässerlängsverlauf**

Datum	Witterung	Besonderheiten
31.07.2001	Hochsommerlich, 10 Vortage ohne Niederschlag	PNS 1 lag trocken
23.10.2001	Mild, geringe Niederschläge an Vortagen	-
30.01.2002	Mild, zahlreiche Starkniederschläge (bis $13,5\text{mm}/\text{d}$ ) an Vortagen	Kein Niederschlag zur Probenahme, hoher Abfluss
07.05.2002	Kalt, an Vortagen Starkniederschläge (bis $>20\text{mm}/\text{d}$ )	Am Mittel-/Unterlauf Einholen der abklingenden Hochwasserwelle
12.08.2002	Warm, zahlreiche Starkniederschläge an Vortagen	Am Unterlauf erhöhter Abfluss

#### 3.3.1.1 Vor-Ort-Parameter

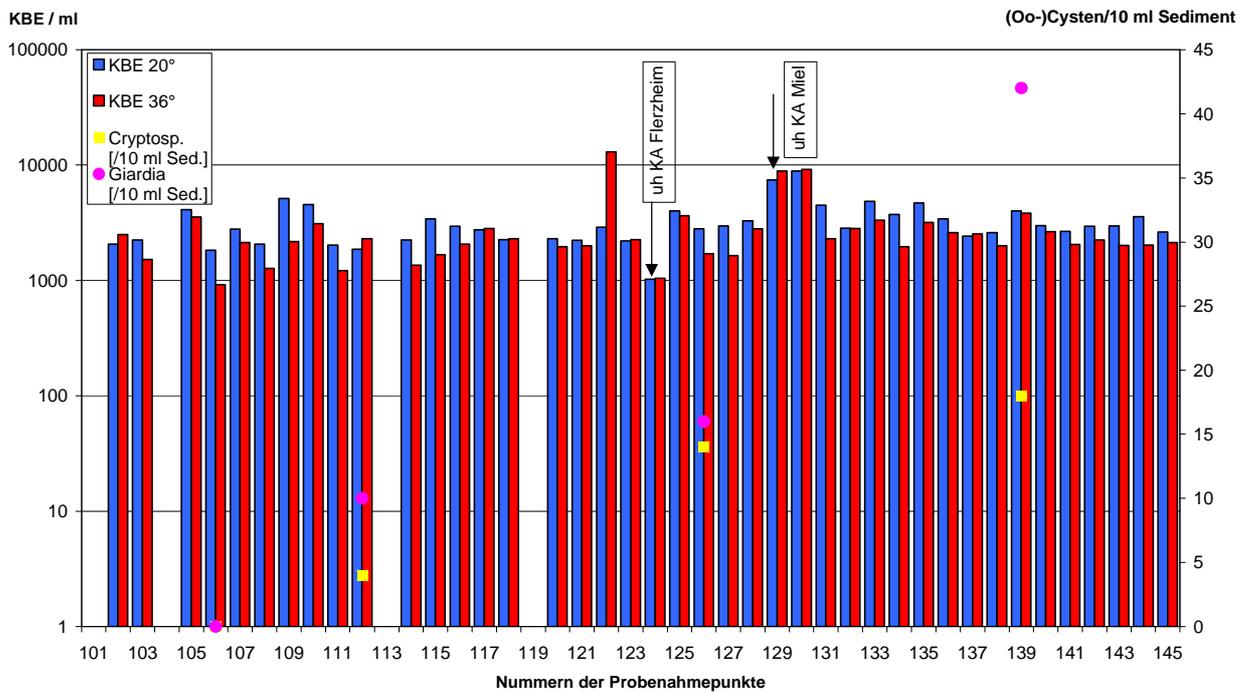
Als Vor-Ort-Parameter wurden standardmäßig bei jeder Beprobung der pH-Wert, die Wassertemperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Die Schwankungen des pH-Wertes waren sehr gering. Die niedrigsten Werte lagen nahe der Quelle bei 6,7, die höchsten im Unterlauf bei 8,6, wobei der Anstieg zumeist 1,5 dekadische log-Stufen betrug. Der Gang der Leitfähigkeit zeigte trotz großer quantitativer Unterschiede immer einen ähnlichen Verlauf. Nahe der Quelle war sie stets  $<400\mu\text{S}/\text{cm}$ , wobei sie deutlich über der an Sürst-/Jungbach lag, stieg dann kontinuierlich und rasch bis spätestens

zur PNS 16 je nach Wetterlage auf Werte von maximal  $982\mu\text{S}/\text{cm}$  (Trockenwetter, 31.07.2001), mindestens aber auf  $530\mu\text{S}/\text{cm}$  (abklingende Hochwasserwelle, 07.05.2002) an. Danach blieb die Leitfähigkeit auf hohem Niveau mehr oder weniger konstant, zum Teil mit leicht abfallender Tendenz zur Mündung hin. Dieser Effekt war vor allem bei den letzten drei Probenahmen zu erkennen, bei denen jeweils im Unterlauf durch erhöhten Abfluss eine Verdünnung mit Regenwasser erfolgte. Die Temperatur stieg stets im Verlauf, auch tageszeitbedingt, an, unterlag aber insbesondere bei Trockenwetter in Abhängigkeit von der Besonnung und der Struktur des Gewässers starken Schwankungen. Die höchsten Werte wurden am 31.07.2001 mit  $25,1^\circ\text{C}$  vor der Mündung in die Erft gemessen.

An der Swist ließen sich einige durch äußere Umstände bedingte Effekte gut erkennen. Dies beinhaltet zum einen die Erniedrigung des pH-Wertes und der Leitfähigkeit sowie die Temperaturvergleichmäßigkeit bei erhöhtem Abfluss. Zum anderen ist der Einfluss der Kläranlagen, insbesondere bei Trockenwetter, nicht unerheblich. Der Kläranlagenablauf des Gruppenklärwerks Flerzheim erzeugte stets eine Erniedrigung des pH-Wertes um 0,3 bis 0,8, eine Erhöhung der Leitfähigkeit um  $50\mu\text{S}/\text{cm}$  im Mittel und eine Temperaturveränderung, die je nach Grundtemperatur und Wasserführung der Swist von einer Abnahme um  $1,8^\circ\text{C}$  im Hochsommer (31.07.2001) bis zu einer Zunahme von  $3,7^\circ\text{C}$  (23.10.2001, beide bei Trockenwetter) reichte. Diese Effekte waren meist bis Morenhoven nachweisbar, wurden dann jedoch durch den Zufluss des Eulenbaches nivelliert.

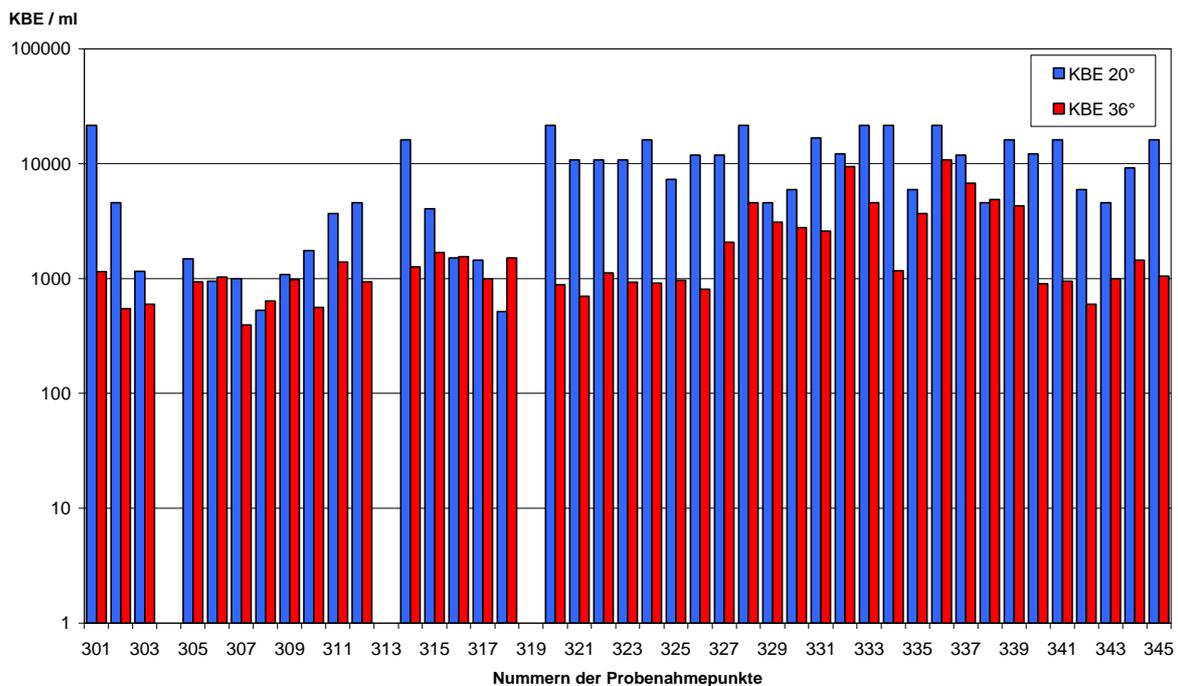
### **3.3.1.2 Bakteriologie**

Bei den Probenahmen am 31.7.2001, 23.10.2001 und 30.1.2002 lassen sich bei  $36^\circ\text{C}$  Bebrütungstemperatur Koloniezahlen um 1.000 KBE/mL nachweisen. Abweichungen von mehr als einer log-Stufe treten einmalig am 31.7.2001 (siehe Abb. 22) auf, wo an den PNS 122, 129 und 130 Koloniezahlen von 10.000 KBE/mL und darüber erreicht wurden. Die PNS 129 und 130 liegen unterhalb der KA-Miel, so dass die Einleitung der Kläranlage in den Vorfluter eine mögliche Erklärung für den Koloniezahlanstieg ist. Da es sich am 31.7.2001 (siehe Abb. 22) um eine Trockenwetterbeprobung handelte und seit 10 Tagen kein Niederschlag verzeichnet wurde, sind Abspülungen auszuschließen. An PNS 122 gibt es keine Erklärung für den Koloniezahlanstieg. An PNS 129 ist beidseitig der Swist Grünlandnutzung verzeichnet, Viehtritte sind jedoch nicht bekannt. Im Abschnitt oberhalb findet sich Ackerland, doch auch hier sind aufgrund der zehntägigen Trockenwetterperiode keine Abschwemmungen zu erwarten.



**Abbildung 22: Koloniezahlbestimmung und Parasitendauerstadien am 31.7.2001 im Gewässerverlauf der Swist**

Am 7.5.2002 schwanken die Koloniezahlen bei 36°C Bebrütungstemperatur stärker als zu den vorangegangenen Terminen (siehe Abb. 23). Bis zur PNS 126 sind Konzentrationen um 1.000 KBE/mL zu verzeichnen. Dann steigen die Konzentrationen an, um bei PNS 140 wieder auf etwa 1.000 KBE/mL zu sinken.



**Abbildung 23: Koloniezahlbestimmung am 7.5.2002 im Gewässerverlauf der Swist**

Die stärksten Schwankungen im Gewässerverlauf wurden am 12.8.2002 gemessen. Bis zur PNS 110, die unterhalb der BAB A61 bei Vettelhoven liegt, finden sich Koloniezahlen von etwa 100 KBE/mL. Unterhalb dieser Probenahmestelle steigen die Konzentrationen sprunghaft um eine log-Stufe auf 1.000 KBE/mL. Diese Werte werden bis PNS 131 beibehalten, fallen dann jedoch nach 1 km Strecke wieder auf 100 KBE/mL ab, um danach im weiteren Gewässerlängsverlauf wieder auf 1.000 KBE/mL anzusteigen. Zum Zeitpunkt der Probenahme und in den Tagen vorher waren keine Niederschläge aufgetreten. Es handelt sich also um eine sommerliche Trockenwetterperiode. Zu dieser Jahreszeit führt die Swist im Oberlauf nur sehr wenig Wasser. Durch die fehlenden Wasserzuflüsse werden keine Bakterien in das Gewässer eingeschwemmt. Aus den Kläranlagen stammende Mikroorganismen sind erhöhter Strahlung und starkem Konkurrenzdruck durch die vorhandene natürliche Bakterienpopulation ausgesetzt. Es ist anzunehmen, dass hierdurch die Bakterienkonzentration auf die gemessenen geringen Konzentrationen sinken. Im Gewässerabschnitt zwischen der PNS 131 und 132 finden sich kaum potenzielle Kontaminationsstellen. Denkbar ist hier sogar eine temporäre Verdünnung der Bakterienkonzentrationen durch eingeleitetes Prozesswasser aus der Grundwasseraufbereitung Heimerzheim.

Die Konzentrationen der Koloniezahlen bei 20°C Bebrütungstemperatur sind im Gewässerverlauf insgesamt recht gleichmäßig. Während am 31.7.2001, 23.10.2001 und am 12.8.2002 die Koloniezahlen bei 20°C denen bei 36°C sehr ähnlich sind, zeigen sich am 30.1.2002 und 7.5.2002 deutliche Unterschiede. An diesen Tagen übersteigen die Konzentrationen bei 20°C diejenigen bei 36°C um 1 log-Stufe und mehr (vergleiche Abb. 23). Im Januar 2002 lassen sich die Schwankungen als Folgen niedrigerer Wassertemperatur deuten. Bakterien, die bei 20°C Bebrütungstemperatur wachsen, überstehen auch geringere Temperaturen, während die bei 36°C wachsenden Bakterien bei geringeren Temperaturen kürzere Überlebenszeiten haben. Im Mai 2002 steigt die Koloniezahl bei 20°C an der PNS 111 deutlich an, fällt danach aber wieder ab, um an der PNS 120 nochmals zu steigen und dann auf einem Niveau von 10.000 KBE/mL zu bleiben. Die PNS 111,112 und 113 liegen im Bereich von Sonderkulturen, und die Probenahme erfolgte nach einem Regenereignis, so dass der Koloniezahlanstieg durch Abschwemmungen und Aufwirbelungen von Sediment begründet sein kann. Im folgenden Verlauf durchfließt die Swist die Stadt Meckenheim. Hier gelangen keine größeren Mengen abgeschwemmten Wassers in das Gewässer, so dass die Koloniezahl wieder absinkt, während im anschließenden Gewässerverlauf wieder viel Ackerland bis an das Gewässer reicht, wodurch die Koloniezahlen wieder ansteigen.

Das Bewertungssystem nach Popp orientiert sich am klassischen Gewässergüte-Konzept und verwendet die Koloniezahl bei 20°C zur mikrobiologischen Beurteilung eines Gewässers [62]. In Tabelle 20 wird eine Zuordnung der Koloniezahlen zu den Wassergüte-Klassen dargestellt. Zur Beurtei-

lung eines Gewässers werden von unterschiedlichen Belastungssituationen innerhalb eines bestimmten Zeitraumes (max. 1 Jahr) die Koloniezahlen ermittelt. Von diesen Ergebnissen wird der 50-Perzentilwert ermittelt (der Median). Dieser Median ergibt die Einteilung in die Wassergüte-Hauptklasse. Zur weiteren Ermittlung von Zwischenklassen wird der 80-Perzentil-Wert der untersuchten Proben herangezogen.

**Tabelle 20 :Zuordnung der „Koloniezahl“ zu den Wassergüte-Klassen von Fließgewässern**

Wassergüte-Hauptklasse	Koloniezahl (KBE/mL)
I	< 200
II	>200 – 5.000
III	>5.000 – 200.000
IV	>200.000

Als geeignet für den Badebetrieb gelten Gewässer mit der Wassergüte I - II. Verwendet man die Gewässergütebestimmung nach Popp, so besitzt die Swist einmalig im Sommer 2002 im Oberlauf Gewässergüte I. Ansonsten herrscht größtenteils Gewässergüteklasse II vor. Aber auch Gewässergüteklasse III, wie z. B im April 2002, wird anhand der Probenahmeergebnisse zugeordnet werden. Die Beprobungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten und Witterungen sind unbedingt notwendig, wenn eine Gewässergüteklassifizierung nach Popp durchgeführt werden soll. Nur so lassen sich Werte ermitteln, die die durchschnittliche Belastung des Gewässers widerspiegeln (vgl. Kapitel 3.9).

### 3.3.1.3 Parasitologie

Im Verlauf der Swist wurde an sieben Probenahmestellen (106, 112, 118, 126, 137, 139, 145, vgl. Karte 6 in Kapitel 2.3) mehrfach das Sediment auf Parasitendauerstadien beprobt. Zusätzlich erfolgte einmalig eine Beprobung des Sediments im Quellbereich des Gewässers.

Mit zunehmender Fließstrecke nehmen tendenziell die Konzentrationen der Parasitendauerstadien im Sediment zu und erreichen im Unterlauf bei Trockenwetter bis zu 42 *Giardia*-Cysten/10 mL Sediment und 18 *Cryptosporidium*-Oocysten/10 mL Sediment. Nach längeren Trockenphasen im gesamten Einzugsgebiet ergibt sich über den Gewässerverlauf eine fast lineare Steigerung der Parasitenkonzentrationen im Sediment (vgl. Abbildung 22 in Kap. 3.3.1.2); nach Niederschlägen zeigt sich - im Gegensatz zum Sürst-/Jungbach auch im Flachland- eine mehr oder minder ausgeprägte Auswaschung der Dauerstadien aus dem Sediment. An den Unterschieden in den Auswaschungen über die

Fließstrecke lässt sich die unterschiedliche Verteilung der Niederschläge im Gebiet und die unterschiedliche Anzahl von Regentlastungen in den verschiedenen Gewässerabschnitten zeigen.

### 3.3.2 Sürst-/Jungbach

Am Sürst-/Jungbach konnten alle Probenahmestellen (vgl. Anhang 3) beprobt werden. Nachfolgend finden sich die Probenahmen im Wetter-Stenogramm (Referenzstationen: Todenfeld, Steinbach).

**Tabelle 21: Witterungsbedingungen während der Beprobungen des Sürst-/Jungbaches im Gewässerlängsverlauf**

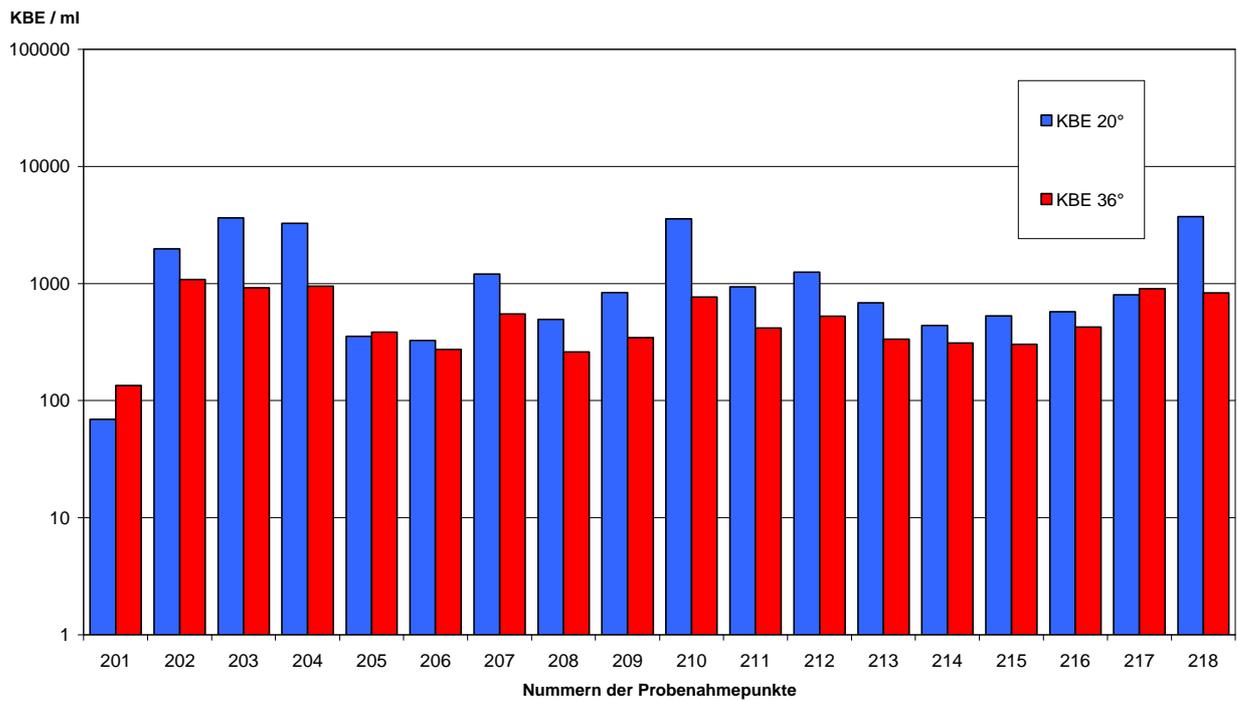
Datum	Witterung	Besonderheiten
29.04.2002	Mild, geringe Niederschläge (<4mm/d) an Vortagen	Gewitter zu Probenahmeende
06.08.2002	Warm, gewittrige Niederschläge an Vortagen (z.B. 01.08.)	Gewitter zu Probenahmeende
25.11.2002	Kühl, sehr geringe Niederschläge (<1mm/d) an Vortagen	Niederschlag zu Probenahmeende
17.02.2003	Dauerfrost, 9-10 Vortage ohne Niederschlag	Wassertemperatur z.T. <0°C

#### 3.3.2.1 Vor-Ort-Parameter

Auch hier wurden standardmäßig bei jeder Beprobung der pH-Wert, die Wassertemperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen. Wie auch schon bei der Swist zeigte der pH-Wert die geringsten Schwankungen., Dieser stieg zu allen Jahreszeiten bzw. Witterungsbedingungen vom Oberlauf des Sürstbaches über den Ohr-/Jungbach bis zur Mündung in die Swist leicht um ca. eine dekadische log-Stufe (von 7 auf 8) an. Dies korrespondiert gut mit der Leitfähigkeit, die ebenfalls, von geringfügigen Schwankungen abgesehen, sanft von 250-320  $\mu\text{S}/\text{cm}$  um 50-100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  anstieg. Auffällig war der stets beobachtete geringe Abfall der Leitfähigkeit nach der Mündung des Sürst- in den Ohr-/Jungbach, welcher mit der geringeren Nährstofffracht des Ohrbaches begründet werden kann. Der Anstieg von pH-Wert und Leitfähigkeit ist ein Indiz der zunehmenden Nährstofffracht. Die Wassertemperatur unterlag durchweg nur sehr geringen Schwankungen (<3°C). Einzig während der Probenahme im Hochsommer (06.08.2002) wurden stärkere Schwankungen verzeichnet, was aber unmittelbar mit der wechselnden Bewölkung und Beschattung sowie mit dem geringen Abfluss des Gewässers zusammen hing. Der Einfluss der Kläranlage Loch ließ sich nur vereinzelt erkennen, so z.B. am 17.02.2003 durch die Erwärmung des „eiskalten“ Gewässers um 2°C.

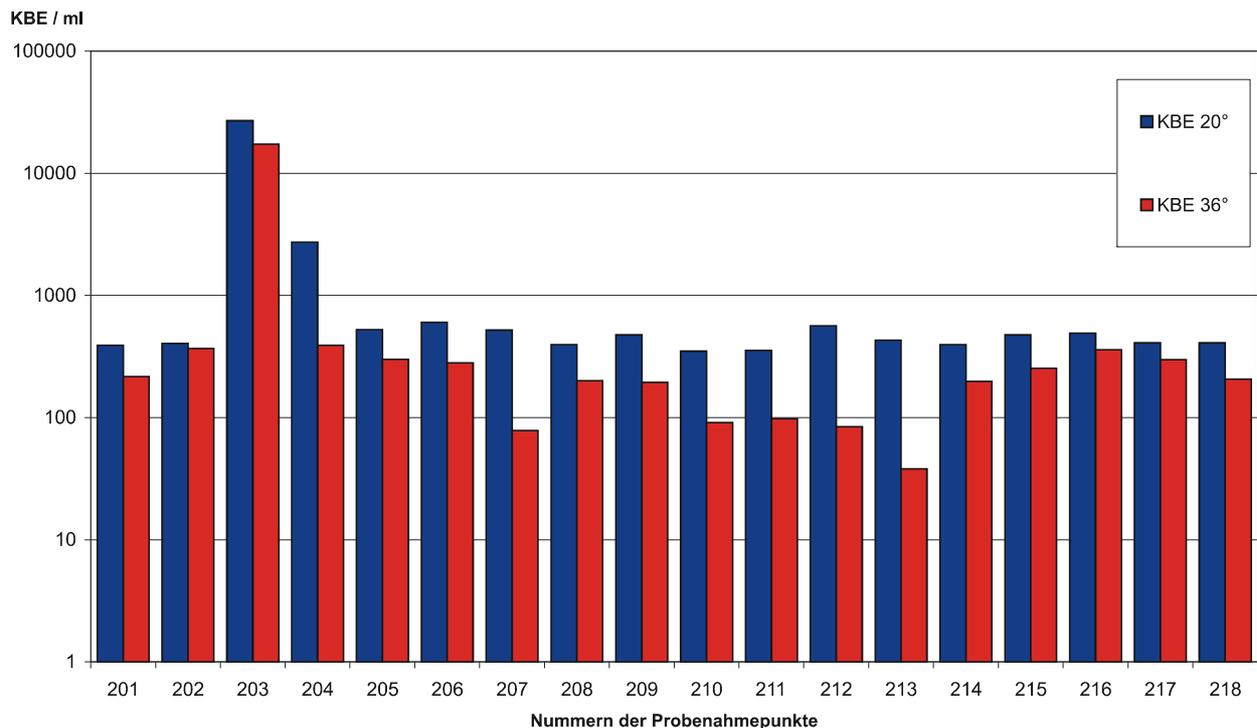
#### 3.3.2.2 Bakteriologie

Der Sürst-/Jungbach weist insgesamt etwas geringere Koloniezahlkonzentrationen auf als die Swist. Die Bakterienkonzentrationen zeigen im Gewässerverlauf keine größeren Schwankungen, so dass man von einer gleichmäßigen Belastung des Sürst-/Jungbaches sprechen kann (siehe Abb. 24)



**Abbildung 24: Koloniezahlbestimmung am 29.4.2002 im Verlauf des Sürst-/Jungbaches**

Einzigste Ausnahme bildet die PNS 203, zwischen Sürst und Loch gelegen, am 17.2.2003 (siehe Abb. 25). Hier steigen die Koloniezahlen von etwa 800 KBE/mL auf über 10.000 KBE/mL an. An der nächsten unterhalb gelegenen Probenahmestelle hat sich der Wert für die Koloniezahlen bei 36°C wieder auf den Ausgangswert eingependelt, während die Konzentrationen der Koloniezahlen bei 20°C immer noch um 5.000 KBE/mL liegt und erst an der nächsten Probenahmestelle ebenfalls wieder auf einen Wert von 800 KBE/mL gesunken sind.



**Abbildung 25: Koloniezahlbestimmung am 17.2.03 Im Verlauf des Sürst-/Jungbaches**

Die PNS 203 liegt in einer Wiese, und beidseitig des Gewässers ist Viehtritt kartiert. Hier könnten Fäkalien direkt in das Gewässer gelangen und weiter verfrachtet werden. Dies ist aber zum Zeitpunkt der Probenahme auszuschließen, da die Weide im Winter 2003 nicht besetzt war. In Frage kommende Kontaminationsquellen finden sich aber oberhalb im Gewässer. Zum einen liegen Gehöfte direkt am Sürstbach, so dass Abschwemmungen von Hofflächen wahrscheinlich sind, und zum anderen leitet das RÜ Sürst-Hardt oberhalb der PNS 203 in den Sürstbach ein. Weitere Kontaminationsquellen sind nicht bekannt.

Legt man für den Sürst-/Jungbach die Maßstäbe der Gewässergüteklassifizierung nach Popp an, so besitzt der Sürst-/Jungbach durchgängig Gewässergüte II. Während der Wintermonate liegen die Konzentrationen der KBE allerdings teilweise in Bereichen der Gewässergüte III.

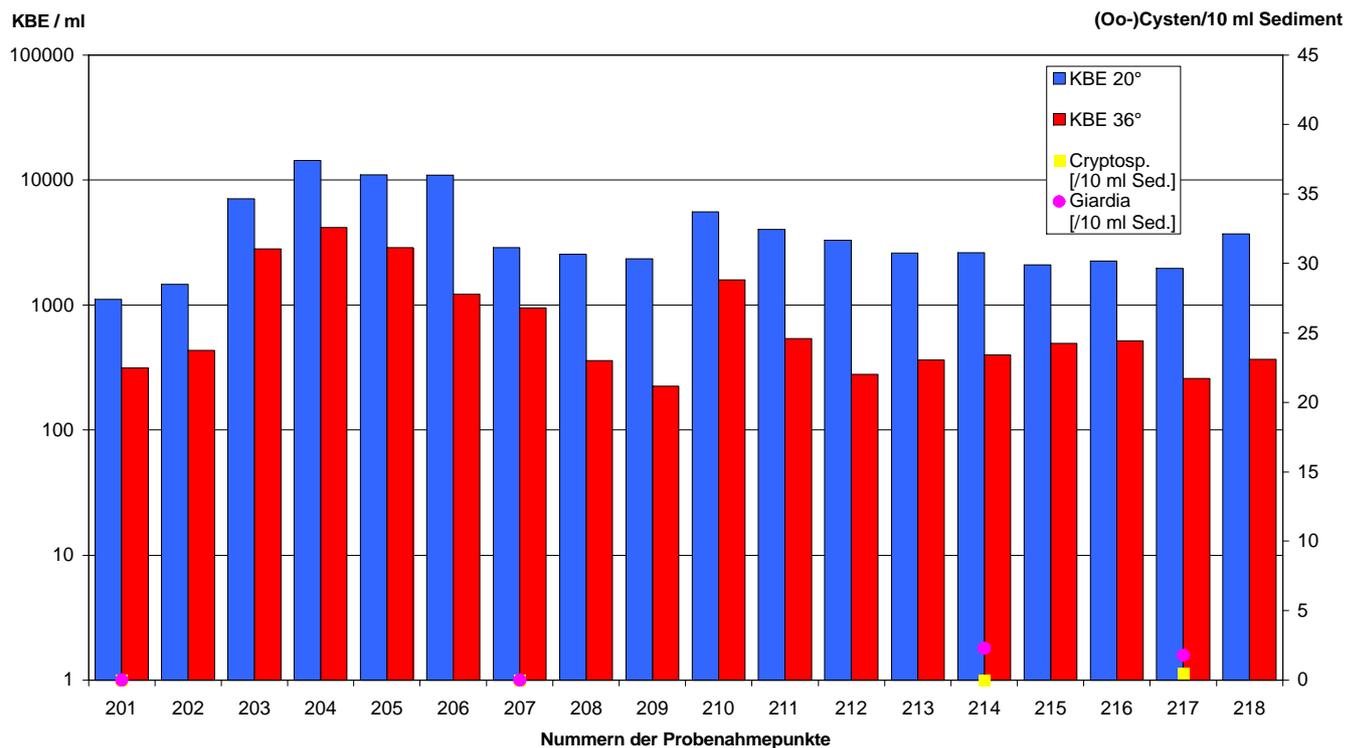
### 3.3.2.3 Parasitologie

Parasiten wurden im Gewässerverlauf an vier Probenahmestellen (201, 207, 214, 217, vgl. Karte 6 in Kap. 2.3) untersucht. Im Gegensatz zur allgemeinen Koloniezahl wurde dieser Parameter allerdings aus logistischen Gründen im Sediment bestimmt, um die Probenahme im Gewässerverlauf in einem Tag abschließen zu können.

An der obersten PNS (201) konnten im Sediment nach Trockenperioden nur Oocysten von *Cryptosporidium sp.* mit 0,3/10 mL Sediment nachgewiesen werden; Unterhalb der Kläranlage Loch ge-

lang in Trockenperioden der Nachweis beider Parasitendauerstadien in Konzentrationen von 1 bzw. 1,8 Oocysten bzw. Cysten in 10 mL Sediment. Nach dem Übergang vom Mittelgebirgsbach in einen Bach der flachen Bördenlandschaft lassen sich beide Dauerstadien an der untersten PNS (217) immer in etwa konstanten Konzentrationen nachweisen (ca. 0,5 Oocysten und ca. 2 Cysten/10 mL Sediment); Zwischen Ludendorf und Essig wurde im Sediment nur *Giardia* mit Werten um 1,5 Cysten/10 mL Sediment nachgewiesen.

Die Ergebnisse der Beprobungen im Sediment des Sürst-/Jungbach-Seitenarms spiegeln durch den häufigen Nachweis von Giardien die regelmäßige Belastung des Gewässers mit Siedlungsabwässern wider. Cryptosporidien, die auf Belastungen vor allem durch Nutztiere hindeuten, werden nicht so häufig angetroffen. Die Bedeutung der Nutztiereinflüsse auf das Gewässer tritt also bei langfristigen Betrachtungen (das Sediment dient in diesem Fall als "Gedächtnis" des Gewässers) hinter Siedlungseinflüssen zurück. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse, dass es durch Hochwasserzustände im Gewässer zumindest in den Mittelgebirgsabschnitten zu einer quantitativen Auswaschung der abgelagerten Organismen aus dem Sediment kommen kann (siehe Abb. 26).



**Abbildung 26: KBE und Parasitendauerstadien im Verlauf des Sürst-/Jungbach-Systems am 25.11.2002 nach heftigen Niederschlägen in den Vortagen**

### 3.4 Regelmäßige Beprobungen der Gewässer

#### 3.4.1 Swist

An der Swist wurden im Gewässerverlauf an sieben Stellen (M01 bis M04 und M08 bis M10, vgl. Karte 6 in Kap. 2.3) regelhaft je siebenmal beprobt. Die Probenahmestelle unterhalb der Einleitung des RÜB Flerzheim (M14) wurde fünfmal nach Trockenwetterphasen beprobt.

##### 3.4.1.1 Vor-Ort-Parameter

Die elektrische Leitfähigkeit steigt nach den ersten Einleitungen sprunghaft an, danach schwankt sie auf dem erreichten Niveau in Abhängigkeit von punktuellen Einleitungen zwischen median 650 und 770  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Gleiches gilt für den pH, der im Oberlauf etwa 7 beträgt, sich aber durch die anthropogenen Einflüsse ab der zweiten Probenahmestelle bei Werten um 8 bewegt, wobei über die Fließstrecke ein leichter Aufwärtstrend besteht. Die Trübung schwankt über die Fließstrecke uneinheitlich, offenbar hauptsächlich beeinflusst von Niederschlägen, wobei die Maximalwerte unter denen am Sürst-/Jungbach bleiben. Die Wassertemperatur steigt über die Fließstrecke erwartungsgemäß an, wobei im Sommer Maxima von über  $23^\circ\text{C}$  im Unterlauf erreicht werden, bedingt durch den Flachlandbach-Charakter und die über weite Strecken fehlende Beschattung des Gewässers durch Ufergehölze.

Auch an der Swist wird in den Trockenwetterproben anhand der Leitfähigkeit der große Einfluss der Kläranlage Flerzheim oberhalb der Probenahmestelle deutlich, da in diesen Proben die höchsten Werte gemessen wurden. Bei der Trübung ist der Effekt allerdings umgekehrt, da die Trockenwetterproben dieser Stelle eher niedrige Werte im Vergleich zu den übrigen Swist-Proben enthielten.

**Tabelle 22: Wertebereiche der Vor-Ort-Parameter im Verlauf der Swist**

	Abfluß	El_Leitf_	pH	Sauerstoff	Temperatur, Luft	Trübung	Wasser-Temperatur
<b>M01 Swist uh Brücke K34</b>	3,30 - 238,10	260,00 - 449,00	6,75 - 7,25	10,13 - 10,13	-4,90 - 21,70	3,40 - 10,70	0,10 - 14,70
<b>M02 Swist oh KA Flerzheim</b>	24,80 - 1.202,80	499,00 - 912,00	6,70 - 8,33	9,20 - 12,28	9,70 - 24,20	2,16 - 8,11	3,80 - 18,40
<b>M03 Swist uh RÜB Morenhoven</b>	120,10 - 502,80	486,00 - 926,00	7,80 - 8,69	12,50 - 29,40	9,30 - 29,00	2,01 - 11,60	6,40 - 21,50
<b>M04 Swist uh KA Miel an RÜB-Abschlag</b>	264,00 - 925,20	565,00 - 795,00	7,76 - 8,18	10,70 - 22,40	8,60 - 29,90	4,00 - 17,39	5,80 - 19,50
<b>M08 Swist oh KA Heimerzheim</b>	250,00 - 540,50	536,00 - 932,00	8,01 - 8,83	12,06 - 14,56	-2,10 - 25,10	2,60 - 11,20	1,50 - 17,70
<b>M09 Swist uh KA Heimerzheim</b>	156,00 - 1.174,90	552,00 - 916,00	7,76 - 9,70	9,70 - 14,00	11,20 - 30,10	3,90 - 10,48	6,50 - 20,00
<b>M10 Swist vor Brücke B51 Weilerswist</b>	147,00 - 905,10	540,00 - 890,00	8,06 - 8,77	10,40 - 25,90	11,80 - 31,70	3,60 - 14,40	6,20 - 23,70
<b>M14 Swist uh RÜB Flerzheim (Trockenwetter)</b>	57,20 - 661,90	815,00 - 944,00	7,29 - 8,22	9,20 - 23,60	12,10 - 28,30	2,30 - 9,10	5,40 - 20,10

##### 3.4.1.2 Chemie

Im Gewässerverlauf sind bei abfiltrierbaren Stoffen und TOC keine signifikanten Veränderungen über die Fließstrecke feststellbar (Median ca. 10 – 16 mg/L abf. Stoffe, 4,1 bis 5,1 mg/L TOC). Die

anderen Parameter verhalten sich unterschiedlich: Gesamt- und Nitrat-Stickstoff steigen kontinuierlich über die gesamte Strecke an, wobei im Median ca. 10 mg/L Gesamt-N im Unterlauf erreicht werden (8,5 mg/L NO<sub>3</sub>-N). Die Ammonium- und Nitrit-Stickstoff Median-Werte bleiben über die Fließstrecke nahezu konstant (0,03 bzw. 0,015 mg/L), die gemessenen Maxima sind bei beiden Parametern im Oberlauf deutlich höher als im Unterlauf (0,55 bzw. 0,065 mg/L). Organischer Stickstoff und Phosphat nehmen mit Schwankungen über die Fließstrecke leicht zu und erreichen im Unterlauf median Werte von ca. 1,3 mg/L N, 0,2 mg/L P.

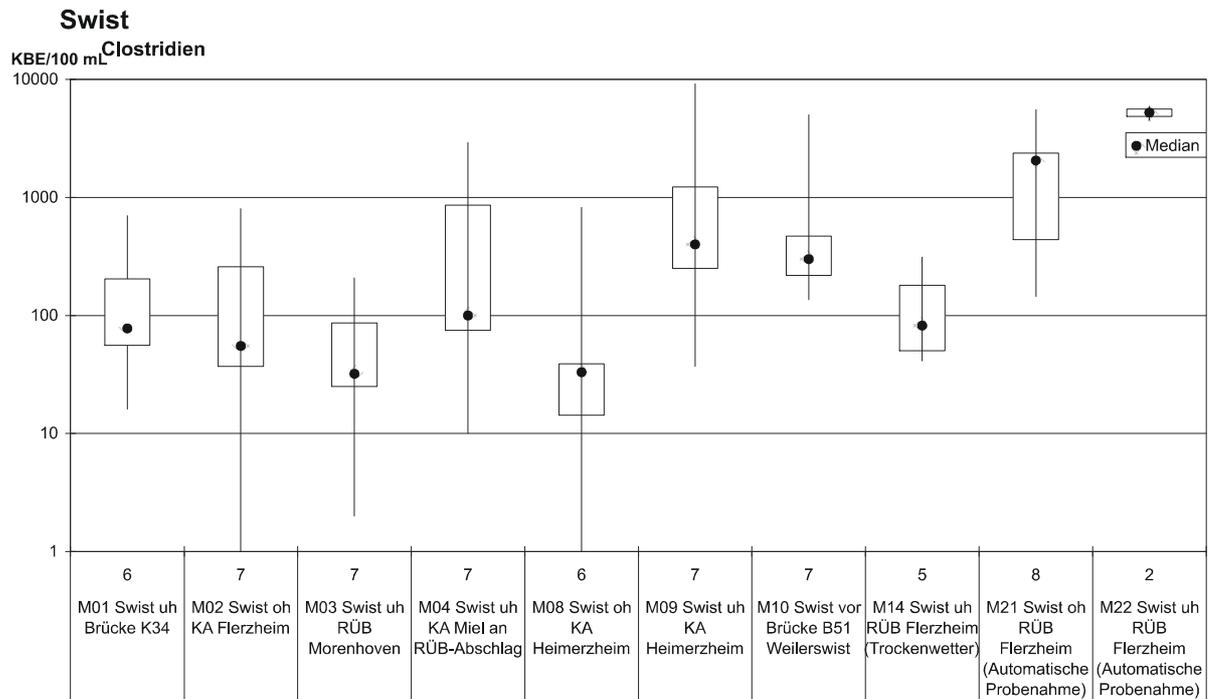
Gegenüber den Regelproben verhalten sich die Werte der expliziten Trockenwetterproben unterhalb der KA Flerzheim unterschiedlich: Während sich bei abfiltrierbaren Stoffen, elektrischer Leitfähigkeit, Ammonium- und Nitrit-Stickstoff und TOC im Median kaum Abweichungen ergeben, sind die Werte für Nitrat- und Gesamt-Stickstoff mit 9,7 bzw. 10,3 mg/L deutlich erhöht. Die Median-Werte für Organischen Stickstoff sind in den Trockenwetterproben leicht erhöht, die für Phosphat und Trübung leicht niedriger.

**Tabelle 23: Wertebereiche chemischer Parameter im Verlauf der Swist**

	abf_ Stoffe	Gesamt-N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Organisch-N	PO <sub>4</sub> -P	TOC
M01 Swist uh Brücke K34	10,00 - 30,00	2,40 - 6,80	0,03 - 0,55	0,01 - 0,06	1,80 - 5,30	1,00 - 5,00	0,03 - 0,29	2,20 - 8,50
M02 Swist oh KA Flerzheim	10,00 - 88,00	4,30 - 7,80	0,03 - 0,25	0,01 - 0,05	3,50 - 6,36	1,00 - 1,35	0,03 - 0,21	2,90 - 7,40
M03 Swist uh RÜB Morenhoven	10,00 - 44,00	5,80 - 12,00	0,03 - 0,05	0,01 - 0,03	5,20 - 9,80	1,00 - 2,20	0,03 - 0,29	3,90 - 5,80
M04 Swist uh KA Miel an RÜB-Abschlag	10,00 - 22,00	7,10 - 15,00	0,03 - 0,04	0,01 - 0,02	5,10 - 12,50	1,00 - 2,80	0,09 - 0,35	4,10 - 6,30
M08 Swist oh KA Heimerzheim	10,00 - 43,00	4,70 - 12,00	0,03 - 0,04	0,01 - 0,04	3,30 - 11,00	1,00 - 2,20	0,03 - 0,33	3,80 - 5,90
M09 Swist uh KA Heimerzheim	10,00 - 12,00	6,70 - 11,00	0,03 - 0,10	0,01 - 0,03	5,50 - 10,00	1,00 - 1,40	0,09 - 0,49	4,20 - 6,20
M10 Swist vor Brücke B51 Weilerswist	10,00 - 29,00	6,50 - 12,00	0,03 - 0,08	0,01 - 0,05	5,60 - 11,00	1,00 - 3,10	0,13 - 0,70	3,90 - 6,20
M14 Swist uh RÜB Flerzheim (Trockenwetter)	10,00 - 30,00	3,10 - 14,00	0,03 - 0,17	0,01 - 0,03	1,60 - 12,00	1,00 - 2,07	0,03 - 0,11	3,30 - 6,00

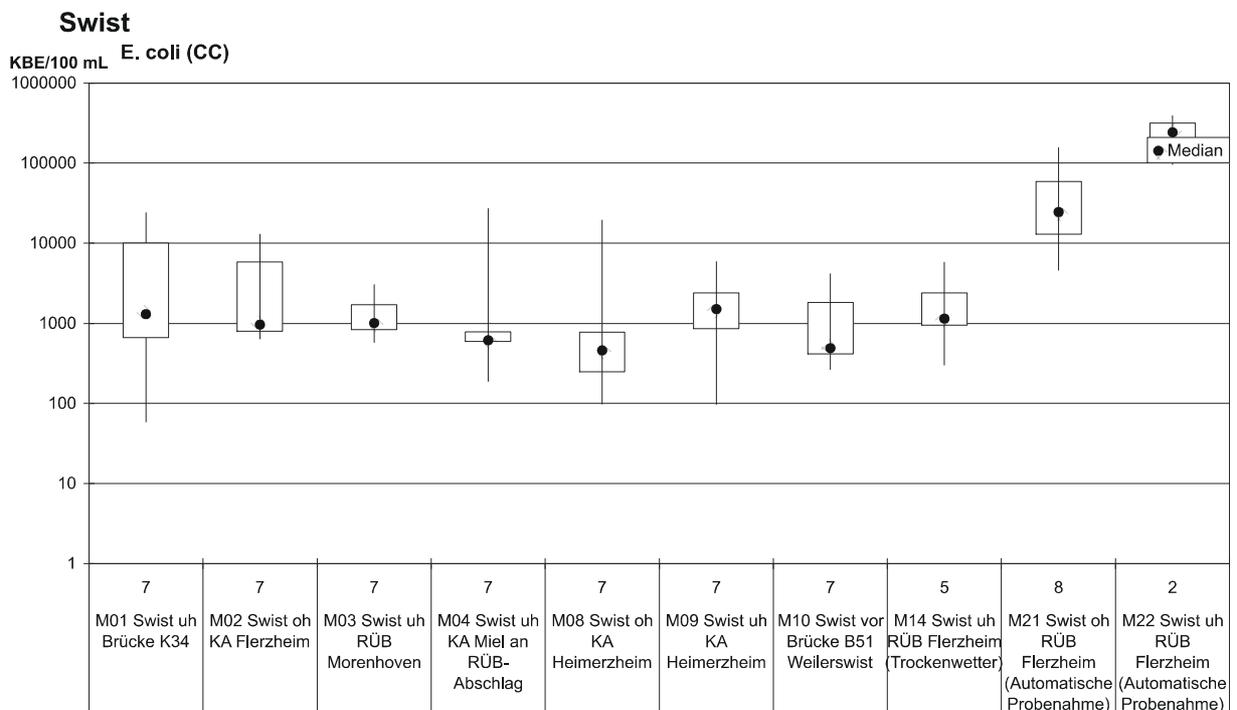
### 3.4.1.3 Bakteriologie

Clostridien lassen sich in der Swist in Konzentrationen von 10<sup>1</sup> bis 10<sup>2</sup> KBE/100 mL nachweisen (siehe Abb 27). Oberhalb der KA Heimerzheim weisen die Konzentrationen einen etwas geringeren Median auf, während unterhalb der KA Heimerzheim ein Anstieg um mehr als 1 log-Stufe gemessen wurde. Deutlich erhöht die Einleitung aus der KA hier die Konzentrationen. Im Fall der KA Flerzheim lassen sich unterhalb der KA geringere Clostridienkonzentrationen nachweisen als oberhalb. Bei Trockenwetter liegt der Median unterhalb der KA Flerzheim bei 82 KBE/100 mL. Dies entspricht den Medianwerten, die im Oberlauf der Swist gemessen werden, zeigt also, dass die KA Flerzheim während des normalen Betriebs nicht zu einer Erhöhung der Clostridienkonzentrationen beiträgt.



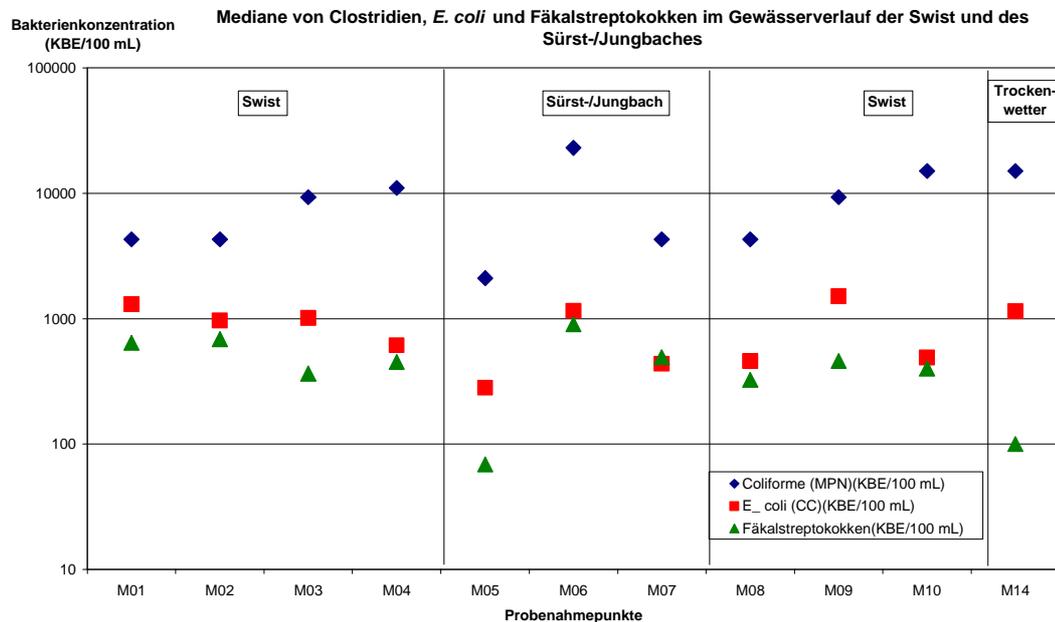
**Abbildung 27: Clostridienkonzentrationen im Verlauf der Swist**

Die Konzentrationen an Coliformen liegen im gesamten Gewässerverlauf bei einem Median von  $10^4$  KBE/100 mL. Auch die Beprobungen unterhalb der KA Flerzheim bei Trockenwetter ergaben einen Median von  $10^4$  KBE/100 mL. Veränderungen der Konzentrationen durch die KA können demnach nicht nachgewiesen werden.



**Abbildung 28: E. coli-Konzentrationen im Verlauf der Swist**

Der untersuchte Fäkalindikator *E. coli* wird im Gewässerverlauf in Konzentrationen von  $10^3$  KBE/100 mL nachgewiesen (siehe Abb. 28). Die gemessenen Werte im Gewässerverlauf und bei Trockenwetter korrespondieren mit den Ergebnissen für Coliforme und liefern ein sehr einheitliches Bild (siehe Abb. 29).



**Abbildung 29: Bakterienkonzentrationen (Median) im Gewässerverlauf der Swist und des Sürst-/Jungbaches**

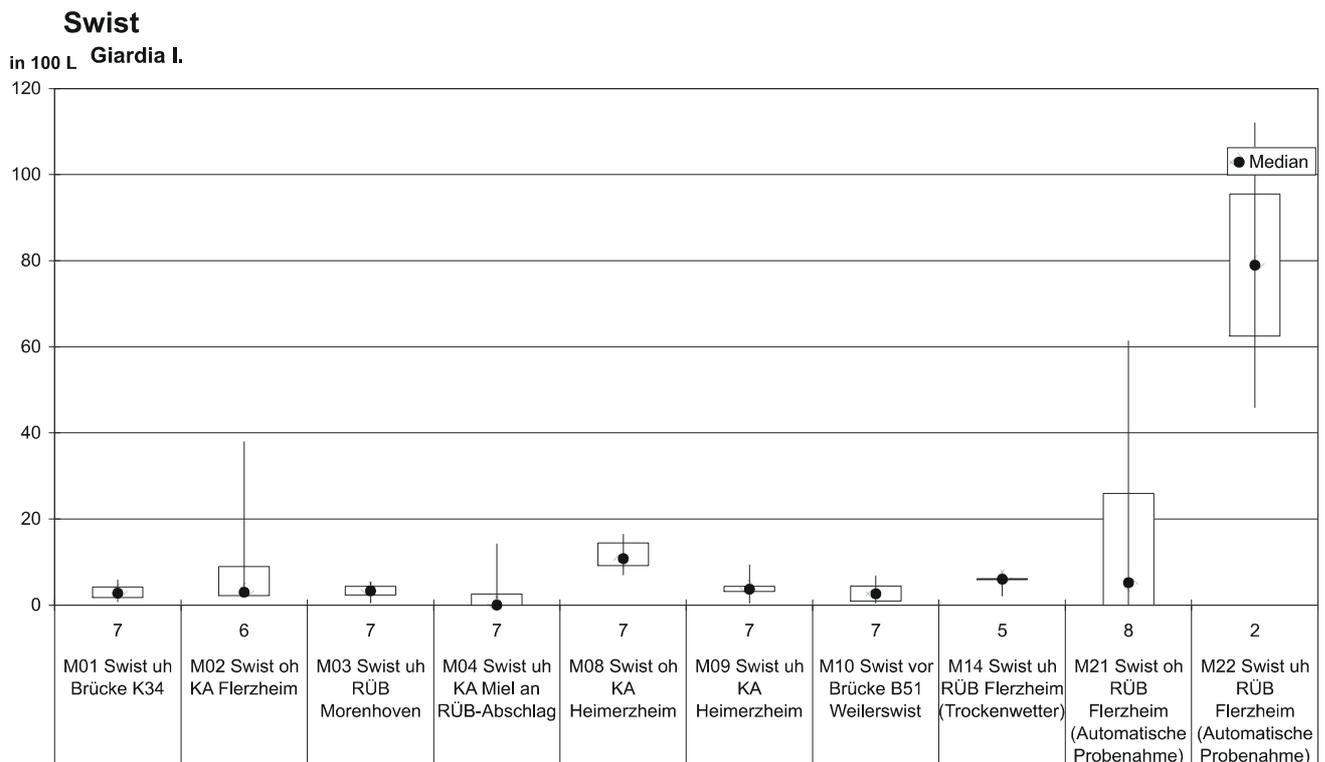
Die Fäkalstreptokokkenkonzentrationen bewegen sich eine Logstufe unterhalb der *E. coli*-Konzentrationen bei  $10^2$  KBE/100 mL. Auch sie zeigen einen sehr gleichmäßigen Verlauf im Gewässer und liegen immer leicht unter den der *E. coli*-Konzentrationen. Die Untersuchungen bei Trockenwetter ergaben einen Median von 100 KBE/100 mL. Dieser Wert liegt deutlich unter dem Median für *E. coli* bei Trockenwetter (siehe Abb. 28, 1.144 KBE/100 mL). Bei Trockenwetter liefert die KA Flerzheim den Hauptteil der Wassermenge der Swist [41]. Unterhalb der KA Flerzheim treten Verdünnungseffekte auf, die in einem Absinken der Fäkalstreptokokkenkonzentrationen resultieren. Koloniezahlen bei 20° und 36°C lassen sich in Konzentrationen von  $10^3$  KBE/100 mL im gesamten Gewässerverlauf nachweisen. Auch bei Trockenwetter finden sich diese Konzentrationen, so dass keine besondere Beeinflussung der Konzentrationen durch die KA oder das Trockenwetter gegeben scheint.

Eine zusammengefasste Betrachtung der unterschiedlichen untersuchten Parameter macht deutlich, dass im Gewässerverlauf nur bei den Clostridien eine Zunahme der Konzentrationen nach Einleitung der KA Heimerzheim nachweisbar ist. Alle anderen Parameter sind im Gewässerverlauf mit gleichbleibenden Konzentrationen nachweisbar. Unter Trockenwetterbedingungen wird die Bedeutung der

Kläranlageneinleitungen für das Gewässer deutlich. Zwischen Kläranlagenabfluss und Gewässer wurden keine Unterschiede in den Bakterienkonzentrationen festgestellt, außer bei dem Parameter Fäkalstreptokokken. Die Konzentrationen bei Trockenwetterbeprobungen unterhalb der KA Flerzheim lieferten geringere Konzentrationen, als im Gewässerverlauf üblich.

### 3.4.1.4 Parasitologie

Im Gegensatz zu Giardien konnten Cryptosporidien nur sporadisch in der Swist nachgewiesen werden. Nachweishäufigkeiten und –konzentrationen folgen dabei keinem Trend im Gewässerverlauf: sowohl im Oberlauf (M01, M03) wie kurz vor der Mündung in die Erft (M10) gibt es Stellen, an denen nie ein Nachweis gelang, ebenso wie im Oberlauf (M02) und im Unterlauf (M08) in mehr als der Hälfte der Proben Cryptosporidien gefunden wurden. Cysten von *Giardia* konnten dagegen in fast allen Proben an der Swist nachgewiesen werden; lediglich an der Stelle M04 waren vier von sieben Proben *Giardia*-negativ. Die Mediane der Regelproben folgen über die Fließstrecke keinem einheitlichen Trend: nach einem Anstieg bis oberhalb Heimerzheim (M08) auf 10,8 Cysten/100L fallen die Medianwerte dann wieder auf 2,6 Cysten/100L ab. Auch die Schwankungsbreiten der parasitologischen Ergebnisse folgen über die Fließstrecke keinem einheitlichen Trend (Vergleiche Abb. 30).



**Abbildung 30: Giardia-Konzentrationen im Verlauf der Swist, bei Trockenwetter und im Entlastungsfall**

Bei den im Folgenden im Zusammenhang mit den Entlastungsanlagen genannten Vergleichswerten aus dem jeweiligen Kläranlagenzulauf handelt es sich um Ergebnisse aus dem F&E-Vorhaben "Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen" [41]

In den Trockenwetterproben unterhalb des RÜB Flerzheim konnten Cryptosporidien in mehr als der Hälfte der Proben nachgewiesen werden bei einem Median von 1,5 Oocysten/100L. Cysten von *Giardia lamblia* wurden immer nachgewiesen, mit einer medianen Konzentration von 6 Cysten/100L.

### 3.4.2 Jungbach

Im Verlauf des Sürst-/Jungbaches wurden drei Probestellen (M05, M06, M07) je siebenmal für Regelprobenahmen angefahren. Darüber hinaus wurde eine Probestelle (M12) unterhalb des RÜB Loch fünfmal nach Trockenwetterperioden beprobt.

#### 3.4.2.1 Vor-Ort-Parameter

Die elektrische Leitfähigkeit steigt im Oberlauf nach der ersten Siedlung (Sürst-Hardt) sowohl im Median als auch in den gemessenen Maxima stark an und bleibt dann im Median bei ca. 360  $\mu\text{S}/\text{cm}$  relativ konstant (vgl. auch Kap. 3.3). Der pH steigt über die Strecke kontinuierlich an bis auf 8,2. Trübung und Wassertemperatur sind sowohl über die Fließstrecke wie auch über das Jahr starken Schwankungen unterworfen, wie sie für ein Gewässer dieser Größenordnung nicht anders zu erwarten sind, und zeigen eine deutliche Anfälligkeit für äußere Einflüsse, vor allem Niederschläge.

In den expliziten Trockenwetterproben zeigt sich bei der elektrischen Leitfähigkeit deutlich der Einfluss der KA Loch auf das Gewässer mit Werten von median 328  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . pH und Trübung bei Trockenwetter weichen dagegen im Median kaum von den Gewässer-Werten oberhalb der Kläranlage ab.

**Tabelle 24: Wertebereiche der Vor-Ort-Parameter am Sürst-/Jungbach-System**

	Abfluß	El_ Leitf_	pH	Sauerstoff	Temperatur, Luft	Trübung	Wasser-Temperatur
<b>M05 Jungbach/Schiefelsbach oh KA Loch</b>	1,00 - 48,60	240,00 - 317,00	7,15 - 7,40	8,10 - 17,10	9,00 - 22,20	0,29 - 20,35	3,80 - 16,30
<b>M06 Jungbach/Sürstbach oh Schweinheim</b>	16,10 - 141,40	280,00 - 366,00	7,31 - 7,81	9,80 - 16,40	10,80 - 32,30	7,60 - 20,70	7,10 - 16,20
<b>M07 Jungbach vor Einleitung in Swist</b>	2,00 - 224,00	266,00 - 750,00	7,70 - 8,78	8,79 - 13,50	13,40 - 31,30	4,30 - 13,60	7,00 - 17,00
<b>M12 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Trockenwetter)</b>	4,10 - 32,40	311,00 - 487,00	7,21 - 7,51	7,90 - 16,20	9,80 - 27,10	4,40 - 52,80	1,30 - 17,80

#### 3.4.2.2 Chemie

Die Betrachtung der chemischen Parameter der Regelproben zeigt für die meisten Parameter keine signifikante Änderung der Werte im Gewässerverlauf. Wohl aber nimmt bachabwärts in der Regel die Schwankungsbreite der Ergebnisse um den jeweiligen Median zu. Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff und Phosphat nehmen über die Fließstrecke leicht ab und erreichen im Unterlauf Median-

Werte von 0,03 mg/L NH<sub>4</sub>-N, 0,02 mg/L NO<sub>2</sub>-N bzw. 0,03 mg/L PO<sub>4</sub>-P, Gesamt- und Nitrat-Stickstoff nehmen zu bis auf Werte von median 6 bzw. 4 mg/L.

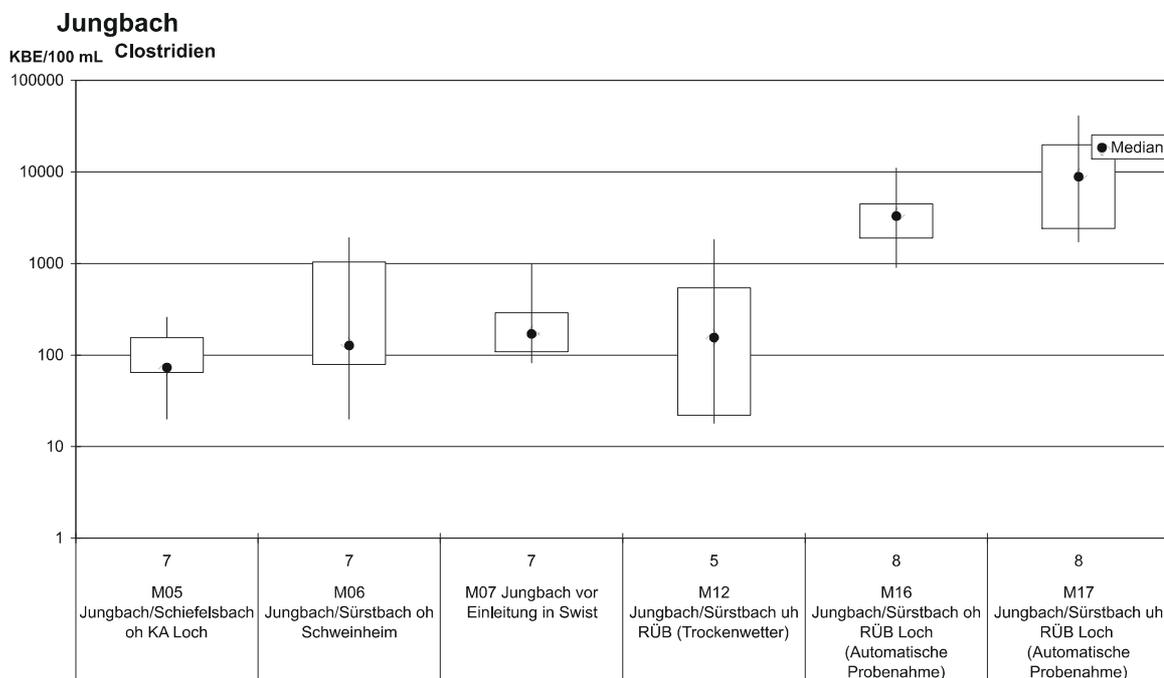
Gegenüber den Regelproben ergeben sich bei den reinen Trockenwetterwerten unterhalb des RÜB Loch nur beim Nitrat- und dem Gesamt-Stickstoff signifikante Änderungen in Form einer deutlichen Erhöhung auf 9 bzw. 7 mg/L im Median.

**Tabelle 25: Wertebereiche chemischer Parameter am Sürst-/Jungbach-System**

	abf_ Stoffe	Gesamt-N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Organisch-N	PO <sub>4</sub> -P	TOC
<b>M05 Jungbach/Schiefelsbach oh KA Loch</b>	10,00 - 39,00	1,40 - 7,90	0,03 - 0,47	0,01 - 0,12	0,71 - 2,00	1,00 - 6,20	0,03 - 0,25	3,80 - 12,00
<b>M06 Jungbach/Sürstbach oh Schweinheim</b>	10,00 - 24,00	4,20 - 6,00	0,03 - 0,17	0,01 - 0,06	3,20 - 5,40	1,00 - 2,10	0,03 - 0,33	3,50 - 5,60
<b>M07 Jungbach vor Einleitung in Swist</b>	10,00 - 28,00	1,70 - 8,20	0,03 - 0,08	0,01 - 0,16	1,50 - 7,00	1,00 - 1,90	0,03 - 0,66	2,40 - 8,20
<b>M12 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Trockenwetter)</b>	10,00 - 84,00	2,95 - 14,00	0,03 - 0,07	0,01 - 0,05	2,40 - 11,00	1,00 - 2,50	0,03 - 0,15	3,10 - 17,80

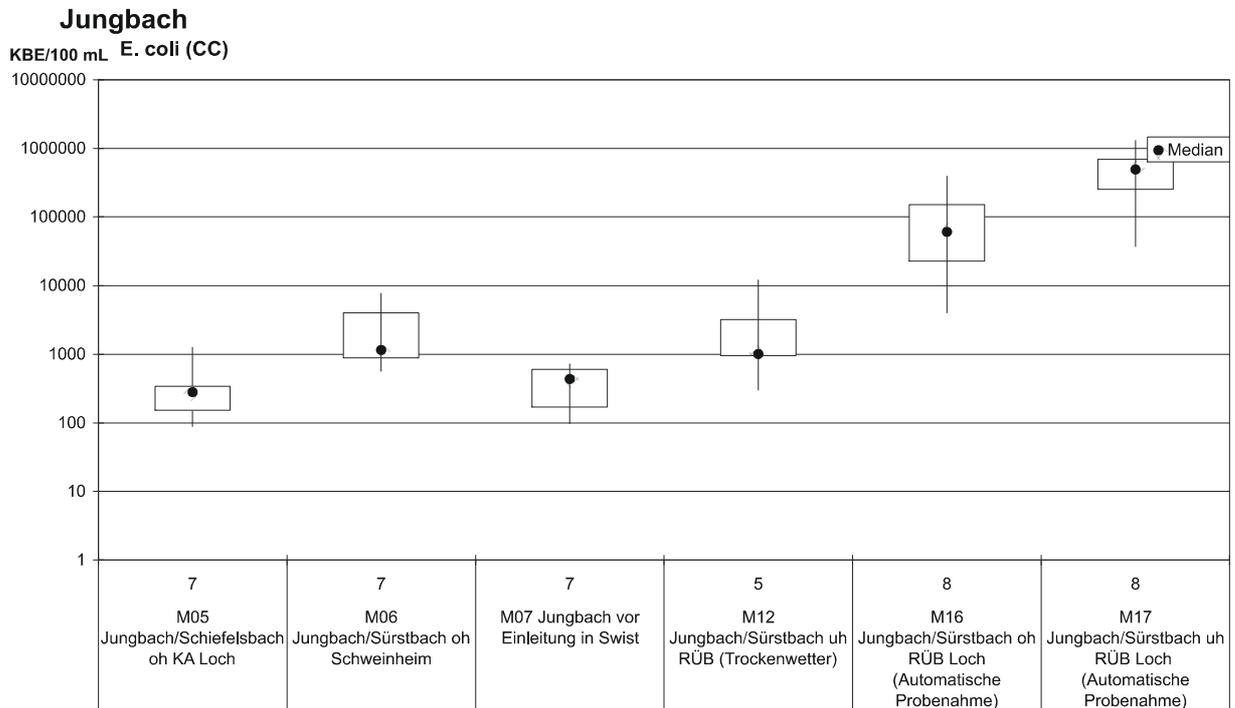
### 3.4.2.3 Bakteriologie

Clostridien lassen sich in Konzentrationen von 10<sup>2</sup> KBE/100 mL im Gewässerverlauf und bei Trockenwetter nachweisen (siehe Abb.31). Coliforme Bakterien liegen im Median bei Konzentrationen von 10<sup>3</sup> bis 10<sup>4</sup> KBE/100 mL, bei Trockenwetter liegt der Median bei 93.000 KBE/100 mL. Sie stammen hauptsächlich aus der KA Loch, welche bei Trockenwetter eine Hauptwasserquelle des Baches ist.



**Abbildung 31: Clostridienkonzentrationen im Verlauf des Jung-/Sürstbaches**

Ähnliche Beobachtungen kann man für den Parameter *E. coli* machen (siehe Abb. 32). Während *E. coli* in Konzentrationen von  $10^2$  KBE/100 mL im Gewässerverlauf vorkommt, lassen sich bei Trockenwetter Konzentrationen von  $10^3$  KBE/100 mL nachweisen.



**Abbildung 32: *E. coli*-Konzentrationen im Verlauf des Jung-/Sürstbaches**

Anders verhält es sich mit dem Parameter Fäkalstreptokokken. Hier liegt der Median der Konzentrationen bei Trockenwetter bei 227 KBE/100 mL, im Vergleich zu 487 KBE/100mL bei Routinebeprobungen. Im Gegensatz zu den Konzentrationen im Gewässerverlauf sinken unterhalb der KA Loch bei Trockenwetter die Konzentrationen der Fäkalstreptokokken. Dies entspricht den Beobachtungen an der KA Flerzheim bei Trockenwetter.

Stellt man die Mediane für die Parameter *E. coli* und Coliforme graphisch dar (s. Abb. 29), fällt auf, dass an der Probenahmestelle M05 zwischen beiden Parametern ein deutlicher Unterschied herrscht, während an den folgenden Probenahmestellen die Werte immer sehr nah beieinander liegen. Diese Beobachtung wurde an der Swist immer dann gemacht, wenn eine Kläranlage in den Bach einleitet. Die Probenahmestelle M05 befindet sich im Oberlauf des Sürstbaches, wo keine Abwasserentsorgungseinrichtung bekannt ist, die in das Gewässer einleitet. Linksseitig der Probenahmestelle befindet sich jedoch ein Hof mit Offenstallhaltung (s. Kap 2.3.1). Möglicherweise wurden im Gewässer Abschwemmungen des Hofes bei den Probenahmen erfasst, oder es liegen Drainagen vor, die Abwasser in das Gewässer einbringen. Im weiteren Gewässerverlauf stiegen die Bakterienkonzentrationen aller gemessener Parameter im Vergleich an, und es ist kein Unterschied zur Swist erkennbar. Bei den Koloniezahlen lassen sich im Vergleich von Trockenwetter- und Routinebeprobungen keine Unterschiede

de feststellen. Der Median der Koloniezahlen bei 20° C aller Probenahmestellen liegt bei 1.122 KBE/mL und der Median bei 37°C bei 869 KBE/mL. Bei Trockenwetter liegt der Median der Koloniezahlen 20°C bei 1.644 KBE/mL und der der Koloniezahlen 36°C bei 424 KBE/mL.

Zusammenfassend kann man sagen, dass die im Sürst-/Jungbach gemessenen Bakterienkonzentrationen den an der Swist gemessenen entsprechen. Bei Trockenwetter kann man den Einfluss der Kläranlagen auf die Bakterienkonzentrationen im Gewässer deutlich nachweisen. Im Untersuchungsgebiet liefern die Kläranlagen bei Trockenwetter den Großteil der den Bach speisenden Wassermenge.

Jahreszeitliche Einflüsse ließen sich im Untersuchungszeitraum nicht nachweisen. Auftretende Schwankungen finden sich sowohl im Sommer-, als auch im Winterhalbjahr. Eine steigende oder fallende Tendenz ist dabei nicht feststellbar. Die Bakterienkonzentrationen werden also nicht durch niedrige Temperaturen beeinflusst. Vielmehr ist davon auszugehen, dass aus den Kläranlagen, die als Hauptwasserquellen der Gewässer anzusehen sind, ständig Bakterien in gleichmäßig hohen Konzentrationen in das Gewässer gelangen und eine Grundbelastung bilden.

#### **3.4.2.4 Parasitologie**

In den Regelproben am Sürst-/Jungbach konnten Oocysten von *Cryptosporidium sp.* nur einmal (März 2003) an der PNS M07 kurz vor der Mündung in die Swist mit 1,8 Oocysten/100L nachgewiesen werden. Cysten von *Giardia lamblia* konnten durchgehend nur an dieser Stelle nachgewiesen werden (Median 1,8 Cysten/100L), an PNS M05 und M06 war jeweils nur ein einzelner Nachweis möglich (im Mai bzw. im Juni 2003 mit 0,4 bzw. 0,8 Cysten/100L).

In den reinen Trockenwetterproben unterhalb der Entlastungsanlage waren Cryptosporidien-Oocysten nur einmal enthalten in einer Konzentration von 0,6 Oocysten/100L. Giardien konnten mehrfach nachgewiesen werden mit einer medianen Konzentration von 0,9 Cysten/100L.

### **3.5 Beprobungen im Entlastungsfall**

#### **3.5.1 Stauraumkanal auf KA Loch**

Am Stauraumkanal auf der KA Loch wurden acht Entlastungsereignisse mittels der in Kap. 2.7 beschriebenen automatischen Beprobungseinrichtung mit dem kompletten genannten Parametersatz beprobt. Eine Probe im November 2002 konnte aus technischen Gründen nur auf die chemischen Parameter untersucht werden. Zu allen acht Ereignissen konnten an allen drei Stellen (Kanalstauraum, Gewässer oberhalb und unterhalb) Proben gewonnen werden.

### 3.5.1.1 Vor-Ort-Parameter

Gegenüber den übrigen Gewässerproben ist in den Ereignisproben oberhalb der Einleitung die Leitfähigkeit nicht deutlich verändert, der Wertebereich erscheint allenfalls etwas nach unten erweitert. Die Verdünnungseffekte durch Regenwasser machen sich erst in den Proben unterhalb der Einleitung deutlich bemerkbar. Beim pH unterscheiden sich die Mediane ober- und unterhalb der Einleitung kaum voneinander, sie liegen aber beide deutlich unter denen der übrigen Gewässerproben und der expliziten Trockenwetterwerte. Die Trübung im Gewässer nimmt im Median allenfalls leicht von ober- nach unterhalb der Einleitung ab; auffallend ist dagegen die drastische Steigerung der Trübung auf das 20-fache der Trockenwetterwerte bereits oberhalb der Einleitung.

In den Ereignisproben des Stauraumkanals der KA Loch wird bereits an den Vor-Ort-Parametern Leitfähigkeit und Trübung sowohl der verdünnende Effekt des Niederschlagswassers als auch die Absetzwirkung des Regenüberlaufbeckens sichtbar: die Leitfähigkeitswerte liegen im Median mit etwa 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  deutlich sowohl unter den medianen Zulauf- wie auch den Ablaufwerten (ca. 1.000 bzw. ca. 900  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), was auf eine starke Verdünnung des Abwassers hinweist. Ebenso der pH-Wert, der statt über 8 im Median des Zulaufs im Ablauf des Stauraumkanals bei 7 liegt. Die gegenüber dem Zulauf deutlich geringere Trübung (median ca. 100 FNU statt median 200 FNU im Zulauf) geht sowohl auf Verdünnungseffekte des Niederschlagswassers als auch auf ein teilweises Absetzen der Trübstoffe im Stauraumkanal zurück.

**Tabelle 26: Wertebereich Vor-Ort-Parameter Stauraumkanal Loch**

	Abfluß	El_Leitf_	pH	Sauerstoff	Temperatur, Luft	Trübung	Wasser-Temperatur
<b>M15 Ablauf RÜB Loch</b>	-	92,00 - 203,00	5,70 - 7,27	1,70 - 17,00	8,80 - 22,50	3,60 - 262,00	7,60 - 19,80
<b>M16 Jungbach/Sürstbach oh RÜB Loch (Automatische)</b>	-	217,00 - 414,00	5,90 - 7,80	4,50 - 10,13	8,80 - 22,50	1,40 - 330,00	6,40 - 21,60
<b>M17 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Automatische)</b>	-	155,00 - 498,00	6,50 - 7,70	3,40 - 9,20	8,80 - 22,50	1,70 - 375,00	6,40 - 21,20

### 3.5.1.2 Chemie

Bis auf Nitrat- und Gesamt-Stickstoff sind die Werte aller chemischen Parameter in den Ereignisproben im Gewässer bereits oberhalb der Einleitungsstelle teilweise deutlich erhöht gegenüber den Trockenwetterwerten. Besonders deutlich sind die Steigerungen bei den abfiltrierbaren Stoffen, Phosphat und Ammonium-Stickstoff. Die Werte für Nitrat- und Gesamt-Stickstoff liegen dagegen deutlich unter den Trockenwetterergebnissen. Für die Betrachtung des Verhaltens der Parameter unterhalb der Einleitungsstelle helfen die Medianwerte nicht mehr weiter; hier muss jedes Ereignis als eigene Wertereihe betrachtet werden, da bei allen chemischen Parametern je nach Ereignis unterhalb der Entlastungsstelle sowohl Erhöhungen als auch Verdünnungseffekte beobachtet werden konnten.

Das entlastete Wasser selbst zeigt trotz der gegenüber den Zulaufwerten starken Verdünnung nach wie vor Charakteristika von häuslichem Abwasser. Vor allem die Ammonium- und Nitrit-Stickstoff-Konzentrationen (median 2,9 bzw. 0,2 mg/L) heben sich deutlich von den Ereigniswerten im Gewässer oberhalb der Einleitung ab. Die Konzentrationen beider Parameter im Gewässer werden im Entlastungsfall durch die Einleitung aus dem Stauraumkanal immer deutlich erhöht. Ebenfalls in der Regel leicht erhöht werden die Konzentrationen von Gesamt- und Nitrat-Stickstoff. Die Konzentrationen von Phosphor und TOC liegen in der Einleitung meist unter denen des Gewässers oberhalb, so dass sich unterhalb meist eine leichte Verdünnung ergibt. Die Werte für abfiltrierbare Stoffe liegen median zwar unter denen der Gewässerproben oberhalb, ein regelmäßiger Verdünnungseffekt ist hier aber ebenso wenig zu zeigen, wie für organischen Stickstoff.

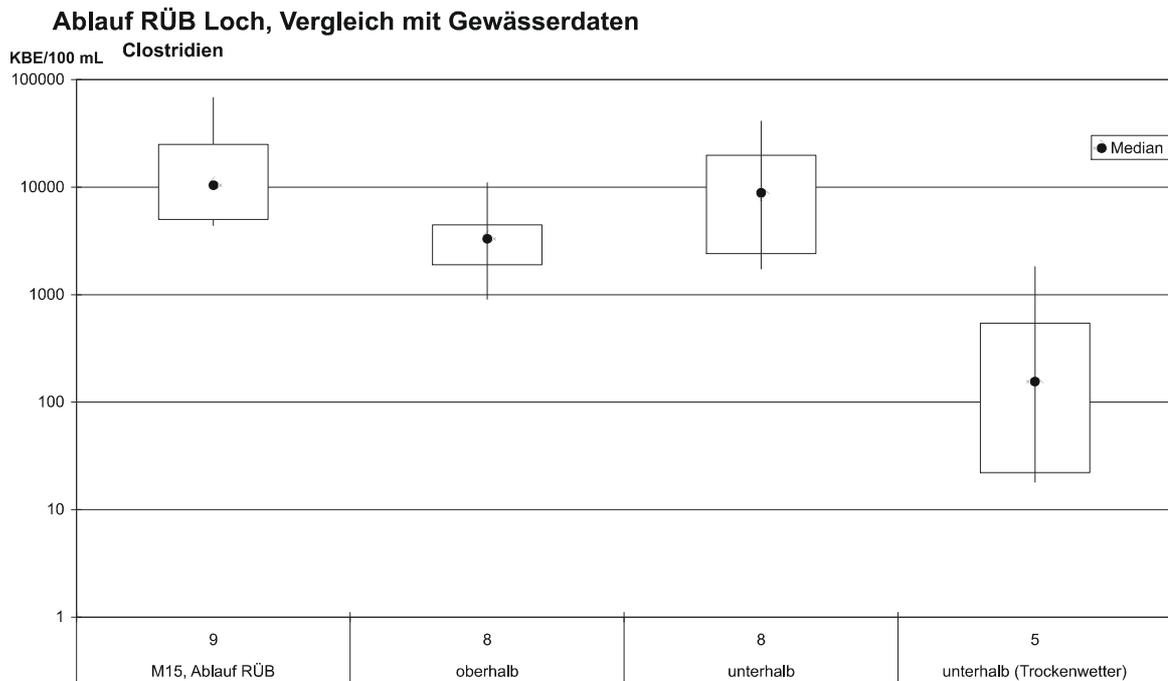
**Tabelle 27: Wertebereich chemische Parameter Stauraumkanal Loch**

	abf_ Stoffe	Gesamt-N	NH4-N	NO2-N	NO3-N	Organisch-N	PO4-P	TOC
<b>M15 Ablauf RÜB Loch</b>	16,00 - 443,00	3,70 - 12,00	1,20 - 5,70	0,03 - 0,84	0,20 - 2,30	1,00 - 8,56	0,40 - 2,70	7,60 - 56,00
<b>M16 Jungbach/Sürstbach oh RÜB Loch (Automatische)</b>	17,00 - 930,00	2,00 - 18,00	0,03 - 0,50	0,01 - 0,19	0,27 - 2,20	1,00 - 17,90	0,03 - 3,20	7,50 - 123,00
<b>M17 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Automatische)</b>	30,00 - 4.661,00	2,10 - 14,00	0,25 - 3,90	0,01 - 0,23	0,20 - 2,20	1,00 - 11,00	0,27 - 3,00	7,20 - 380,00

### 3.5.1.3 Bakteriologie

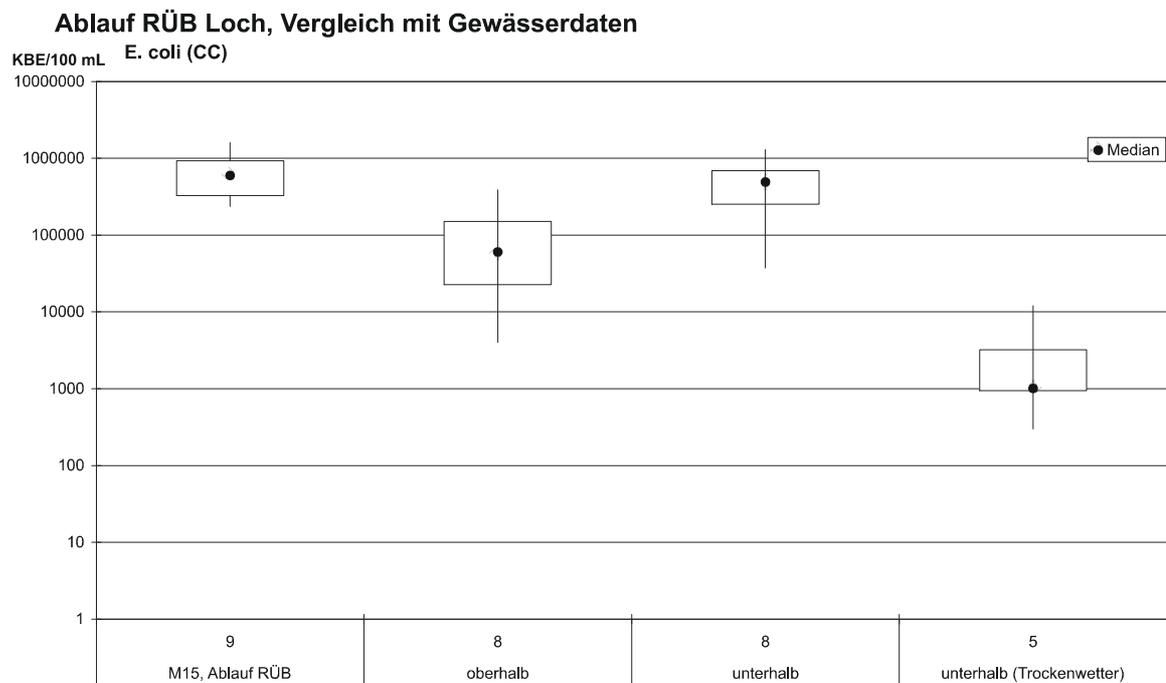
Im Falle von Regenereignissen finden sich im Gewässer Bakterienkonzentrationen aller untersuchten Parameter, die zwei Log-Stufen höher liegen als bei Trockenwetterbeprobungen. Durch die Niederschläge gelangen Bakterien aus vielfältigen Quellen in das Gewässer, und die Konzentrationen erhöhen sich. Um dennoch den Einfluss der Regenentlastungen aus Kläranlagen zu erfassen, wurde das Gewässer sowohl oberhalb als auch unterhalb der Kläranlage beprobt. Hinzu kommen die Ergebnisse der Beprobungen während des Abschlags aus dem Stauraumkanal.

Salmonellen wurden im Falle eines Abschlagereignisses in allen untersuchten Proben in jeweils 100 mL Probevolumen nachgewiesen. Da es sich um ein presence/absence Verfahren handelt, sind keine Aussagen über möglicherweise unterschiedliche Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage und dem Gewässer möglich. Für die Clostridien zeigt sich, dass der Median der Konzentrationen aus dem Stauraumkanal bei 10.400 KBE/100mL liegt und im Gewässer unterhalb der Kläranlage bei 8.857 KBE/100 mL (siehe Abb 33). Damit steigt die Clostridienkonzentration von 3.300 KBE/100 mL oberhalb der Kläranlage auf 8.857 KBE/100 mL unterhalb der Anlage.



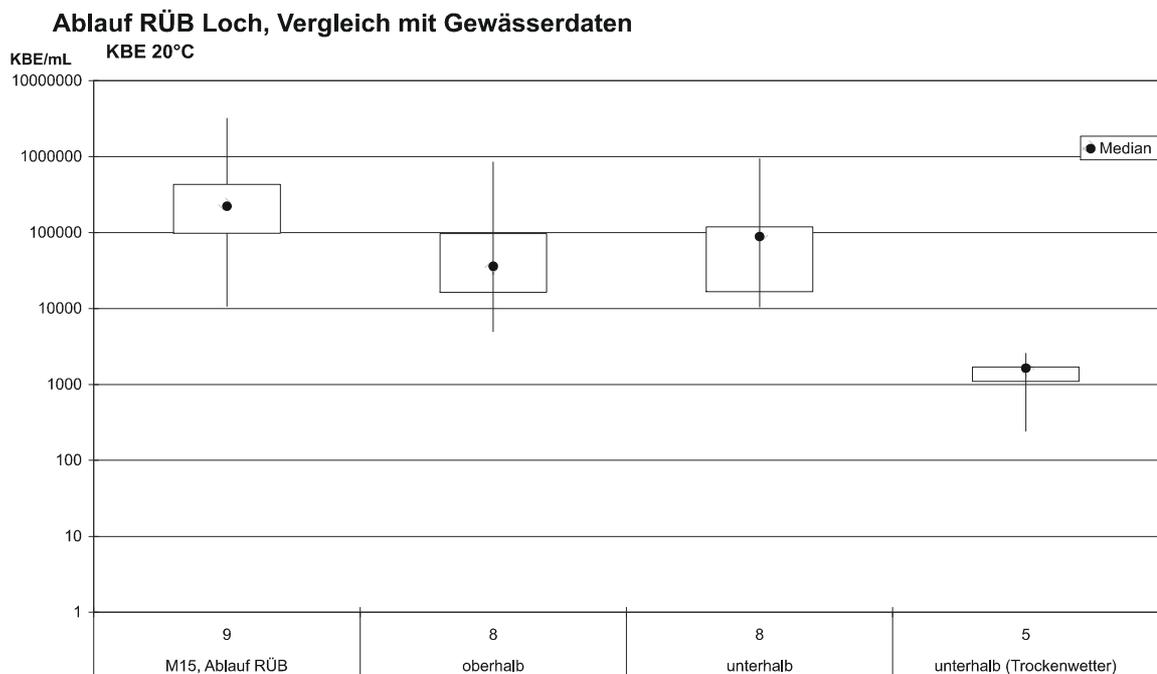
**Abbildung 33: Clostridienkonzentrationen im Gewässer und der Kläranlage Loch**

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Parameter *E. coli* und coliforme Bakterien. *E. coli* findet sich im Ablauf des Stauraumkanals im Median von 600.000 KBE/100 mL. Das ist eine Log-Stufe mehr, als zur gleichen Zeit im Gewässer oberhalb der Kläranlage zu finden ist (60.454 KBE/100 mL) (siehe Abb.34). Unterhalb der Kläranlage lassen sich dementsprechend auch wieder höhere Konzentrationen von 493.636 KBE/100 mL nachweisen. Die Konzentrationen an coliformen Bakterien sind natürlicherweise immer höher als die des Fäkalindikators *E. coli*. Aus dem Stauraumkanal werden Konzentrationen von 2.400.000 KBE/100 mL in das Gewässer eingeleitet, das vorher schon 580.000 KBE/100 mL enthält. Durch den Abschlag erhöht sich die Konzentration im Gewässer auf 2.300.000 KBE/100 mL und liegt damit 1,5 Logstufen höher als bei Vergleichsmessungen unter Trockenwetterbedingungen.



**Abbildung 34: E. coli-Konzentrationen in der KA Loch und im Gewässerverlauf**

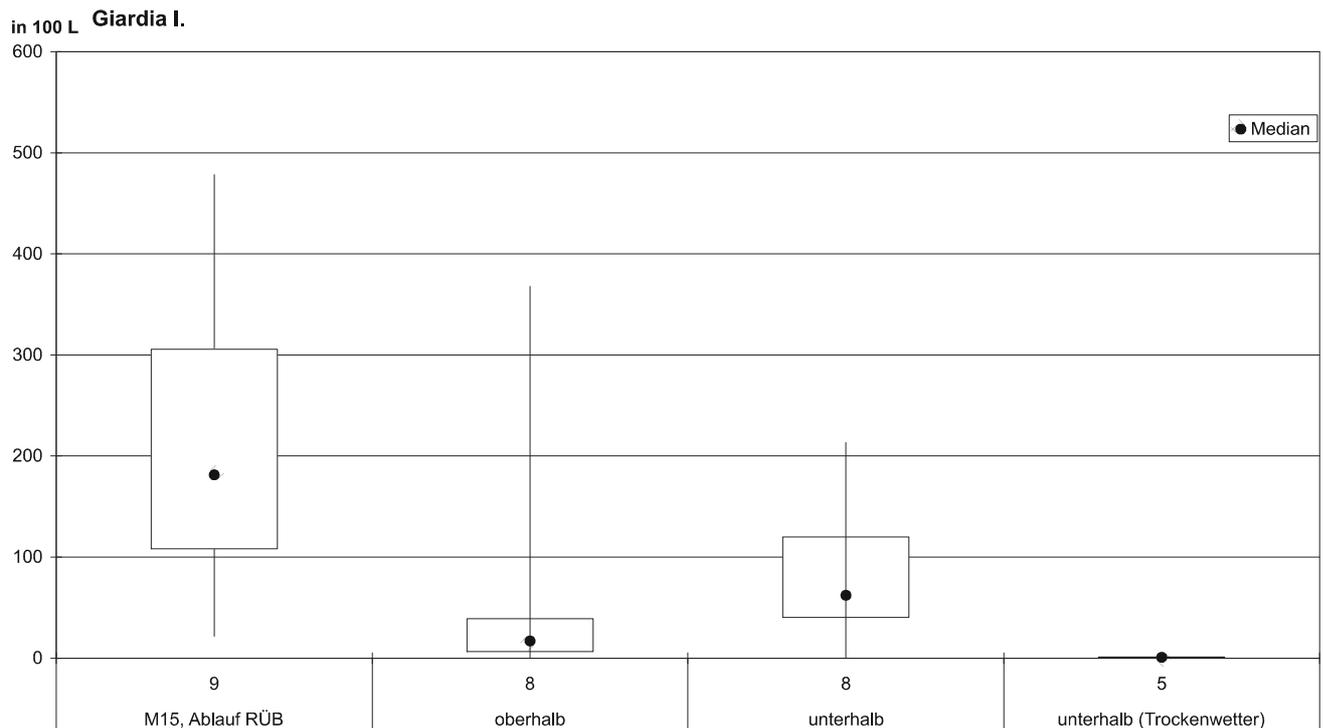
Bei den Fäkalstreptokokken fällt der Einfluss des Stauraumkanals geringer aus. Sind oberhalb der Einleitung 23.000 KBE/100 mL im Gewässer vorhanden, finden sich unterhalb 55.500 KBE/100 mL (siehe Abb.35). Im Ablauf des Stauraumkanals lassen sich im Median 106.303 KBE/100 mL nachweisen. Durch die Einleitung kommt es also zu einer Verdopplung der Bakterienkonzentration im Gewässer. Besonders auffällig ist aber der Vergleich zu Trockenwetterbeprobungen. Hier liegt der Median im Gewässer bei 227 KBE/100 mL. Damit findet bei Starkniederschlägen eine Erhöhung der Bakterienkonzentrationen um zwei Logstufen statt, die Bakterien aus dem Ablauf der Kläranlage nicht eingerechnet.



**Abbildung 35: Fäkalstreptokokken in der KA Loch und im Gewässerverlauf**

Die Koloniezahlen verändern sich bei Starkregen im Gewässerverlauf kaum, wenn man die Konzentrationen bei 20°C Bebrütungstemperatur betrachtet. Liegen sie oberhalb der Kläranlage bei 36.084 KBE/100 mL, finden sich unterhalb der Kläranlage durchschnittlich 88.813 KBE/mL. Dies bedeutet zwar einen Anstieg um das 2,5-fache, fällt aber im Vergleich zu den Fäkalindikatoren gering aus. Aus dem Stauraumkanal gelangen durchschnittlich 223.580 KBE/mL zusätzlich in das Gewässer. Diese recht hohe Konzentration wird unterhalb des Gewässers nicht als bedeutsamer Zuwachs nachgewiesen und schwimmt mit den Konzentrationen, die aus anderen Quellen stammen. Anders sieht es bei den Koloniezahlen mit 36°C Bebrütungstemperatur aus. Finden sich im Bach oberhalb der Kläranlage 17.290 KBE/mL, so steigen die Konzentrationen nach der Einleitung aus dem Stauraumkanal auf 104.580 KBE/mL. Dies sind ungefähr die Hälfte der Bakterien pro mL, die im Stauraumkanal gefunden werden (213.200 KBE/mL).

## 3.5.1.4 Parasitologie



**Abbildung 36: Giardia-Cysten am Ablauf des Stauraumkanals Loch im Vergleich mit Gewässerdaten**

Cryptosporidien-Oocysten konnten an den automatisch beprobten Stellen ober- und unterhalb der Entlastung nicht häufiger oder in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden als in den Trockenwetterproben: oberhalb der Einleitung war eine der acht Ereignisproben mit 2,2 Oocysten/100L positiv, unterhalb konnte *Cryptosporidium* im Zusammenhang mit Ereignissen nie nachgewiesen werden. Cysten von *Giardia lamblia* dagegen konnten oberhalb der Einleitung mit einer Ausnahme und unterhalb immer nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen dabei bereits oberhalb der Einleitung sowohl im Median wie auch bei allen Einzelwerten höher als in den Trockenwetterproben, wobei der Ereignismedian das 17-fache des Trockenwetterwertes betrug. Der Ereignismedian unterhalb der Entlastungsstelle beträgt nochmals das 3,5-fache des Wertes oberhalb, und auch die Betrachtung der Einzelwerte zeigt, dass bei jedem Ereignis die Giardia-Konzentration unterhalb der Entlastung höher ist als oberhalb (Vergleiche Abbildung 36). Das Ausmaß der Steigerung ist allerdings je nach Ereignis unterschiedlich. Hierin spiegeln sich die stark schwankenden *Giardia*-Konzentrationen im Ablauf des Stauraumkanals wider (21,8 – 478 Cysten/100L). Mit einer Ausnahme sind diese Werte immer höher als die im Gewässer oberhalb der Einleitung, so dass es unterhalb fast bei jeder Entlastung zu einer deutlichen Steigerung der *Giardia*-Konzentrationen kommt. Gegenüber den im Zufluss nachgewiesenen Konzentrationen von median ca. 9.000 und maximal über 190.000 Cysten/100L

sind die Werte im Entlastungswasser durch Verdünnung und Absetzwirkung im Stauraumkanal deutlich reduziert.

Cryptosporidien-Oocysten wurden nur bei einem einzigen Ereignis sowohl im Ablauf des Stauraumkanals (102 Oocysten) als auch im Gewässer oberhalb der Einleitung (2,2 Oocysten/100L) gefunden. Da die Organismen sonst nie, und bei dem fraglichen Ereignis auch nicht unterhalb nachgewiesen wurden, muss davon ausgegangen werden, dass es sich bei den Nachweisen um äußerst sporadisch in Gewässer und Kanalnetz gelangende Fäkalienspuren handelt. Auch in den vormals bearbeiteten Zulaufproben konnten Cryptosporidien in der Regel nicht nachgewiesen werden.

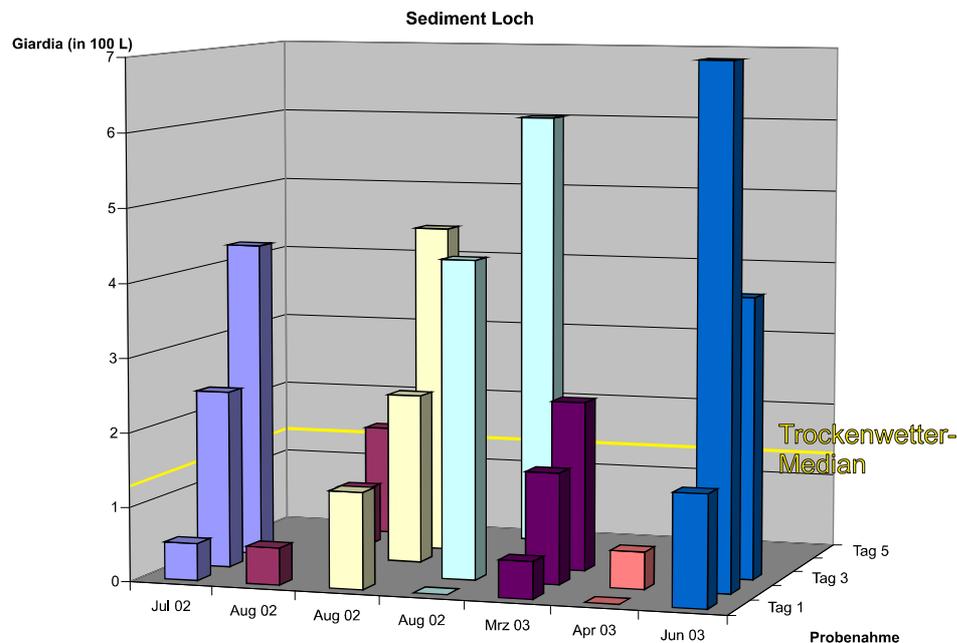
### 3.5.1.5 Untersuchungen des Gewässersediments

Zu sieben Entlastungsereignissen wurde das Gewässersediment unterhalb der Einleitungsstelle untersucht. Die Proben wurden am Tag der Beprobung der Tonnen und je zweimal in den folgenden zwei bis vier Tagen genommen. Wie oben beschrieben, wurde aus dem Sediment eine Suspension der Feinpartikel hergestellt, die chemisch, bakteriologisch und parasitologisch untersucht wurde. Die Ergebnisse im Anhang beziehen sich jeweils auf 10 Gramm Sediment.

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen zeigen in keiner der drei Parametergruppen eine einheitliche Entwicklung über die Zeit. Im Vergleich mit den Sedimentuntersuchungen bei Trockenwetter zeigen sich aber vor allem für chemische Parameter, die an Partikel gebunden sind (z.B. Phosphat), und für *Giardia lamblia* zwei häufigere Entwicklungen:

- Die Ergebnisse nehmen häufig über die betrachtete Zeit nach dem Ereignis zu.
- Mehr als die Hälfte der Werte für organisch gebundenen Stickstoff, Phosphat, TOC, die bakteriologischen Parameter und *Giardia* liegen über dem Median der Werte bei Trockenwetter.

Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass es bei einem Entlastungsereignis aufgrund der hohen hydraulischen Belastung zum quantitativen Ausschwemmen von Organismen und Feinpartikeln auch aus Bereichen kommt, die unter durchschnittlichen oder Trockenwetter-Zuständen als Sedimentfallen fungieren. Unmittelbar nach dem Ende der Entlastung kommt es zu einer Sedimentation von Organismen und Material, das durch Niederschlagswasser im Oberlauf aufgewirbelt, oder durch andere Niederschlagswassereinleitungen eingetragen wurde. Bei schnellem Abfließen der Hochwasserwelle stellt sich innerhalb von wenigen Tagen wieder das alte Trockenwetter-Gleichgewicht im Sediment ein. Ansonsten kommt es je nach Abflussintensität zu weiterem Ansteigen der mikrobiologischen Konzentrationen im Sediment, oder (seltener) zu weiteren Auswaschungen. Die Entlastungen aus dem RÜB Loch tragen also in jedem Fall zu einer Verstärkung der natürlichen Verfrachtung von sedimentiertem Material und Organismen nach Niederschlägen bei.



**Abbildung 37: Konzentrationen von Giardia lamblia im Sediment an der Probenahmestelle M12\_S nach Entlastungsereignissen**

### 3.5.2 Regenüberlaufbecken auf der KA Flerzheim

Insgesamt wurden an der Entlastungsanlage auf der Kläranlage Flerzheim acht Ereignisse beprobt. Wegen technischer Schwierigkeiten bei den automatischen Probenahmen wurden allerdings nicht immer alle fünf Probenahmestellen erfasst. So existieren von der Gewässerprobenahmestelle unterhalb nur zwei Proben. Das RÜB I hatte bei einem Ereignis zum Probenahmezeitpunkt keinen Überlauf, das RÜB II bei drei Ereignissen. Vollständige Wertereihen (Swist oberhalb, Entlastung, Kläranlagenablauf, Swist unterhalb) liegen also nur von zwei Ereignissen vor.

#### 3.5.2.1 Vor-Ort-Parameter

Bereits oberhalb der Einleitung ist die Leitfähigkeit im Gewässer in den Ereignisproben deutlich niedriger als in den Regel- und Trockenwetterproben, worin sich der starke Einfluss des Niederschlagswassers bemerkbar macht. Die deutlich erhöhten Trübungswerte zeugen ebenfalls von großem Einfluss des plötzlich erhöhten Abflusses bereits oberhalb der Einleitung. Der pH-Wert ist leicht abgesenkt gegenüber den Regel- und Trockenwetterwerten. Unterhalb der Einleitung werden diese Effekte jeweils noch verstärkt.

Die Mediane der pH-Werte aus Nachklärbecken und den beiden RÜBs auf der KA Flerzheim unterscheiden sich nicht signifikant; auch ihre Extrema liegen alle etwa gleich verteilt zwischen 6,5 und 7,5. Die Werte der elektrischen Leitfähigkeit sind mit einem Median von 877  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Ablauf des Nachklärbeckens (NKB) deutlich höher, als in den beiden RÜBs (292 bzw. 239  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Hier macht

sich die Verdünnung durch das Regenwasser bemerkbar. Die Trübung ist dagegen in den Proben aus den RÜBs erwartungsgemäß ca. 50-fach höher als im Ablauf des NKB (56,6 bzw. 79,3 gegenüber 1,7 FNU). Trotzdem macht sich auch hier gegenüber den Zulaufergebnissen mit median 250 FNU sowohl die Verdünnung durch Niederschlagswasser wie auch die Absetzwirkung in den Becken durchaus bemerkbar.

**Tabelle 28: Wertebereich Vor-Ort-Parameter RÜB's und NKB Flerzheim**

	Abfluß	EI_Leitf_	pH	Sauerstoff	Temperatur, Luft	Trübung	Wasser-Temperatur
<b>M18 Ablauf NKB KA Flerzheim (parallel zu</b>		579,00 - 1.170,00	6,50 - 7,49	9,70 - 11,80	1,00 - 21,30	1,48 - 79,30	2,00 - 17,20
<b>M19 Ablauf RÜB I KA Flerzheim</b>		160,00 - 806,00	6,80 - 7,50	2,70 - 5,68	1,00 - 21,30	0,20 - 105,90	1,70 - 16,90
<b>M20 Ablauf RÜB II KA Flerzheim</b>		179,00 - 805,00	6,90 - 7,50	0,50 - 6,80	1,00 - 13,50	40,20 - 180,00	5,70 - 13,50
<b>M21 Swist oh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>		287,00 - 725,00	6,80 - 8,00	8,60 - 15,10	1,00 - 21,30	0,11 - 207,30	5,00 - 17,80
<b>M22 Swist uh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>		374,00 - 540,00	6,50 - 7,80	9,20 - 10,90	12,80 - 12,80	93,00 - 180,00	8,70 - 10,90

### 3.5.2.2 Chemie

Gegenüber den Trockenwetterproben zeigt sich auch hier an der Probenahmestelle bereits oberhalb der Einleitung eine deutliche Erhöhung der abfiltrierbaren Stoffe sowie von Ammonium-, Nitrit- und Organischem Stickstoff. Auch die Phosphat-Phosphor- und TOC-Werte sind gegenüber den Trockenwetterbedingungen erhöht. Nitrat- und Gesamt-Stickstoff liegen deutlich unterhalb der Trockenwetterwerte. Unterhalb der Einleitung kommt es im Gewässer bei allen chemischen Parametern zu einer Erhöhung gegenüber oberhalb der Einleitung, wobei sich Effekte des Kläranlagenablaufs und der Entlastung überlappen. Als Haupteffekte der Entlastung dürfen aber die deutliche Steigerung der abfiltrierbaren Stoffe, der Ammonium- und Nitrit-Stickstoff-Werte und des Phosphat-Phosphors angesehen werden, die im Regelablauf der Kläranlage mit engen Grenzwerten belegt sind.

Beim Vergleich der Konzentrationen aus dem NKB mit denen aus den RÜBs fallen zunächst die sehr ähnlichen Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen auf: dahinter verbergen sich allerdings deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung: im NKB macht Nitrat-Stickstoff fast den gesamten Stickstoff aus, in den RÜBs dagegen Ammonium- und organischer Stickstoff, wobei hier noch Unterschiede zwischen den beiden Becken bestehen, da RÜB II höhere Nitrit- und Nitrat-Stickstoff Werte liefert als RÜB I, dafür aber geringere Werte für organischen Stickstoff. Auch die TOC-Werte des RÜB I sind deutlich höher, als im RÜB II. All dies hat seinen Grund offenbar in der Tatsache, dass die Becken nacheinander gefüllt werden, bevor sie mehr oder weniger zeitgleich abschlagen: RÜB I erhält auf diese Weise offenbar mehr aus dem Kanalnetz ausgespülte Sedimente und unverdünntes Abwasser, das von der Regenwasserwelle vor sich her geschoben wird, die hauptsächlich in RÜB II gespeichert wird. Vergleichszahlen aus dem Kläranlagenzulauf liegen für diese Parameter nicht vor.

**Tabelle 29: Wertebereich chemische Parameter RÜB's und NKB Flerzheim**

	abf_ Stoffe	Gesamt-N	NH4-N	NO2-N	NO3-N	Organisch-N	PO4-P	TOC
<b>M18 Ablauf NKB KA Flerzheim (parallel zu</b>	10,00 - 11,10	7,90 - 13,00	0,03 - 0,21	0,01 - 0,04	6,50 - 13,00	1,00 - 3,30	0,08 - 1,20	5,20 - 11,00
<b>M19 Ablauf RÜB I KA Flerzheim</b>	20,00 - 217,00	8,40 - 17,00	4,00 - 11,80	0,01 - 1,00	0,20 - 1,60	2,10 - 9,10	1,10 - 4,50	16,40 - 70,00
<b>M20 Ablauf RÜB II KA Flerzheim</b>	38,00 - 212,80	6,30 - 17,00	3,60 - 9,90	0,01 - 1,30	0,20 - 4,00	1,00 - 6,80	1,00 - 3,70	9,30 - 32,00
<b>M21 Swist oh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>	34,70 - 92,00	1,80 - 11,00	0,03 - 0,76	0,01 - 0,09	1,10 - 4,50	1,00 - 2,60	0,24 - 0,68	3,60 - 15,00
<b>M22 Swist uh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>	15,10 - 168,80	6,20 - 8,00	0,03 - 2,00	0,07 - 0,12	3,00 - 4,20	1,40 - 4,50	0,32 - 1,70	5,70 - 12,00

### 3.5.2.3 Bakteriologie

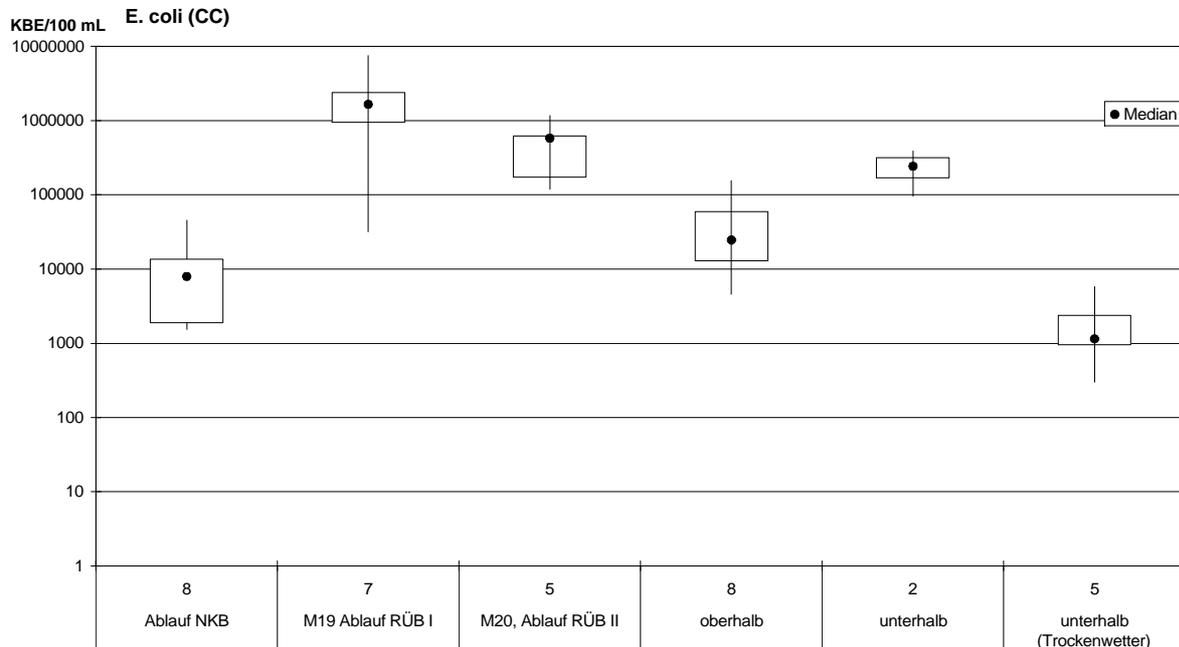
An der Kläranlage Flerzheim wurde während der Ereignisse auch der Ablauf des Nachklärbeckens beprobt. Wie im Projekt "Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen" [41] konnte auch in diesem Projekt gezeigt werden, dass die aus dem Kläranlagenablauf Flerzheim stammenden Bakterienkonzentrationen maximal eine Logstufe höher liegen als die bei Trockenwetter gemessenen Konzentrationen im Gewässer. Durch den normalen Betrieb der Kläranlage entstehen keine zusätzlichen Gewässerkontaminationen mit Bakterien.

Für alle untersuchten Parameter wurden im Falle von Regentlastungen im Gewässer unterhalb der Kläranlage höhere Konzentrationen nachgewiesen als oberhalb. Die Unterschiede fielen allerdings je nach Parameter unterschiedlich hoch aus. Auch bei den beiden Regenüberlaufbecken (RÜB) finden sich unterschiedlich hohe Konzentrationen. Im Idealfall wird zuerst RÜB I befüllt, danach RÜB II, und erst wenn dieses voll ist, schlagen beide Becken ab. In der Praxis wurde dies nie erreicht. Dennoch sind die Konzentrationen in RÜB I immer etwas höher als die in RÜB 2 gemessenen.

Clostridien finden sich im Median in RÜB I in Konzentrationen von 37.273 KBE/100mL und in RÜB II in Konzentrationen von 27.000 KBE/100 mL. Während einzelner Ereignisse wiesen RÜB I und II allerdings auch Unterschiede um fast zwei Log-Stufen auf. Die Regenüberlaufbecken enthalten Clostridien in Konzentrationen, die 10fach höher sind als die zum gleichen Zeitpunkt in der Swist gemessenen. Diese eindeutigen Konzentrationsunterschiede lassen sich in der Swist unterhalb der Kläranlage nicht nachweisen. Hier werden 5.223 KBE/100 mL nachgewiesen, was im Vergleich zu 2.050 KBE/100 mL oberhalb der KA einer Verdopplung der Konzentrationen entspricht, aber keine sehr starke Erhöhung darstellt. Da die Clostridien in Sporenform im Untersuchungsmaterial vorliegen, und in den RÜBs eine Sedimentation der Sporen erfolgt, sind im Abschlag, der den Bach erreicht, erwartungsgemäß geringere Konzentrationen vorhanden sind als in den Becken.

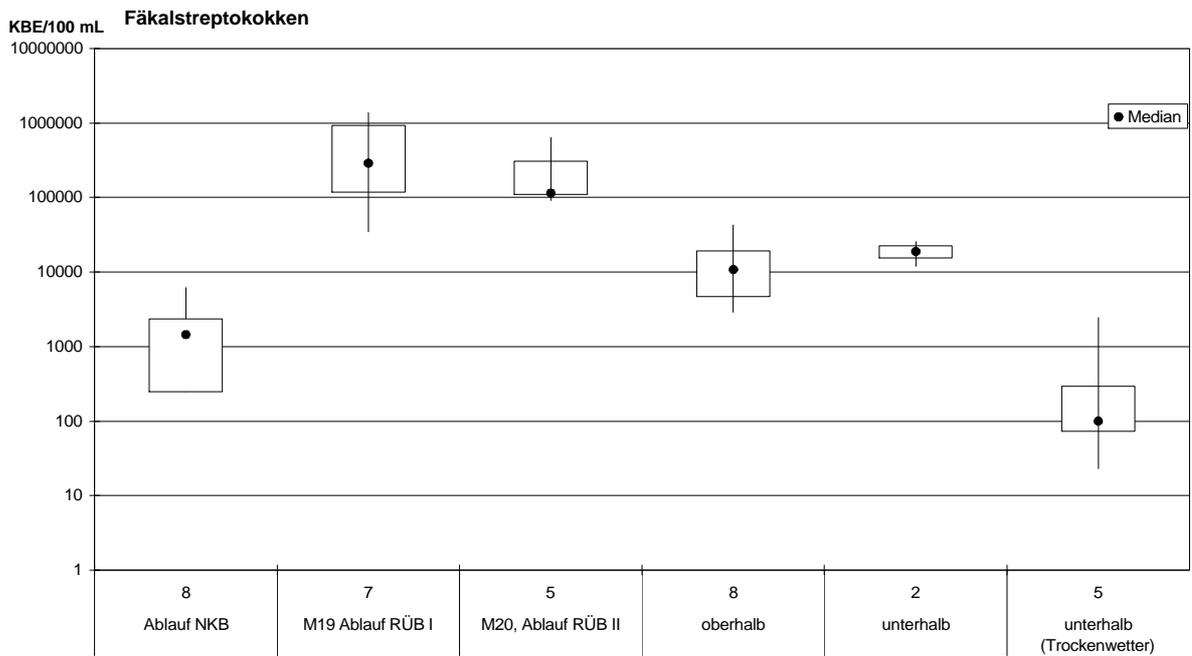
Besonders deutlich wird der Unterschied zwischen Sporen und vegetativen Bakterien bei der Betrachtung von *E. coli* und coliformen Bakterien. Hier sinken die Konzentrationen im Gewässer unterhalb der Kläranlage nur gering, bzw. liegen in keinem Fall unter den Konzentrationen in den RÜBs. Deutlich steigt jedoch die Konzentration im Vergleich zur Probenahmestelle oberhalb der Kläranlage an.

Für *E. coli* lässt sich ein 10-facher Anstieg der Bakterienkonzentrationen durch den Abschlag der RÜBs feststellen (siehe Abb. 38: 24.600 KBE/100 mL oberhalb zu 243.200 KBE/100 mL unterhalb der Einleitung). Die beiden RÜBs weisen im Median Konzentrationen von 1.670.000 KBE/100 mL (RÜB I) und 582.000 KBE/100 mL (RÜB II) auf.



**Abbildung 38: E. coli-Konzentrationen in der KA Flerzheim und im Gewässer**

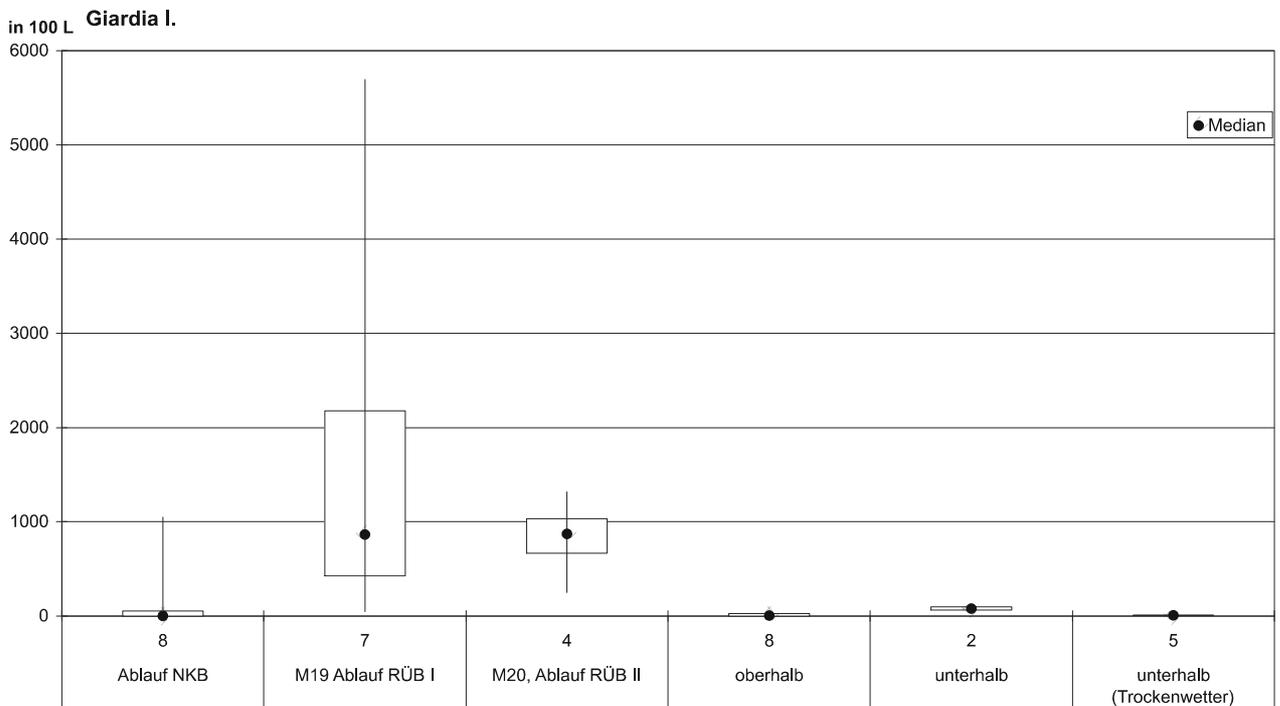
In RÜB II werden also weniger Bakterien eingetragen, was unter Berücksichtigung der Bau- und Funktionsweise richtig erscheint. Mit dem ersten Regen wird die Kanalisation durchspült, und es gelangen viele Fäkalien in das erste RÜB. Im weiteren Verlauf des Regenereignisses wird RÜB II befüllt, und zwar mit Kanalwasser, das Fäkalien in verdünnter Konzentration enthält. Das gleiche Bild findet man für coliforme Bakterien. RÜB I enthält 4.300.000 KBE/100 mL und RÜB II 1.400.000 KBE/100 mL, somit unterscheidet sich RÜB I von RÜB II um etwa den dreifachen Bakteriengehalt. Im Gewässer finden sich unterhalb der Kläranlage 2.620.000 KBE/100 mL im Vergleich zu 68.000 KBE/100 mL oberhalb. Die Ergebnisse für Fäkalstreptokokken lassen sich mit denen für *E. coli* vergleichen. Allerdings finden sich im RÜB I im Median 290.000 KBE/100 mL und somit eine Log-Stufe weniger Fäkalstreptokokken (siehe Abb.39) als *E. coli*, und auch RÜB II zeigt geringere Fäkalstreptokokkenkonzentrationen (115.315 KBE/100mL) als *E. coli* (siehe Abb. 39). Analog verläuft aber bei beiden Parametern der Konzentrationsanstieg im Gewässer. Waren oberhalb der Kläranlage 10.836 KBE/100 mL im Gewässer nachweisbar, finden sich unterhalb Fäkalstreptokokken in Konzentrationen von 18.936 KBE/100 mL.



**Abbildung 39: Fäkalstreptokokkenkonzentrationen in der KA Florzheim und dem Gewässer**

Im Gegensatz zu den Fäkalindikatoren lassen sich für die KBE bei 20 und 36°C zwischen den beiden RÜBs keine Unterschiede zeigen. Auch hier ist allerdings der Konzentrationsanstieg im Gewässer durch den Eintrag aus der Kläranlage sichtbar. Im Vergleich zu Trockenwetter finden sich um das 100-fache erhöhte Konzentrationen.

### 3.5.2.4 Parasitologie



**Abbildung 40: Giardia-Cysten im Ablauf der RÜB's in Florzheim im Vergleich mit dem NKB und Gewässerdaten**

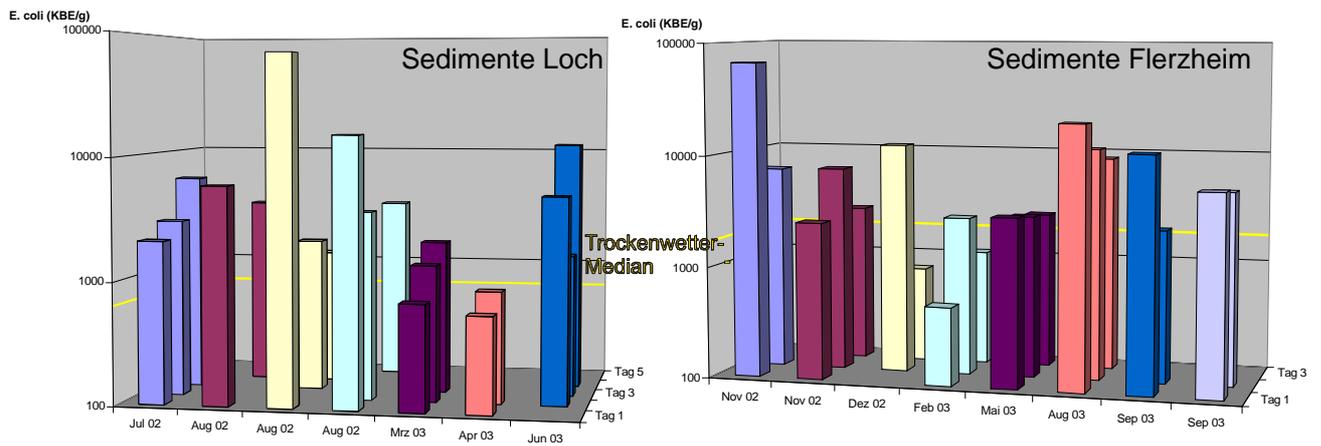
Im Median unterscheiden sich die oberhalb der Einleitung gemessenen *Giardia*-Konzentrationen nicht wesentlich von denen der Gewässer-Regelproben und der Trockenwetterproben. Im Maximum werden aber deutlich höhere Werte erreicht, die bis zum achtfachen der Trockenwetterwerte erreichen. Im Gegensatz zu den Regel- und Trockenwetterproben konnte in den Ereignisproben nie *Cryptosporidium* nachgewiesen werden.

Im Vergleich mit dem NKB enthalten die Proben aus den RÜBs im Median mehr als das hundertfache an *Giardia*-Cysten (NKB 5, RÜBs 864 bzw. 871 Cysten/100L). Der bei vielen chemischen Parametern zu beobachtende Unterschied zwischen den beiden Becken ist bei den Giardien im Median nicht zu beobachten, wohl aber in der Schwankungsbreite der gemessenen Konzentrationen, die am RÜB I deutlich größer ist (Vergleiche Abbildung 40). Gegenüber den Zulaufergebnissen von median 30.000 Cysten/100L zeigt sich in den Ergebnissen der RÜBs eine deutliche Reduktion, verursacht durch die Verdünnung durch Niederschlagswasser und die Sedimentation in den Becken. Cryptosporidien wurden während der Entlastungsereignisse weder im NKB noch in den RÜBs nachgewiesen.

#### **3.5.2.5 Untersuchungen des Gewässersediments**

Zu acht Entlastungsereignissen wurde das Gewässersediment unterhalb der Einleitungsstelle untersucht. Die Proben wurden am Tag der Beprobung der Tonnen und je zweimal in den folgenden zwei Tagen genommen und wie oben beschrieben aufbereitet.

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen zeigen in keiner der drei Parametergruppen eine einheitliche Entwicklung über die Zeit. Auch die Trends, die aus den Ergebnissen unterhalb der Anlage in Loch abzuleiten waren, lassen sich hier kaum bestätigen. Offenbar kommen auf der deutlich längeren Fließstrecke zwischen Einleitung und Probenahmestelle noch mehr Effekte zum Tragen, die die Effekte der Entlastung auf das Sediment überlagern. Einzig der Trend, dass es im Zusammenhang mit Entlastungsereignissen zur Auswaschung von Organismen und Feinmaterial kommt, die sich nach dem Ende der Entlastung wieder bis zu etwa der gleichen Konzentration ansammeln, ist auch hier gut erkennbar. Außerdem treten auch hier nach den Entlastungen bei den partikulären Parametern (chemisch wie mikrobiologisch) häufig Konzentrationen auf, die deutlich über den Trockenwetter-Werten liegen.



**Abbildung 41: Konzentrationen von *E. coli* im Sediment unterhalb Loch und unterhalb Flerzheim nach Entlastungsereignissen**

### 3.6 Weitere Auswertungen

Bei der Analyse des Datenmaterials hinsichtlich verwertbarer statistischer Zusammenhänge ergeben sich einige Probleme: vor allem ist nichts über die mögliche Art der Zusammenhänge bekannt (linear, logarithmisch, exponentiell, etc.), und es ist nicht bekannt, ob die verglichenen Werte normalverteilt sind. Vor allem letztere Bedingung für viele statistische Tests ist bei Umweltdaten in der Regel nicht gegeben ([73], S. 510). Im Folgenden wird daher der Rang-Korrelationskoeffizient nach Spearman zur Analyse verwendet. Er betrachtet nicht die zu vergleichenden Werte selbst, sondern ihre Rangplätze bei Sortierung der Messwerte nach der Größe. Die Vorteile dieses Koeffizienten liegen darin, dass er bei jeder Verteilung einen gültigen Test liefert, die Wirkung von Ausreißerwerten abschwächt, und unabhängig vom Maßsystem ist. Im Gegensatz zu anderen Korrelationskoeffizienten, z.B. nach Pearson, braucht auch auf die Art des Zusammenhangs keine Rücksicht genommen zu werden; für den Koeffizienten nach Pearson müssten die Daten zunächst so transformiert werden, dass der Zusammenhang linear wird.

Wenn eine rein formal bedingte Korrelation ausgeschlossen werden kann, verbleibt zur Erklärung gefundener Zusammenhänge neben der Kausalität die sog. Gemeinsamkeitskorrelation, welche auf eine gemeinsame Basis der korrelierten Variablen hinweist. Diesem Aspekt ist bei den vorliegenden Analysen große Bedeutung beizumessen.

Ein Nachteil des Rangkorrelationskoeffizienten ist, dass er eine qualitative Aussage zur Korrelation erlaubt, jedoch nicht ob, und wenn ja wie sie sich als mathematischer Zusammenhang darstellen lässt. Für die vorliegenden Analysen ist eine Aussage darüber, ob das Ansteigen eines Parameters mit dem Anstieg eines anderen einhergeht, allerdings völlig ausreichend.

**Tabelle 30: Signifikanzgrenzwerte des Rang-Korrelationskoeffizienten nach Spearman (n. [5])**

n	Irrtumswahrscheinlichkeit		
	5%	1%	0,50%
7	0,6786	0,8571	0,8929
10	0,5515	0,7333	0,7818
11	0,5273	0,7000	0,7545
12	0,4965	0,6713	0,7273
14	0,4593	0,6220	0,6747
16	0,4265	0,5824	0,6324
24	0,3435	0,4748	0,5200
25	0,3362	0,4654	0,5100
26	0,3299	0,4564	0,5002
27	0,3236	0,4481	0,4915
30 +	0,3059	0,4251	0,4665

Die Bewertung der Rang-Korrelationskoeffizienten erfolgte anhand der Signifikanzgrenzen in Tabelle 30, die aus [5] entnommen wurden. Entsprechend dem erfüllten Signifikanzniveau (= 1 minus Irrtumswahrscheinlichkeit) wird im Folgenden der Einfachheit halber von signifikanter (10%), hoch signifikanter (1%) und sehr hoch signifikanter (0,1% Irrtumswahrscheinlichkeit) Korrelation gesprochen werden. Je mehr Proben in die Berechnung des Koeffizienten eingehen (n), desto niedriger wird, bei gleicher Irrtumswahrscheinlichkeit, der Wert über dem der Rang-Korrelationskoeffizient liegen muss, um eine Signifikanz-Stufe zu erreichen.

### 3.6.1 Jahreszeitliche bzw. Hydrologische Abhängigkeiten

**Tabelle 31: Rangkorrelationen verschiedener Parameter mit Randbedingungen der Ereignisse (Für alle beprobten Ereignisse)**

Korrelationskoeffizient Gültige Wertepaare Signifikanz	abt. Stoffe	Clasidinen	Coliforme (MPN)	E. coli (CC)	E. coli (MPN)	Fäkalstaphylokokken	Glandia I.	KBE 20°C	KBE 36°C	Organism-N	PO4-P	TOC
	Entlastete Wassermenge (m³)	-0,25 11 0,225	-0,45 11 0,080	0,29 11 0,192	0,05 11 0,447	0,56 11 0,035	-0,35 11 0,142	-0,04 10 0,454	-0,43 11 0,095	-0,24 11 0,242	-0,29 11 0,192	-0,51 11 0,053
Maximale Intensität (mm/h)	0,20 13 0,259	0,39 13 0,094	0,60 13 0,016	0,63 13 0,011	0,53 13 0,033	0,64 13 0,009	0,66 12 0,009	0,10 13 0,367	0,37 13 0,108	0,50 13 0,040	0,39 13 0,096	0,63 13 0,010
Maximale Entlastung (m³/s)	0,35 8 0,198	0,36 8 0,189	0,12 8 0,387	0,34 8 0,207	-0,12 8 0,393	0,48 8 0,113	0,22 8 0,303	0,66 8 0,037	0,77 8 0,013	0,77 8 0,013	-0,10 8 0,410	0,24 8 0,283
Anfangs-Entlastung (m³/s)	0,72 8 0,021	0,23 8 0,289	0,10 8 0,402	0,20 8 0,321	-0,40 8 0,166	0,58 8 0,067	-0,11 8 0,397	0,66 8 0,037	0,76 8 0,014	0,85 8 0,004	-0,10 8 0,409	0,55 8 0,078
Dauer Niederschlag vor Entlastung (h)	-0,37 13 0,105	-0,21 13 0,249	-0,69 13 0,005	-0,74 13 0,002	-0,68 13 0,005	-0,60 13 0,016	-0,27 12 0,198	-0,09 13 0,384	-0,21 13 0,246	-0,46 13 0,056	-0,14 13 0,326	-0,74 13 0,002
Stunden <0,1 mm vor Entlastung	0,35 13 0,123	0,27 13 0,182	0,38 13 0,099	0,37 13 0,108	0,31 13 0,153	0,46 13 0,056	0,43 12 0,080	0,08 13 0,394	0,16 13 0,302	0,35 13 0,121	0,40 13 0,089	0,66 13 0,007

signifikant  
<0,1
hoch sign.  
<0,01
höchst sign.  
<0,001

Ein spezielles Anliegen des Forschungsvorhabens war es, herauszufinden, ob sich die mikrobiologische Qualität des entlasteten Wassers je nach Jahreszeit oder in Abhängigkeit von bestimmten Randbedingungen signifikant ändert. Dabei konnte eine spezifische Veränderung der mikrobiologischen und chemischen Ergebnisse in Abhängigkeit von der Jahreszeit sehr bald sicher ausgeschlossen wer-

den. Für weitere Betrachtungen wurden zunächst Rangkorrelationen zwischen verschiedenen Analysen-Parametern und einigen Größen berechnet, die das Entlastungsereignis beschreiben: die insgesamt im Ereignis entlastete Wassermenge, die maximale Niederschlagsintensität vor Beginn der Entlastung in mm/h, die maximale Intensität der Entlastungstätigkeit in m<sup>3</sup>/s, die Anfangs-Entlastungsintensität in m<sup>3</sup>/s, die Dauer des Niederschlags vor Beginn der Entlastung und die Anzahl der Stunden mit weniger als 0,1 mm Niederschlag vor dem das Ereignis auslösenden Niederschlag.

Um der Signifikanzanalyse ein möglichst großes Datenkollektiv zugrunde zu legen wurden dabei die Ereignisse beider Anlagen gemeinsam betrachtet. Die auf diese Weise errechneten Rang-Korrelationskoeffizienten sind zusammen mit der jeweils eingegangenen Anzahl Wertepaare und dem jeweiligen Signifikanzniveau (als Irrtumswahrscheinlichkeit) in Tab. 31 dargestellt. Signifikante, hoch signifikante und sehr hoch signifikante Zusammenhänge sind farblich markiert. Dabei zeigt sich, dass die Menge des Entlastungswassers in der Regel in keinem Zusammenhang mit den Konzentrationen im ersten Entlastungsschwall steht. Auch die Dauer der Trockenzeit vor dem auslösenden Niederschlag wirkt sich signifikant nur auf Phosphat und TOC aus, nicht aber auf die mikrobiologischen Parameter. Dagegen zeigen sich deutliche Signifikanzen beim Zusammenhang zwischen Niederschlagsintensität bzw. Entlastungsintensität und mikrobiologischen bzw. parasitologischen Parametern. Für den Grad der mikrobiologischen Kontamination des Entlastungswassers ist es also weniger relevant, wie lange die Flächen oder das Kanalnetz einem erhöhten Abfluss ausgesetzt sind, als vielmehr, wie heftig dieser Abfluss ist (der dann in der Folge zu heftigen Entlastungen führt). Bemerkenswert ist, dass lang anhaltende Niederschläge vor Anspringen der Entlastung signifikant bis hoch signifikant zu Verdünnungen führen (negative Korrelation). Letzteres wurde z.B. ebenfalls von Hiekel et. al (2002) allgemein für Kläranlagenzuläufe beschrieben [35].

### **3.6.2 Beziehungen der mikrobiologischen zu chemisch-physikalischen Parametern im Entlastungswasser**

Neben der Analyse, welche Konzentrationen und Frachten aus den Entlastungsanlagen in die jeweiligen Vorfluter gelangen, sollte auch beleuchtet werden, ob es für die Matrix "Entlastungswasser" in der Gruppe der chemisch-physikalischen Parameter Kenngrößen gibt, die mit hinreichend großer Signifikanz Veränderungen der hygienisch-mikrobiologischen Parameter anzeigen können. Diese Fragestellung ist vor allem vor dem Hintergrund der meist schnelleren Bestimmbarkeit von Interesse.

Auch für diese Analyse wurde der oben bereits beschriebene Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman genutzt. Die Analysen wurden sowohl getrennt für die Entlastungsanlagen und die Gewässerprobenahmestellen oberhalb durchgeführt, als auch gepoolt für alle Entlastungsproben zusammen.

Das Bild, das sich daraus ergibt, ist sehr uneinheitlich: während im Ablauf des Stauraumkanals Loch fast alle bakteriologischen Parameter signifikant bis hoch signifikant mit dem TOC oder dem organisch gebundenen Stickstoff korrelieren, und immerhin noch drei ebenfalls signifikant mit Änderungen in den abfiltrierbaren Stoffen zu beschreiben sind (siehe Tabelle 32), sind es in den Abläufen der Becken aus Flerzheim nur jeweils zwei bakteriologische Parameter, die signifikante Rangkorrelationen zu abfiltrierbaren Stoffen oder organisch gebundenem Stickstoff aufweisen, und nur einer mit dem TOC.

*Giardia lamblia* korreliert weder in Loch, noch am RÜB I in Flerzheim signifikant mit irgendeinem physikalisch-chemischen Parameter. Am RÜB II liegen für eine gesicherte Signifikanzanalyse zu wenige Wertepaare vor. In der Swist ergeben sich unterhalb der Entlastung in Flerzheim signifikant positive Korrelationen mit TOC, Ammonium- und Nitrit-Stickstoff, sowie signifikant negative mit Phosphat. Außerdem zeigen sich hier signifikant positive Korrelationen zu Coliformen Bakterien und Clostridien. Alle diese Korrelationen sind am Sürst-/Jungbach unterhalb der Anlage Loch nicht zu finden.

Aus der Korrelations-Analyse wird deutlich, dass es weder für die entlasteten Wässer, noch für die Gewässer oberhalb zu Hochwasserzeiten allgemein gültige Korrelationen zwischen mikrobiologischen und chemisch-physikalischen Parametern gibt. Dies erscheint plausibel vor dem Hintergrund der vielen verschiedenartigen Einflüsse, denen beide Parametergruppen bei Regenereignissen unterworfen sind. Aus den vorliegenden Ergebnissen kann bestenfalls abgeleitet werden, dass chemisch-physikalische Parameter, die im weitesten Sinne partikuläre Stoffe im Wasser nachweisen (abfiltrierbare Stoffe, TOC, in gewissen Grenzen Phosphat), oder Bausteine von Organismen (TOC, organisch gebundener Stickstoff) am ehesten geeignet sind, Veränderungen der mikrobiologischen Verhältnisse qualitativ anzuzeigen.

**Tabelle 32: Rangkorrelationen mikrobiologischer Parameter mit physikalisch-chemischen Parametern im Entlastungswasser des Stauraumkanals in Loch**

Korrelationskoeffizient Gültige Wertepaare Signifikanz	abf. Stoffe(mg/l)	El. Leitf.(µS/cm)	Gesamt-N(mg/l)	NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	NO <sub>2</sub> -N(mg/l)	NO <sub>3</sub> -N(mg/l)	Organisch-N(mg/l)	pH(-)	PO <sub>4</sub> -P(mg/l)	TOC(mg/l)	Tribung(TEF)
		0,04 10	0,44 10	0,42 10	-0,32 10	0,09 10	-0,50 10	0,75 10	-0,74 9	0,67 10	0,87 10
abf. Stoffe(mg/l)		0,454	0,101	0,183	0,401	0,069	0,006	0,012	0,017	0,001	0,374
Clostridien(KBE/100 mL)	0,92 9	0,08 9	0,42 9	-0,12 9	0,23 9	-0,50 9	0,70 9	-0,61 8	0,71 9	0,83 9	-0,60 5
	0,000	0,415	0,129	0,383	0,273	0,085	0,018	0,054	0,016	0,003	0,142
Coliforme (MPN)(KBE/100 mL)	0,47 9	-0,16 9	0,25 9	-0,02 9	-0,07 9	0,04 9	0,24 9	-0,16 8	0,10 9	0,18 9	0,00 5
	0,101	0,344	0,261	0,483	0,432	0,457	0,264	0,356	0,398	0,325	0,500
E. coli (CC)(KBE/100 mL)	0,35 9	0,31 9	0,14 9	0,32 9	0,27 9	-0,73 9	0,25 9	-0,67 8	0,44 9	0,52 9	0,10 5
	0,178	0,209	0,356	0,203	0,244	0,012	0,258	0,034	0,116	0,077	0,436
E. coli (MPN)(KBE/100 mL)	0,34 9	0,17 9	-0,13 9	-0,32 9	0,31 9	0,28 9	-0,03 9	0,23 8	0,19 9	0,12 9	0,37 5
	0,182	0,328	0,372	0,201	0,208	0,235	0,474	0,292	0,312	0,382	0,271
Fäkalstreptokokken(KBE/100 mL)	0,70 9	0,00 9	0,49 9	-0,03 9	0,07 9	-0,32 9	0,60 9	-0,50 8	0,21 9	0,55 9	0,30 5
	0,018	0,500	0,091	0,466	0,432	0,203	0,044	0,102	0,295	0,062	0,312
Giardia l. (in 100 L)	0,32 9	-0,44 9	0,36 9	0,22 9	0,35 9	-0,12 9	0,47 9	-0,31 8	0,24 9	0,25 9	0,10 5
	0,203	0,116	0,169	0,288	0,178	0,383	0,103	0,226	0,265	0,258	0,436
KBE 20°C(KBE/mL)	0,60 9	-0,40 9	0,46 9	-0,07 9	0,03 9	-0,07 9	0,63 9	-0,29 8	0,19 9	0,47 9	0,10 5
	0,044	0,142	0,109	0,432	0,466	0,432	0,034	0,245	0,310	0,103	0,436
KBE 36°C(KBE/mL)	0,70 9	-0,13 9	0,46 9	-0,02 9	-0,08 9	-0,35 9	0,60 9	-0,41 8	0,43 9	0,57 9	-0,70 5
	0,018	0,374	0,104	0,483	0,416	0,178	0,044	0,158	0,126	0,056	0,094

signifikant <0,1    hoch sign. <0,01    höchst sign. <0,001

### 3.7 Mögliche Einflüsse von Regenentlastungsanlagen auf die Vorfluter

Regenentlastungsanlagen sind in den vergangenen Jahrzehnten in Deutschland und anderen industrialisierten Staaten zur Entlastung des Kanalnetzes und von Kläranlagen – vor dem Hintergrund der zunehmenden Flächenversiegelung – neben dem (Aus-)Bau von Kläranlagen und der Förderung der Trennkanales zum Inbegriff einer geregelten Abwasserentsorgung geworden. Unbestritten leisten Regenentlastungsanlagen hierzu einen entscheidenden Beitrag. Allerdings bringen die Entlastungsereignisse im Falle der unmittelbaren Einleitung in einen natürlichen Vorfluter je nach Größe der Anlage sowie des Vorfluters auch einen erheblichen, zum Teil stark belasteten Mehrabfluss ([10, 54, 55]). Insbesondere in den vergangenen zwei Jahrzehnten und vermehrt in den letzten Jahren hat sich ein Forschungsfeld um die potenziellen, diskontinuierlichen und generell bestehenden Einflüsse von Regenentlastungsanlagen auf ihren Vorfluter entwickelt (vgl. [18, 51, 80]). Die Studien wurden hauptsächlich von folgenden Fragestellungen bestimmt (vgl. [10, 54]):

- Welche hydraulischen Belastungen für den Gewässerkörper (Ufer, Sohls substrat) und die Biozönose ergeben sich während eines Entlastungsereignisses unabhängig von der Qualität des entlasteten Wassers?
- Welche physikalisch-chemischen Belastungen bestehen aufgrund des entlasteten Wassers, und welchen Veränderungen unterliegen sie im weiteren Verlauf?
- Welche hygienisch-mikrobiologischen Belastungen bestehen im entlasteten Wasser und im Gewässer?

- Wie reagiert die Biozönose auf oben genannte Belastungen?
- Wie stellen sich oben genannte Belastungen für verschiedene Bauwerks- und Kanalisationstypen dar?
- Auf welche Weise können Belastungen im Kanalnetz oder im Gewässer reduziert werden? Welche Rolle spielen hierbei spezielle Verfahren der Speicherung, Filterung oder Desinfektion?

Gerade vor dem Hintergrund der veränderten Anforderungen durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie an die Gewässerunterhaltung sind diese Fragestellungen in Europa, aber auch in Nordamerika und Australien, forciert worden. Die Überarbeitung und Neuentwicklung von Richtlinien, in Deutschland sei hier auf das BWK-Merkblatt 3 „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“ bzw. das ATV-Arbeitsblatt A 128 verwiesen, ist eine Konsequenz hieraus (vgl. [8, 9, 30, 54]). Ähnliche Direktiven und Handbücher gibt es z.B. auf amerikanischer Seite von der US Environmental Protection Agency (EPA) zum „(Urban) Stormwater Management“ bzw. zum „Management of Combined Sewer Overflows“, welche auf dem „Clean Water Act“ aufbauen (vgl. [18, 51, 66, 80]). Nachfolgend werden die bisherigen Forschungsaktivitäten und Ergebnisse dargestellt und im Rahmen dieser Studie diskutiert. Auf den Einfluss des Entwässerungsgebietes und der Bauwerke sowie Möglichkeiten der Reduktion mikrobiologischer Frachten wird an anderer Stelle vertiefend eingegangen (vgl. Kap. 3.8 und 3.11). Die Diskussion kurz- und langfristiger Reaktionen der Biozönose auf die Belastungen aus Mischwasserentlastungen wird im Sinne der zentralen Fragestellung nicht behandelt.

#### Hydraulische Belastungen für den Gewässerkörper und die Biozönose

Die hydraulischen Belastungen von Regenentlastungen für den Gewässerkörper, d.h. für die Ufer- und Sohlstrukturen sowie die Trübstofffracht, wurden bisher relativ wenig beschrieben. Dies ist auch nicht weiter verwunderlich, denn zum einen sind Gewässer im Bereich der Einleitungsbauwerke meist deutlich ausgebaut (Steinschüttungen, -packungen, Beton etc.), und zum anderen folgen die Stoßwellen in Abhängigkeit von der Wasserführung und Fließgeschwindigkeit des Gewässers sowie des Querprofils bekannten Gesetzmäßigkeiten (vgl. [21, 54]). Letztere finden z.B. im BWK-Merkblatt 3 in Vorgaben zur Gestaltung der Anlagen und Einleitungen ihren Niederschlag ([9, 30]). Wichtig im Zusammenhang mit diesem Forschungsprojekt ist die abrupte Änderung des Abflussverhaltens im Gewässer, die in keiner Weise mit natürlichen Hochwasserereignissen zu vergleichen ist, zumal Entlastungen häufig der natürlichen Hochwasserwelle vorausseilen (vgl. [42, 47]).

Die hydraulischen Belastungen für die Biozönose wurden in den vergangenen zwei Jahrzehnten sehr differenziert erforscht und beschrieben. Erhöhte Abflussmengen und resultierende Fließgeschwindig-

keiten haben grundsätzlich sowohl positive als auch negative Wirkungen für die Biozönose. Einerseits werden Nahrung und Sauerstoff zugeströmt und Stoffwechselprodukte abgeführt, andererseits besteht die Gefahr der Lösung aus der Verankerung und Abdrift sowie der Schädigung durch Geschiebeumlagerung und Verschlammung. Eine Vielzahl von Studien hat gezeigt, dass die ursprünglich positiven Wirkungen, insbesondere durch stoßweise Mischwassereinleitungen, bei kleineren und mittleren Gewässern sich ins Gegenteil verkehren, da relativ sauerstoffarmes und schadstoffreiches Wasser eingetragen wird (s. u.). Ferner bedingt die plötzliche Strömungsänderung eine Verstärkung von Abdrift und Verschlammung mit teilweise langfristigen Folgen für die gesamte Biozönose (vgl. u.a. [7, 10, 13, 17-20, 22, 23, 42, 50, 53, 54, 56, 61, 76, 82]). Nach Borchardt et al. (1998) stellen sich diese Belastungen bei Mittelgebirgsbächen aufgrund der größeren Gefälleunterschiede noch ausgeprägter dar als im Tiefland ([10]).

#### Physikalisch-chemische (stoffliche) Belastungen

Studien zu Belastungen stofflicher Art betreffen insbesondere Fragen der akuten oder langfristigen Toxizität für die Biozönose des Gewässers. Vielfach wird auf die temporäre Erniedrigung des Sauerstoffgehalts bei Gewässern mit geringer Schleppkraft (großer Tiefe, geringem Gefälle) verwiesen ([10, 19]). Darüber hinaus werden anorganische und organische Nährstoffe in hoher Konzentration eingetragen sowie zum Teil im verlagerten Feinsediment gespeichert, wodurch langfristig die Eutrophierung und durch Sauerstoffzehrung die Bildung von Faulschlamm gefördert wird. Bei hohen Ammonium-Einträgen besteht ferner die Gefahr der akuten Ammoniak-Toxizität (vgl. [13, 17, 21, 22, 50, 71, 76, 79]).

Einige Studien haben zudem die Belastung von Gewässern mit Schwermetallen, Lösungsmitteln, Pflanzenschutzmitteln, Arzneimittelrückständen, Xenobiotika etc. durch die Einleitung von geklärtem Abwasser sowie Regen- und Mischwasserentlastungen untersucht ([2, 10, 18, 54]). Je nach Herkunft des entlasteten Wassers (Haus- oder Gewerbeabwasser) sowie der Grundbelastung des Gewässers können die Einträge erheblich sein ([6, 47]), wobei sich vor allem Schwermetalle im Sediment anreichern ([18]).

#### Hygienisch-mikrobiologische Belastungen

Zu hygienisch-mikrobiologischen Belastungen von Regen- und Mischwasserentlastungen existieren zur Zeit sehr wenige aussagekräftige Studien (vgl. [3, 25, 28, 32, 40, 41, 59, 62, 67, 74, 78]). Im Gebiet der Europäischen Union resultiert dieses Defizit aus dem Fehlen einer rechtsverbindlichen Regelung, denn auch in der EG-Wasserrahmenrichtlinie findet sich kein Hinweis auf die „mikrobiologische Güte“ eines Gewässers. Die Elimination von Bakterien gehört auch nicht in erster Linie zu den Zielen einer konventionellen Abwasserbeseitigung. Und die EG-Badegewässerrichtlinie greift im Fal-

le der Fließgewässer nicht, da diese – von Ausnahmen wie der Isar einmal abgesehen – nicht als Badegewässer ausgewiesen sind (vgl. Kap. 3.9). Obwohl in der Literatur von signifikanten Keimreduktionen vor allem durch Abwasserreinigungsanlagen mit abschließender Filtration berichtet wird (vgl. [32]), geht unter Niedrigwasserverhältnissen und bei Trockenwetter der bestimmende Anteil der bakteriellen Belastung des Gewässers von Einleitungen aus Kläranlagen aus ([28, 41]). Bei Starkregenereignissen konnte darüber hinaus eine signifikante Erhöhung der hygienisch-mikrobiologischen Belastung auch aus Mischwassereinleitungen nachgewiesen werden. So fanden [25] eine 8 bis 10-fache Erhöhung der Konzentration von Parasiten im Zuge eines Regenereignisses unmittelbar am Ablauf eines Regenüberlaufbeckens, und Kistemann et al. konnten mehrfach in unterschiedlichen Studien das Auftreten erhöhter Belastungen in Verbindung mit Entlastungsereignissen aus der Mischkanalisation bringen ([39-41]).

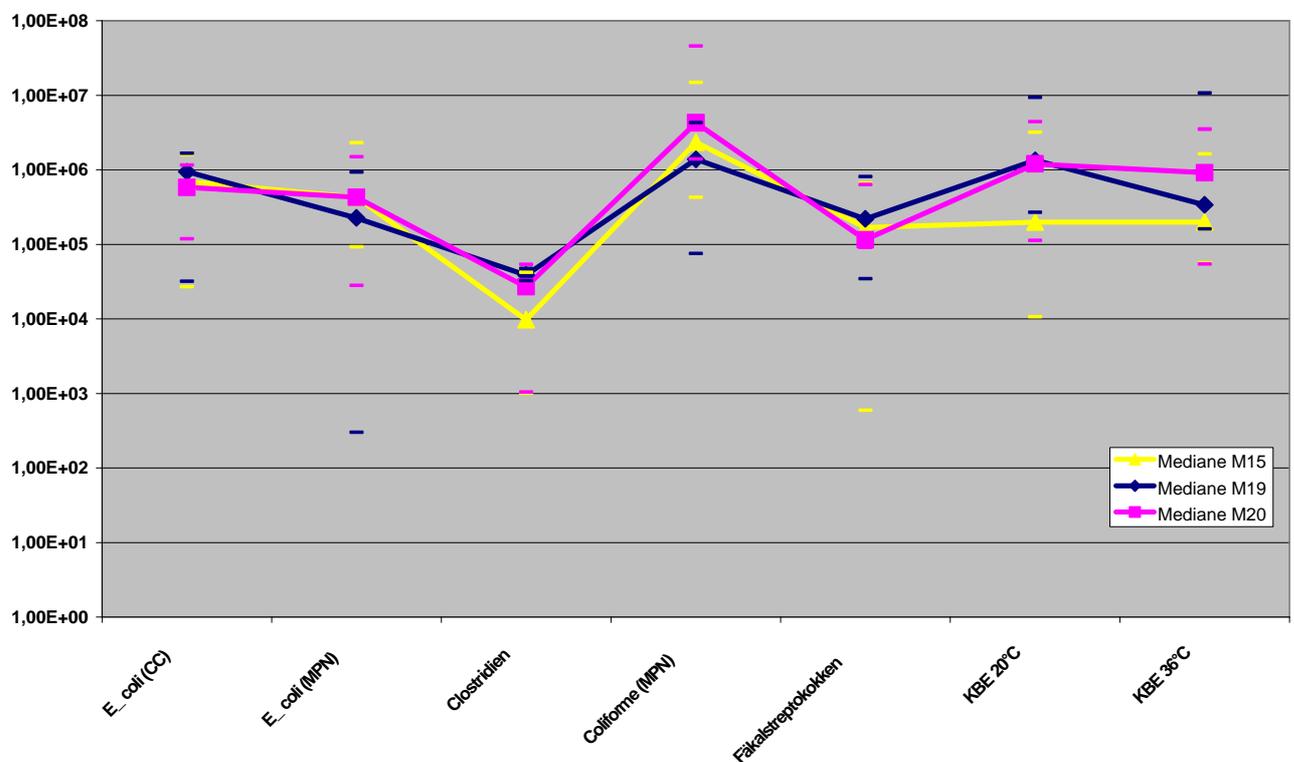
### Querschnittsstudien

Viele Studien behandeln emissionsorientiert Belastungen bzw. Frachten in den Anlagen bzw. ihren Abläufen (vgl. [2, 32, 54, 57]), oder sie betrachten immissionsorientiert die Belastungen von Gewässern im Zuge von Starkniederschlagsereignissen (vgl. u.a. [3, 7, 10, 19, 20, 23, 25, 39, 41, 50, 56, 67]). Übergreifende Studien, die den Weg der Belastungen über das Kanalnetz und die Entlastung hinaus auch im Gewässer verfolgen (vgl. [6, 38, 39]), fehlen indes. Dies mag vor allem an der schwierigen methodischen Herangehensweise liegen, die eine genaue Kenntnis des Abflussregimes, eine zeitnahe Probenahme sowie – für eine angemessene Bilanzierung – die zeitlich differenzierte Auflösung der entlasteten Wassermengen und des Abflusses im Gewässer voraussetzen. Darüber hinaus lassen sich Wasser-Sediment-Wechselwirkungen sowie Wachstum und Absterben von Mikroorganismen zwar an Modellen nachvollziehen, unterliegen in natürlichen Gewässern jedoch ständig wechselnden Bedingungen (vgl. [10, 39, 41, 62]). In diesen Bereichen sind deutliche Forschungsdefizite erkennbar.

## **3.8 Einfluss des Entwässerungsgebietes und der Bauwerke auf die Qualität des entlasteten Wassers**

Bei der Auswahl der Entlastungsanlagen wurden bewusst zwei Einzugsgebiete von deutlich unterschiedlicher Größe, Kanalnetz-Neigung und -Verzweigung gewählt, sowie zwei Bauwerke unterschiedlicher Verfahrens- und Bauweise (s. o.). Die beiden nacheinander gefüllten Regenüberlaufbecken auf der Kläranlage Flerzheim (RÜB I und RÜB II) sollten zusätzlich Aufschluss über zeitliche Veränderungen in der mikrobiologischen Qualität des Mischwassers im Niederschlagsfall geben.

Ein Vergleich der mikrobiologischen Ergebnisse zeigt aber, dass die Schwankungen innerhalb einer Anlage stets größer sind als die Unterschiede zwischen den Anlagen: Abbildung 42 zeigt, dass die Mediane der drei Becken (M15 = Loch, M19 = RÜB I, M20 = RÜB II auf der KA Flerzheim) für alle bakteriologischen Parameter dicht beieinander liegen. Für die Bilanzierungen, welche für das gesamte Jahr und alle Mischwasserentlastungen im Gebiet erstellt werden sollten, bedeutete dies, dass für die bakteriologischen Konzentrationen aller Regenentlastungen im Einzugsgebiet die an den beiden Anlagen Loch und Flerzheim ermittelten Mediane verwendet werden konnten. Die Abbildung zeigt, dass für die bakteriologischen Konzentrationen in Mischwasserentlastungen weniger die Größe und Verfahrensweise des Mischwassersystems eine Rolle spielt, als vielmehr die Qualität des eingeleiteten Abwassers; dieses ist in den beiden hier untersuchten Entwässerungsgebieten fast ausschließlich häusliches Abwasser ohne große Einflüsse aus Landwirtschaft oder Industrie.



**Abbildung 42: Mediane und Extremwerte der bakteriologischen Ergebnisse der drei Regenüberlaufbecken**

### 3.9 Bewertungskriterien für die Qualitätsänderungen der Vorfluter

Für die Einleitung von Abwässern in Oberflächengewässer bestehen in Deutschland hinsichtlich der bakteriellen Belastung keine Grenzwerte oder Auflagen. Humanpathogene Krankheitserreger werden weder in § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes („Anforderungen an das Einleiten von Abwasser“) noch in den dazugehörigen Abwasserverwaltungsvorschriften bzw. Anhängen als Gefährlichkeitsmerkmale

genannt (Wasserhaushaltsgesetz). Auch eine Verpflichtung zur Desinfektion der eingeleiteten Wasser, wie beispielsweise in den USA, existiert in Deutschland nur für bestimmte Teilbereiche (Krankenhäuser, etc.) [64].

Auch wenn die Erlaubnisbescheide der Kläranlagen keine Grenz- oder Richtwerte für Parasiten und Bakterien enthalten, so besteht dennoch aufgrund §41<sup>1</sup> Infektionsschutzgesetz eine Verpflichtung, die eingeleiteten Abwässer möglichst frei von Krankheitserregern zu halten. Ähnlich verpflichtet die Wasserrahmenrichtlinie der EU die Mitgliedstaaten, dafür Sorge zu tragen, "dass im Hinblick auf Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Auswirkungen, die in Folge der Art der menschlichen Tätigkeiten oder der Verschmutzung nach vernünftigem Ermessen nicht hätten vermieden werden können, der bestmögliche ökologische und chemische Zustand erreicht wird" (Artikel 4, Absatz 5, EG-WRRL). Es werden zwar keine Grenz- oder Richtwerte genannt, die Mitgliedstaaten sind aber gehalten, u. a. die Badegewässerrichtlinie, die Richtlinie über Wasser für den menschlichen Gebrauch und Nitratrichtlinie als Grundlagen für Maßnahmen heranzuziehen (EG-WRRL). Die EG-WRRL strebt den bestmöglichen ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer an. Sie thematisiert den Aspekt des Gesundheitsschutzes nur am Rande und steht damit im Gegensatz zum Protokoll über Wasser und Gesundheit das 1999 von der WHO Europa in Kooperation mit der UN Economic Commission for Europe und der Europäischen Kommission entwickelt wurde [38]. In diesem Protokoll wird der Gesundheitsschutz stark thematisiert und verschiedene Richtlinien genannt, die Grenzwerte für die Wasserqualität enthalten [81].

Die entscheidende Einflussgröße der primären mikrobiellen Belastung von Fließgewässern ist die Landnutzung und -bewirtschaftung im Einzugsgebiet. Besonders in nicht bewaldeten, landwirtschaftlich genutzten oder dicht besiedelten Einzugsgebieten wirkt sich die anthropogene Überformung auf die Qualität der Fließgewässer aus. Über Abwasserdirekteinleitungen und Regenüberlaufbecken gelangen Fäkalien und damit möglicherweise auch Krankheitserreger in die Gewässer.

Für einige Nutzungsarten von Oberflächengewässern existieren deshalb gesetzliche Grundlagen, die mikrobiologische Grenz- oder Richtwerte bzw. Güteanforderungskriterien enthalten:

- EG-Richtlinie über Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten vom 16.06.1975 (75/869 EWG)

---

<sup>1</sup> IfSchG, §41 Abwasser: (1) Die Abwasserbeseitigungspflichtigen haben darauf hinzuwirken, dass Abwasser so beseitigt wird, dass Gefahren für die menschliche Gesundheit durch Krankheitserreger nicht entstehen. (...)

- Verordnung zur Umsetzung der Richtlinien 75/440/EWG und 79/869/EWG (EG-Richtlinien Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung) vom 29. April 1997 (Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen Nr. 17 vom 28. Mai 1997)
- Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer; Hauptnutzungsart: Entnahme für die Landwirtschaft - Güteanforderungen an „Beregnungswasser für Freilandkulturen“ (AGA, Rd. Erl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen v. 14.5.1991) [1]

In der Tabelle 33 sind Richt-, Leit- und Grenzwerte für die untersuchten bakteriologischen Parameter zusammengestellt. Sie dienen einer orientierenden Beurteilung der im Rahmen des Forschungsprojektes gefundenen Werte.

**Tabelle 33: Richt-, Leit- und Grenzwerte bakteriologischer Parameter für Oberflächenwasser und Trinkwasser**

Parameter	EG-Richtlinien Oberflächenwasser für die Trinkwasser- gewinnung Kategorie: A1	EG-Badegewässer- Richtlinie	Entwurf EG- Badegewässer- Richtlinie (Stand 28.6.2004)	TrinkwV (Einzelversorger)
KBE 20°C				1000/mL
KBE 36°C				100/mL
E. coli (Fäkalcoliforme)	20/100 mL	2.000/100 mL	900/100 mL	0
Coliforme (Gesamtcoliforme)	50/100mL	10.000/100 mL	-	0
Fäkalstreptokokken	20/100mL	100/100 mL Leitwert	360/100 mL	0
Clostridien	-	-	-	0/20 mL
Salmonellen	nicht nachweisbar in 5.000 mL	nicht nachweisbar in 1.000 mL		nicht nachweisbar

Im Bereich der Swist und ihrer Nebengewässer werden Obstkulturen mit Wasser aus den Bächen beregnet. Laut AGA [1] muss die mikrobielle Beschaffenheit dieses Wassers drei mal während der Beregnungssaison geprüft werden und dabei folgende Richtwerte einhalten: Gesamtcoliforme Bakterien 10 KBE/mL = 1.000 KBE/100 mL und Fäkalcoliforme Bakterien 1 KBE/mL = 100 KBE/100mL. Bei Überschreiten dieser Richtwerte bei der Beregnung von Gemüse und Obst (Rohverzehr) muß vor dem Verzehr eine Karenzzeit von 14 Tagen eingehalten werden. Die Nutzung von Oberflächenwasser zur Beregnung ist immer kritisch zu betrachten und der direkte Verzehr von Obst (z.B. Erdbeeren vom Feld) zu vermeiden. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) orientiert sich bei der Zulas-

sung von Kleinkläranlagen an den mikrobiologischen Qualitätsanforderungen für Bewässerungswasser der AGA. Nach der neuen Empfehlung sollen Kleinkläranlagen im gereinigten Abwasser Konzentrationen an gesamtcoliformen Bakterien von 1000 KBE/100mL nicht überschreiten (mündl. Mitteilung Dr. Ing. Dorgeloh, Prüf- und Entwicklungsinsitut für Abwassertechnik). Damit geht man konform mit der "WHO Guideline for the Safe Use of Wastewater in agriculture", die einen Grenzwert von 1000 KBE/100 mL für coliforme Bakterien nennt, den Bewässerungswasser einhalten muss [81].

In den zur Zeit gültigen Verordnungen existieren keine Grenz- oder Richtwerte für im Wasser enthaltene Parasitendauerformen. Medema et. al (1997) beschreiben allerdings für die Aufnahme einer einzigen *Giardia*-Cyste bereits eine Infektionswahrscheinlichkeit von 2% ([52]). Die Aufnahme einer einzigen Oocyste von *Cryptosporidium* bewirkt nach diesen Angaben eine Infektionswahrscheinlichkeit von 0,4%. In einer in Norwegen durchgeführten Studie konnten Cryptosporidien und Giardien auf mit Oberflächenwasser bewässertem Salat und Erdbeeren in 6% der untersuchten Proben nachgewiesen werden [68]. Zieht man zusätzlich noch den von Haas&Rose (1005) vorgeschlagenen "Action-level" für *Cryptosporidium* von 10-30 Oocysten/100L im Trinkwasser in Betracht [31], so erscheint die Nutzung des Swistbaches für Bade- und Spielzwecke und für die Bewässerung von Obstkulturen aus hygienisch-medizinischer Sicht zumindest zeitweise bedenklich [41]. Vor allem Giardien gelangen aus den Kläranlagen kontinuierlich in die Swist und auch Cryptosporidien erreichen vor allem in Zeiten mit höheren Niederschlägen in der Swist Konzentrationen, die im Rahmen des "Action-level" liegen [41].

Ein weiteres, schon in Kap. 3.3.1.2 angesprochenes Bewertungssystem orientiert sich am klassischen Gewässergüte-Konzept und verwendet die Koloniezahl bei 20°C zur mikrobiologischen Beurteilung eines Gewässers [62]. Als geeignet für den Badebetrieb gelten Gewässer mit der Wassergüte I - II, was einer Koloniezahl von <200 – 5.000 KBE/mL entspricht (vgl. Kap. 3.3.1.2).

### **3.10 Auswirkungen der untersuchten Regenentlastungen im Vergleich mit anderen Eintragspfaden von potenziell pathogenen Mikroorganismen**

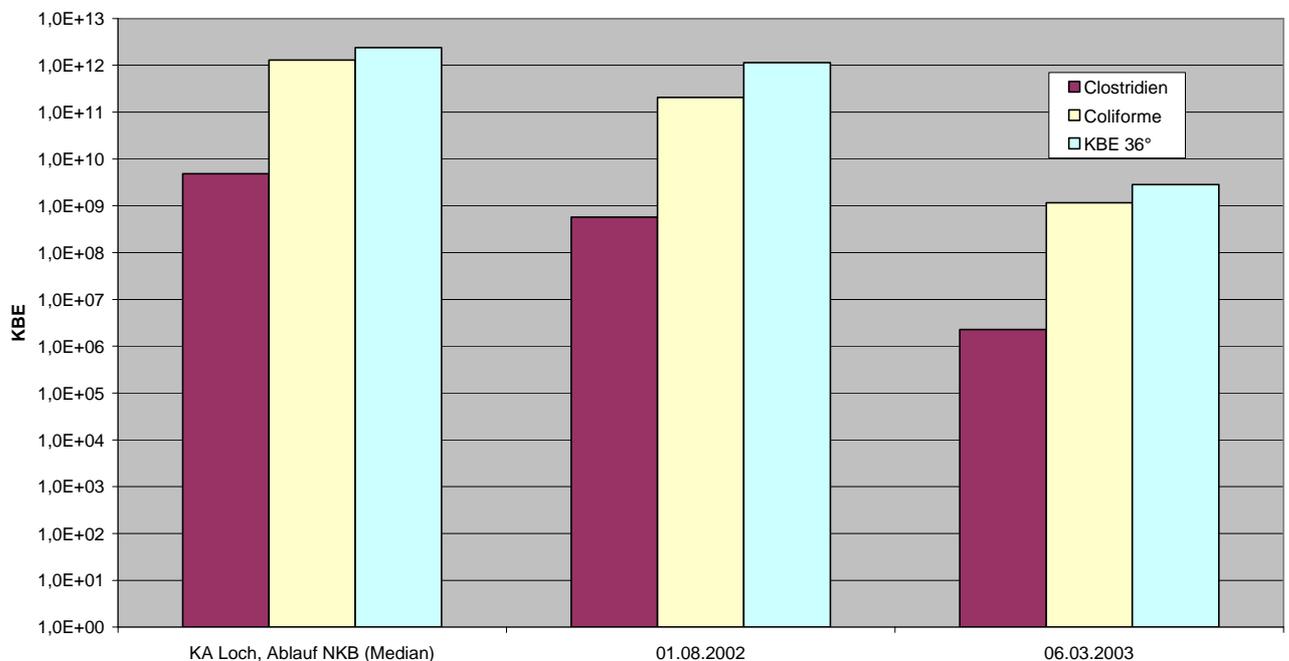
#### **3.10.1 Während der Entlastungsereignisse**

##### **3.10.1.1 Akut zu Beginn der Entlastung**

Mit der automatischen, korrespondierenden Beprobung des Vorfluters während einer Regenentlastung ober- und unterhalb der Einleitung wurden zu den Entlastungsereignissen Probenpaare gewonnen, welche die Veränderungen der mikrobiologischen Qualität des Vorfluters durch die Entlastungen dokumentieren. Bei einer statistischen Auswertung der Unterschiede zwischen den beiden Werten zeigt der Wilcoxon-Test mit den an der Anlage Loch gewonnenen Daten, dass die Konzentrationen

mikrobiologischer Fäkalindikatoren (*E. coli*, Coliforme, Fäkalstreptokokken), sowie von Clostridien und Giardien unterhalb der Einleitung signifikant erhöht sind gegenüber denen oberhalb der Einleitung. Es lässt sich also trotz der bei Regenwetter bereits oberhalb deutlich erhöhten Werte statistisch signifikant bis hoch signifikant ein kurzfristiger Einfluss der Entlastungsanlagen auf die Konzentrationen belegen.

Ein Vergleich der entlasteten Frachten mit den aus der zugehörigen Kläranlage abgegebenen Frachten zeigt, dass vor allem Ereignisse nach hohen Niederschlagsintensitäten in der ersten Minute die gleiche Bakterienfracht ins Gewässer entlasten, wie sie sonst von der Kläranlage im Median am ganzen Tag abgegeben wird. Abbildung 43 zeigt beispielhaft für drei bakteriologische Parameter den Vergleich der jeweils ersten Minutenfrachten eines heftigen (1.8.2002) und eines langen, gleichmäßigen (6.3.2003) Niederschlagsereignisses mit der täglichen medianen Kläranlagenfracht in Loch.



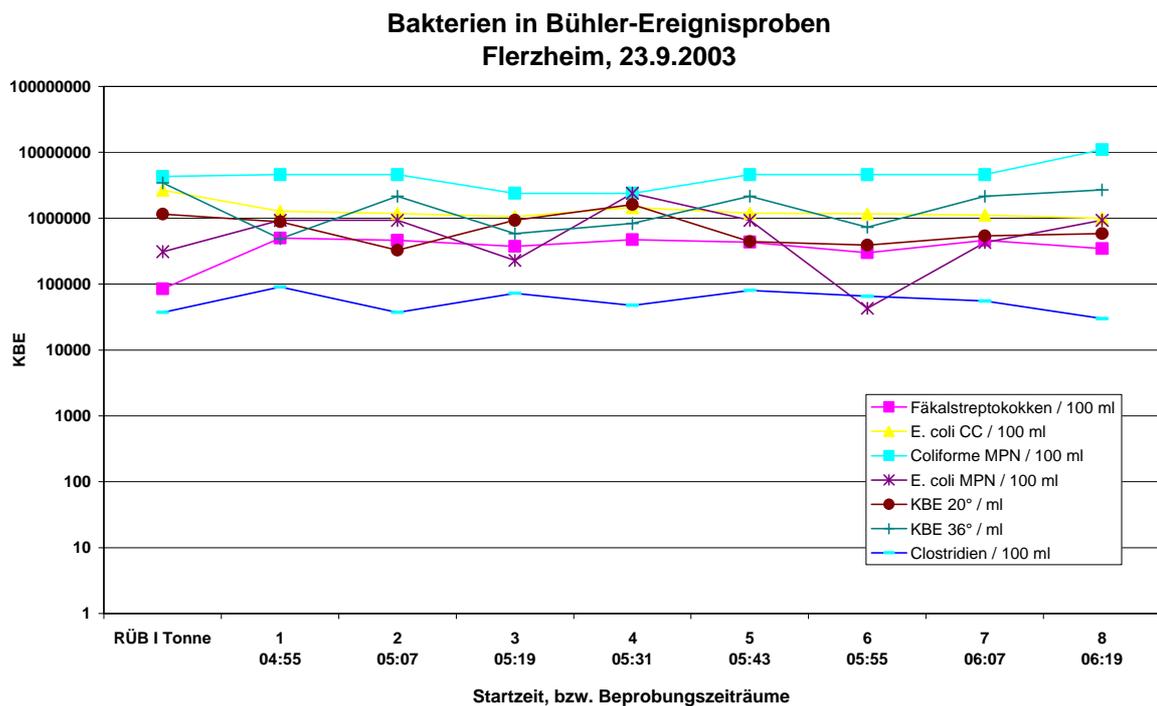
**Abbildung 43: Vergleich der jeweils ersten Minutenfrachten unterschiedlicher Ereignisse mit der medianen Tagesfracht am Kläranlagenablauf Loch**

### 3.10.1.2 Mikrobiologische Konzentrationen im zeitlichen Verlauf der Entlastungsereignisse

Zur Beobachtung der zeitlichen Dynamik der Regenentlastungen wurde Probengut über einen Probennehmer der Firma Bühler gewonnen (vergleiche Kapitel 2.6.1). Durch die automatische Befüllung von maximal 12 Flaschen konnte eine kontinuierliche Beprobung eines Abschlags aus dem Regenüberlaufbecken über eine Zeitdauer von maximal 2 Stunden und 24 Minuten gewährleistet werden.

Die gefüllten Flaschen wurden zeitnah im Labor verarbeitet, und die Ergebnisse bildeten die Bakterienkonzentrationen im Verlauf eines Ereignisses ab.

An der KA Flerzheim zeigen die Bühlerproben keine deutlichen Veränderungen der Bakterienkonzentrationen im Verlauf des Abschlagsereignisses (siehe Abb. 44). Die sichtbaren Schwankungen beruhen auf der Ungenauigkeit der Nachweisverfahren, da Mikroorganismen sich, anders als Chemikalien, nicht homogen in einer Lösung verteilen. Es tritt also kein „First flush“ auf, in dem mit der ersten Welle an abgeschlagenem Wasser besonders viele Mikroorganismen in das Gewässer abgegeben werden.

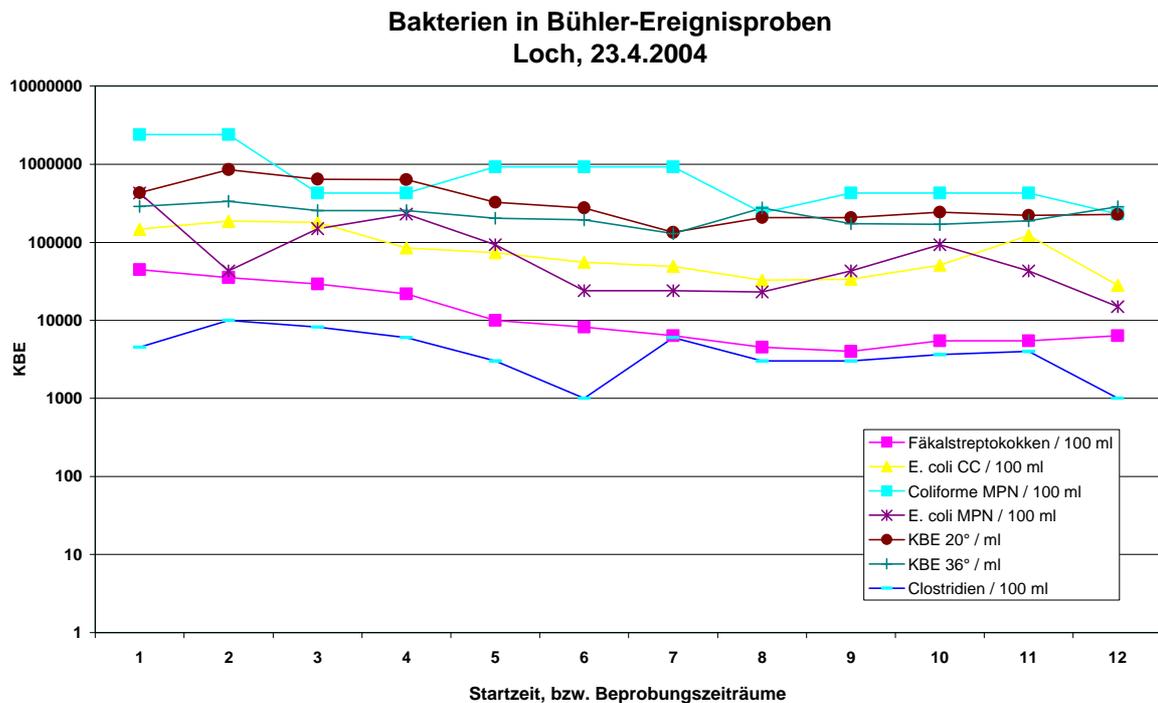


**Abbildung 44: Bakterienkonzentrationen während des Abschlagereignisses am 23.09.2003 auf dem GW Flerzheim**

Vielmehr werden aus den Regenüberlaufbecken über den Verlauf des Ereignisses hinweg konstant hohe Konzentrationen an Bakterien in das Gewässer eingetragen. Anscheinend erfolgt in den Regenüberlaufbecken eine weitgehende Homogenisierung des einfließenden Abwassers, so dass der abgeschlagene Überlauf gleichmäßig belastet ist.

An der KA Loch dient ein Stauraumkanal zur Rückhaltung des Abwassers im Falle eines Regenereignisses. Dieser ist wesentlich kleiner dimensioniert als die RÜBs der KA Flerzheim und schlägt auch schneller ab. Hinsichtlich der gemessenen Bakterienkonzentrationen unterscheiden sich die beiden Kläranlagen nicht. Es fällt aber auf, dass während der Bühlerbeprobung des Stauraumkanals in Loch stärkere Schwankungen auftreten. Besonders deutlich wird dies am 23.4.2004 (siehe Abb.45).

Dieses Ereignis fand in den frühen Morgenstunden statt. Erfasst wurden somit in der Kanalisation abgelagerte Fäkalien, wenig Abwasser und viel Niederschlag. Auch hier ist kein „First flush“ sichtbar. Der Stauraumkanal bietet anscheinend ausreichend Platz zur Vermischung der aus der Kanalisation stammenden Abschwemmungen mit dem Niederschlagswasser. Im weiteren Verlauf des Ereignisses treten leichte wellenartige Schwankungen der Bakterienkonzentrationen auf, die aber für einzelne Bakterien unterschiedlich verlaufen.



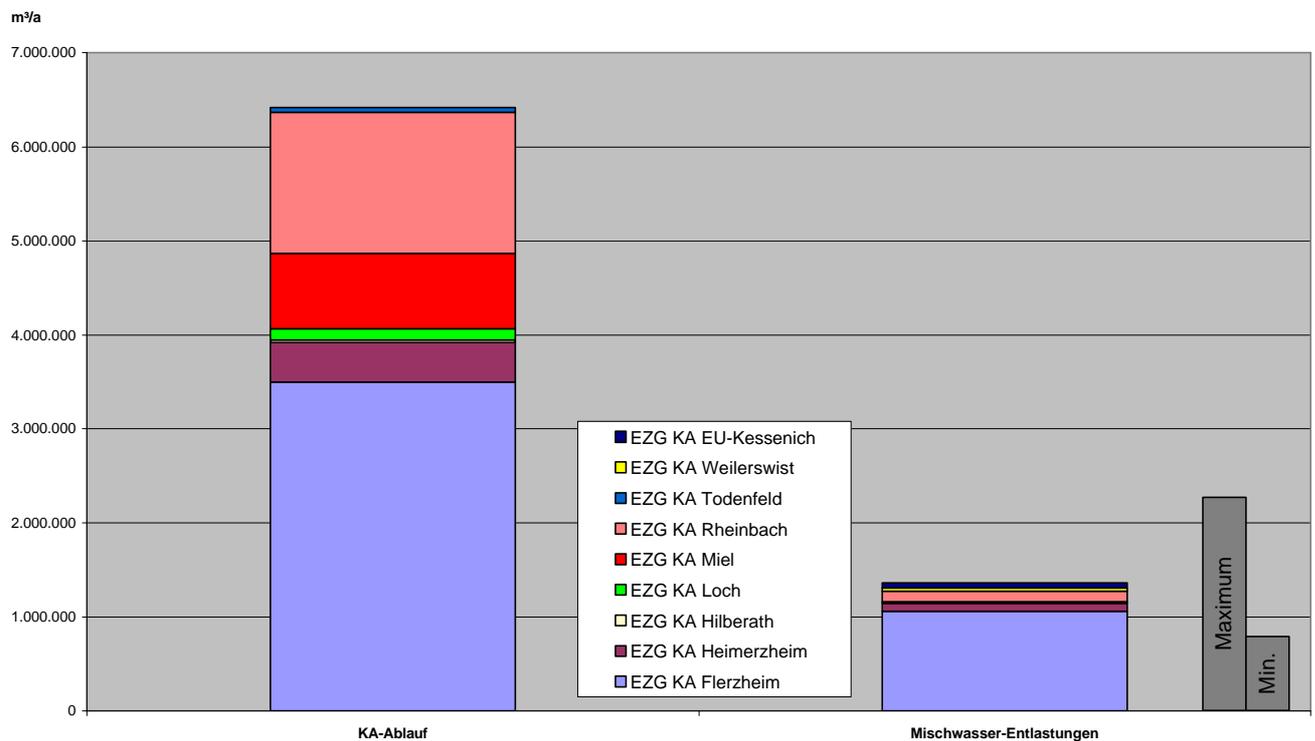
**Abbildung 45: Bakterienkonzentrationen während des Abschlagereignisses am 23.04.2004 in Loch**

Möglicherweise resultieren diese Veränderungen aus unterschiedlichen Eintragungspfaden innerhalb des Einzugsgebietes. Da die Extremniederschläge regional sehr stark differieren, können im Verlauf des Ereignisses unterschiedliche Teile des Einzugsgebietes der Kläranlage erfasst werden. Da diese unterschiedlich belastet sind, bzw. unterschiedlich viel Wasser zur Kläranlage leiten, verändern sich die Bakterienkonzentrationen an der Bühlerprobenahmestelle. Diese Schwankungen bewirken aber keine deutliche Veränderung der Bakterienkonzentration, so dass das Gesamtergebnis weiterhin eine gleichmäßige Belastung des Gewässers mit Bakterien über die gesamte Entlastungszeit ist.

### 3.10.2 In der Jahresbilanz

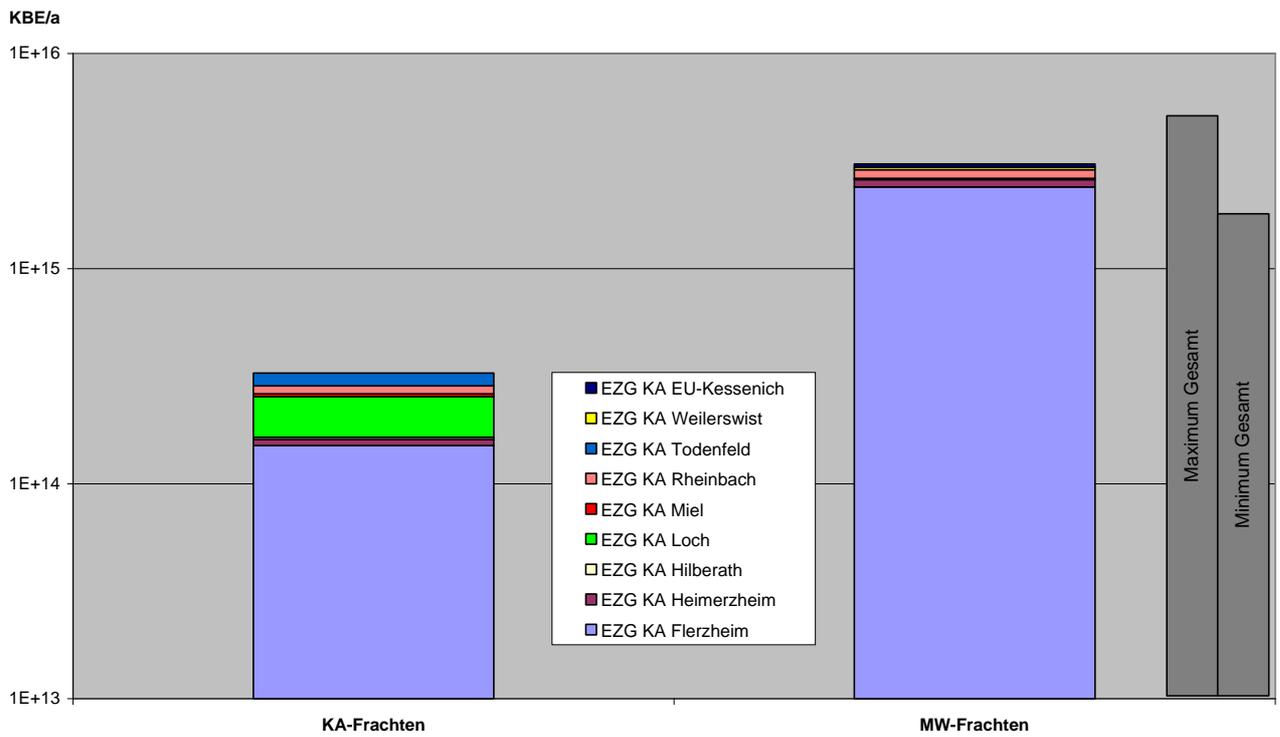
Für eine gründliche Betrachtung der Auswirkungen von Regenentlastungen auf ihre Vorfluter muss es neben der Analyse der Einzelereignisse sowohl zu einer Auswertung der im ganzen Jahr entlasteten Frachten, wie auch zur Erstellung einer Gesamtbilanz für das gesamte Einzugsgebiet kommen.

Mithilfe der Daten aus dem F&E- Vorhaben "Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen" ([41]) ist es nun möglich, für das Gesamtgebiet der Swist eine Jahresbilanz der mikrobiellen Einträge aus Siedlungsabwässern herzustellen, die sowohl regelmäßig einleitende Quellen (Kläranlagen) wie auch diskontinuierliche Einträge (Mischwasserentlastungen) berücksichtigt. Die Jahresfrachten der Kläranlagen wurden dabei aus den Daten des genannten Vorgänger-Vorhabens hochgerechnet, die Frachten der Entlastungen aus den im jetzigen Vorhaben gewonnenen Konzentrationen und Entlastungsmengensimulationen mit LWA-FLUT für die Niederschläge der Jahre 1977 bis 2000 errechnet. Für die nachfolgenden Berechnungen wurden die medianen Jahresniederschläge sowie das trockenste (Minimum) und das feuchteste (Maximum) Jahr berücksichtigt.



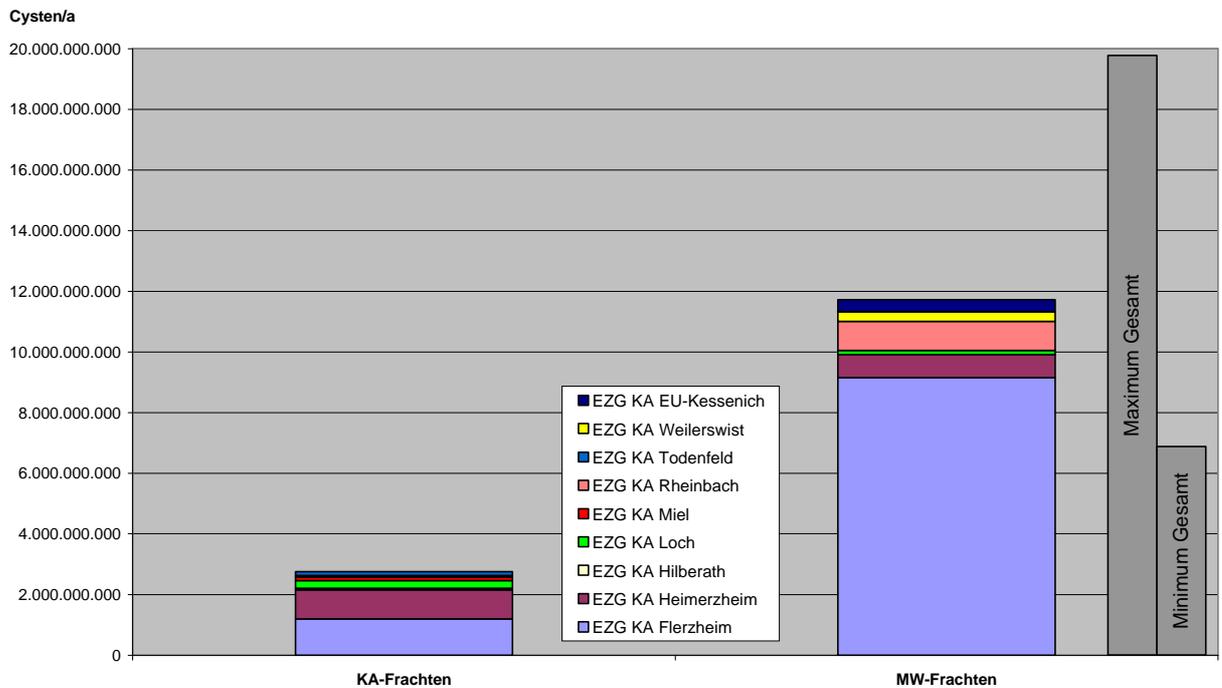
**Abbildung 46: Mediane Jahres-Einleitungsmengen der Kläranlagen und Regenentlastungen im Einzugsgebiet der Swist**

Abb. 46 offenbart zunächst bei der reinen Wassermengenbilanz, dass von den acht im Einzugsgebiet entwässernden Kläranlagen im Jahr ca. 6,4 Mio. m<sup>3</sup> gereinigtes Abwasser in die Swist eingeleitet werden. Dem gegenüber beträgt die gesamte ins Gewässer entlastete Mischwassermenge lediglich rund 1,4 Mio. m<sup>3</sup> (Spannbreite: 0,8 – 2,3 Mio. m<sup>3</sup>), wobei hier nur die Entlastungsanlagen der in die Erft einleitenden Kläranlagen Weilerswist und Euskirchen Kessenich mit berücksichtigt sind, die ihr Wasser in die Swist abgeben. Bei der Betrachtung der entlasteten mikrobiellen Frachten ist das Verhältnis allerdings anders: Die aus den Entlastungsanlagen abgegebenen Bakterien-Frachten betragen zusammen im Jahr mehr als das 20-fache (Spannbreite: 10 - 40-fach) der Gesamtfracht aus allen Kläranlagen (siehe beispielhaft Abb. 47)



**Abbildung 47: Vergleich der Coliformen-Jahresfrachten aus Kläranlagen und Entlastungen im Einzugsgebiet der Swist**

Auch die Gesamt-Parasitenfrachten aus den Entlastungen übersteigen um das vierfache (Spannbreite: 3,5 - 7-fach) die der Kläranlagenabläufe. An der Gesamtbelastung der Swist mit hygienisch relevanten Mikroorganismen sind Mischwasserentlastungen in der Jahresbilanz also maßgeblich beteiligt.



**Abbildung 48: Vergleich der Giardia-Frachten im Jahr aus Kläranlagenabläufen und Mischwasserentlastungen**

### 3.11 Möglichkeiten der Reduktion der mikrobiellen Frachten in Wasser aus Regenentlastungsanlagen

Die hohe stoßweise Belastung von Gewässern mit stark erhöhten mikrobiellen Frachten aus Regenentlastungen und der nachgewiesene Verbleib potenziell pathogener Mikroorganismen z.B. im Sediment haben in der Vergangenheit, insbesondere an kleinen und mittleren Gewässern, vielfach zu einer kontinuierlichen Verschlechterung der hygienisch-mikrobiologischen Güte von Gewässern beigetragen. Im Falle der Entlastungen in Seen sind veränderte Trophiestufen besonders kritisch ([63]). Die Auswirkungen betreffen oftmals menschliche Aktivitäten am Gewässer sowie Nutzungen des Wassers, sei es z.B. als Badeort für Kinder, für die Entnahme von Rohwasser zur Trinkwassergewinnung, oder zur Bewässerung von Sonderkulturen (vgl. [39]). Um diese Effekte abzumildern und die Einhaltung von Richt- und Grenzwerten gewährleisten zu können (vgl. Kap. 3.9), werden zunehmend national wie international Methoden gefordert, die eine weitgehende Reduktion mikrobieller Frachten aus Anlagen der Abwasserbeseitigung ermöglichen (vgl. [28, 32, 67, 80]). Hierbei stehen sich drei Strategien gegenüber:

- Bautechnische Maßnahmen wie die Vergrößerung des Kanalvolumens oder einzelner Anlagen
- Filtrationsmaßnahmen (z.B. Retentionsbodenfilter)
- Desinfektionsmaßnahmen (z.B. Chlor- oder UV-Desinfektion)

In Deutschland hat sich der Forschungssektor bislang vornehmlich auf die Reduktion kontinuierlicher mikrobieller Belastungen aus Kläranlagenabläufen beschränkt (vgl. [14, 32, 75]). In zahlreichen Studien konnte gezeigt werden, dass bereits in konventionell ausgestatteten Kläranlagen eine Reduktion der Gesamtkeimzahl um bis zu 98% erreicht werden kann, wobei eine abschließende Flockung und Filtration eine nochmalige Reduktion bewirken (vgl. [39]). Eine weitgehende Keimverminderung kann darüber hinaus z.B. über die UV-Bestrahlung des filtrierten Kläranlagenablaufs oder durch Membranfiltration erreicht werden (vgl. [14, 26, 34, 58, 75]). In der jüngeren Vergangenheit ist zunehmend den bewachsenen Bodenfiltern als weiterer Filterstufe oder Pflanzenkläranlagen (insbesondere zur dezentralen Abwasserbeseitigung) verstärkte Aufmerksamkeit geschenkt worden. Die Ergebnisse zahlreicher Studien zu bewachsenen Retentionsbodenfiltern als weiterer Stufe von Regen- und Mischwasserentlastungsanlagen zeigen zum Teil gute Reduktionsleistungen der mikrobiellen Belastungen (vgl. u. a. [28, 29, 32, 48, 60, 65, 66, 71, 80]). Als positiver Begleiteffekt sollte nicht unerwähnt bleiben, dass Retentionsbodenfilter ebenso wie naturnah gestaltete Regenrückhaltebecken als Rückzugsräume seltener Tier- und Pflanzenarten fungieren können ([77]).

Vor allem in den USA wird neben der Filtration über Boden- oder Membranfilter, trotz eines hohen Aufwandes, auch die Desinfektion von Mischwasser favorisiert. Vergleichbar der Technik in der Trinkwasseraufbereitung geschieht dies über die Chlorung, Ozonierung oder UV-Bestrahlung des entlasteten Wassers ([18, 59, 60, 66, 72]). Diese Technik erfordert - im Gegensatz zur Filterung - eine ständige Überwachung und Steuerung der Dosierungsanlagen. Die Auswirkungen der Zwischen- und Abbauprodukte auf die Biozönose des Gewässers bleiben zum Teil unbeachtet (vgl. [18]).

## 4 Schlussfolgerungen

### 4.1 Kurzfristige Effekte durch Regenentlastungsanlagen

Durch Regenereignisse gelangt viel Niederschlagswasser in die Kanalisation und damit in die Regenentlastungsanlagen. Dies bewirkt eine deutliche Verringerung der Leitfähigkeit, der Trübung und des pH-Wertes im Ablauf der Kläranlage (siehe Kap. 3.5). Die Konzentration von Ammonium- und Nitrit-Stickstoff im Gewässer wird dagegen im Entlastungsfall durch den Eintrag aus den Regenentlastungsanlagen erhöht, obwohl vor dem Abschlag eine Verdünnung des Ammonium-Stickstoffes erfolgt. Dass Ammoniumspitzen aus Mischwassereinleitung im Gewässer zu deutlichen Konzentrationserhöhungen führen, konnte auch in verschiedenen Studien nachgewiesen werden [10, 50]). Für TOC, Phosphor und abfiltrierbare Stoffe kann kein Verdünnungseffekt durch die Regenentlastung nachgewiesen werden (siehe Kap. 3.5.1.2). Die Regenentlastungsanlagen verändern demnach während eines Ereignisses den Chemismus des Fließgewässers nur marginal, mit Ausnahme der Ammonium- und Nitritkonzentrationen. Deutlich größeren Einfluss scheinen andere Einträge aus dem Einzugsgebiet zu haben. Zu nennen sind hier Direkteinleitungen, Drainagen, Straßenentwässerung, sowie Abschwemmung von Hofflächen, Acker- und Weideland, die in das Fließgewässer einleiten und dort zu einem deutlichen Konzentrationsanstieg der chemischen Parameter führen (siehe Kap. 3.5).

Bakterien, die aus Regenentlastungen in das Gewässer gelangen, führen dort zu einem Konzentrationsanstieg ([40, 59, 67]). Dieser fällt für die unbeweglichen Bakterien (Fäkalstreptokokken) und Sporen (Clostridien) geringer aus als für die beweglichen (*E. coli* und coliforme Bakterien). Bedingt wird dieser Unterschied durch Sedimentation der unbeweglichen Organismen in den RÜBs, während sich die beweglichen Organismen gleichmäßig im Abschlagswasser verteilen (siehe Kap. 3.5). Neben den Regenüberlaufbecken tragen aber auch Abschwemmungen im Einzugsgebiet zu einer deutlichen Erhöhung der Bakterienkonzentrationen im Gewässer bei. Akut wird durch die Entlastung aus dem RÜB eine hohe Belastung des Fließgewässers verursacht, wodurch je nach Ausprägung des Ereignisses innerhalb weniger Minuten die Tagesmenge an Bakterienfracht des normalen Kläranlagenabflusses eingetragen wird (vgl. Kap. 3.10).

*Giardia lamblia*-Cysten (Parasitendauerformen) gelangen ebenfalls über die Kanalisation in hohen Konzentrationen in die Kläranlage. Auch hier findet in den RÜBs eine Sedimentation statt, sowie bei Ereignissen mit grossen Niederschlagsmengen auch eine Verdünnung der Konzentration. Trotzdem sind die Parasitenkonzentrationen im Abschlagswasser der RÜBs so hoch, dass sie einen deutlichen Konzentrationsanstieg im Gewässer bewirken. Hingegen werden Cryptosporidien-Oocysten im Entlastungsfall in den RÜBs äußerst selten nachgewiesen. Es kann davon ausgegangen werden, dass es

sich um Fäkalienspuren von Nutztieren handelt, die sporadisch in die Kanalisation gelangen (siehe Kap. 3.5.1.4).

Durch Entlastungsereignisse gelangen vor allem bei hohen Niederschlagsintensitäten innerhalb weniger Minuten sehr hohe Bakterien- und Parasitenfrachten in den Vorfluter (siehe Kap. 3.10.1.1, vergleiche auch [3, 40, 67]). Der sogenannte "First flush" innerhalb eines Regenereignisses konnte jedoch nicht beobachtet werden (siehe Kap. 3.10.1.2). Akut besteht aufgrund der hohen Mikroorganismenfrachten eine Verschlechterung der Gewässerqualität, die eine Nutzung stark einschränkt, wenn nicht gar unmöglich macht. Aus der Tatsache, dass diese Frachten im Gewässer vorhanden bleiben, resultieren längerfristige Effekte, bis im Gewässer wieder Trockenwetterkonzentrationen erreicht werden.

## **4.2 Langfristige Belastungen durch Regentlastungsanlagen im Vergleich mit anderen Eintragspfaden**

Gegenüber der Summe der Einträge aus Kläranlagen sind die mikrobiellen Jahresfrachten aus Entlastungen der Mischwasserkanalisation deutlich höher. In der Frachtbilanz für das Gesamtgebiet bedeuten gerade Mischwasserentlastungen neben einer erheblichen Steigerung des Nährstoffangebots eine beträchtliche Erhöhung der hygienisch-mikrobiologisch relevanten Belastung, auch wenn sie immer nur relativ kurz aktiv sind. Gerade vor dem Hintergrund der ungleichen Verteilung von Niederschlägen auf das Einzugsgebiet kann es so zu einer Akkumulation von potenziellen Krankheitserregern in lenitischen Bereichen des Unterlaufs kommen, die dem Gewässer im Oberlauf durch Entlastungen zugeführt werden.

Bei der Betrachtung der hygienisch-mikrobiologischen Belastungen muss allerdings unterschieden werden zwischen den Bakterien und den Parasitendauerformen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Erhöhung der Bakterienfrachten gegenüber der Parasitenfracht deutlich überwiegt: erstere liegt um den Faktor 20 über denen der Kläranlagenabläufe, letztere nur um den Faktor vier. Erklärbar ist dieser Unterschied durch die stärkere Sedimentationsgeschwindigkeit der Parasitendauerformen (vgl. z.B. [53]), die bewirkt, dass es in den Entlastungsbauwerken allein durch Sedimentation bereits zu einer Reinigung des Wassers von Parasitendauerformen kommt, die sich bei Bakterien längst nicht so stark bemerkbar macht.

In den hier vorgelegten Untersuchungen sind Gewässerbelastungen durch Abläufe von Flächen ebenso wenig erfasst wie andere punktuelle Einträge, vor allem direkte Mischwassereinleitungen durch Regenüberläufe ohne vorgeschaltete Rückhalte- oder Überlaufbecken. Dass aber auch diese nennenswerte Beiträge zur jährlichen hygienisch-mikrobiell relevanten Fracht leisten, konnte anhand der

deutlichen Konzentrationserhöhungen an den Probenahmestellen jeweils oberhalb der Entlastungspunkte bei Regenwetter gezeigt werden. Aus dem Vergleich der Daten aus den Trockenwetterproben mit den Ereignis-Daten oberhalb der Entlastungen lässt sich näherungsweise abschätzen, dass die Summe aller zusätzlichen Eintragspfade, namentlich punktuelle Einleitungen, Abtrag von Flächen und Resuspension von Organismen, in etwa den gleichen Beitrag zu den jährlichen Frachten liefert wie die Summe der Mischwasserentlastungen.

Die langfristige Bedeutung von Mischwasserentlastungen ergibt sich vor allem aus der Akkumulation der Organismen in Sedimenten. In Abhängigkeit von ihren Überlebenschancen dort kann ihre hygienische Relevanz daher noch lange nach dem eigentlichen Entlastungsereignis nachwirken ([10-12, 28]). Gerade Cryptosporidien und Giardien zeichnen sich, bedingt durch ihre parasitische Lebensweise, durch eine hohe Überlebensfähigkeit in der Umwelt aus. Diese wird durch die Anwesenheit von Abwasser offenbar noch verstärkt [69]. Auf diese Weise sind vor allem durch Mischwassereinleitungen eingetragene Parasitendauerstadien für langfristige Betrachtungen relevant.

### **4.3 Unterschiede in der Belastung durch verschiedene Anlagentypen bzw. verschiedene Einzugsgebiete der Anlagen**

Die Unterschiede zwischen den insgesamt drei beprobten Entlastungsbauwerken hinsichtlich Einzugsgebietsgröße, Verzweigung des Kanalnetzes, Art und Anzahl von Vorentlastungen und Bau- und Funktionsweise wurden bewusst möglichst groß gewählt. Einzige Gemeinsamkeit der Kanalnetze ist die Tatsache, dass den Kläranlagen fast ausschließlich häusliches Abwasser zugeleitet wird.

Im F&E-Vorhaben "Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen" konnte gezeigt werden, dass die Zuläufe der Kläranlagen hinsichtlich der hygienisch-mikrobiologischen Parameter keine großen Unterschiede aufweisen [41]. Einzugsgebietsgröße, Kanalnetzverzweigung und angeschlossene Einwohnerzahlen machten sich auch dort kaum in den Konzentrationen hygienisch-mikrobiologisch relevanter Parameter bemerkbar.

Bei Regenereignissen ist das Rohabwasser stark verdünnt. Da die jetzt festgestellten Mediane hygienisch bedeutsamer Parameter sich kaum unterscheiden, ist für die Konzentration der mikrobiellen Parameter im Entlastungswasser die Bauweise des Beckens (Kanalstauraum im Hauptschluss oder separates Becken im Nebenschluss) offenbar ebenso wenig relevant wie die Betriebsweise (beispielsweise erhält RÜB I in Flerzheim immer den ersten Schwall aus dem Kanalnetz, RÜB II wird erst später gefüllt).

Für die hygienisch-mikrobiologischen Konzentrationen im Wasser aus Regenentlastungsanlagen ist also offenbar vor allem die Konzentration im Rohabwasser sowie die Regenmenge, mit der es ver-

dünnt wird, entscheidend. Andere Parameter haben nach den vorliegenden Ergebnissen nur marginalen Einfluss.

#### 4.4 Risikobewertung von Infektionen durch Regenentlastungsanlagen

Das Problem der Quantifizierung von Risiken ist Gegenstand der Risikoanalyse. Prinzipiell sollte eine Risikoanalyse Antworten auf folgende Fragen liefern:

- Was kann passieren?
- Wie wahrscheinlich ist es, dass es passiert?
- Wenn es passiert, welche negativen Folgen hat es?

Die Risikoanalyse dient dem Schutz von Menschen vor Gesundheitsschädigungen durch die Auswahl geeigneter Schutzmaßnahmen und wird z.B. von der Welthandelsorganisation (WTO) als die am besten geeignete Maßnahme zur Sicherstellung sicherer Lebensmittel empfohlen [37].

Ein wesentlicher Schritt der umfassenden Risikoanalyse ist die (quantitative) **Risikoabschätzung** (risk assessment), die wiederum aus mehreren Teilschritten besteht [16, 37]:

- Identifikation möglicher Gesundheitsgefahren (hazard identification):
  - Besteht eine Kausalbeziehung von Noxe und Wirkung?
- Charakterisierung möglicher Gesundheitsgefahren (hazard characterization), bei der der Gesundheitseffekt jedes einzelnen Schadfaktors bestimmt wird, üblicherweise über die Abschätzung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung (dose-response assessment), für Infektionen: Infektionsdosis;
  - Welche Beziehung besteht zwischen Dosis und Wirkung?
- Expositionsabschätzung (exposure assessment), bei welcher die Wahrscheinlichkeit der Aufnahme durch den Menschen abgeschätzt wird;
  - Welche Expositionen treten gegenwärtig auf oder werden, in anderer Situation, erwartet?
- Risikobewertung (risk characterization)
  - Wie hoch ist die geschätzte Inzidenz des negativen Gesundheitseffektes in der Bevölkerung?

Für die Risikoabschätzung bezüglich Infektionen, die durch Regenentlastungen verursacht werden, lassen sich auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse folgende Feststellungen treffen:

Es konnte zweifelsfrei nachgewiesen werden, dass mit der Einleitung ungeklärten Abwassers aus Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation pathogene Mikroorganismen (Krankheitserreger) in den jeweiligen Vorfluter gelangen. Die untersuchten Mikroorganismen lösen entweder selbst Magen-

Darm-Infektionen aus oder dienen als Indikatoren für Durchfallerreger. Eine Frachtbetrachtung zeigt, dass im Verlauf eines (hydrologischen) Jahres erheblich größere Mengen von Krankheitserregern aus den Entlastungsbauwerken in die Vorfluter eingetragen werden als aus den Kläranlagen (vgl. Kap. 3.10).

Für die einzelnen untersuchten Krankheitserreger sind jeweils Mindestinfektionsdosen zur Auslösung einer Erkrankung bekannt. Diese sind für Säuglinge, Kleinkinder, Ältere und Immungeschwächte in der Regel deutlich niedriger als für gesunde Erwachsene. Als Beispiel seien unterschiedliche Risk assessment Ergebnisse für Cryptosporidien in Trinkwasser angeführt (s. Tab. 34) Es kann zusammenfassend festgestellt werden, dass die Konzentrationen der untersuchten Krankheitserreger im Verlauf der Swist und seiner Nebengebäche regelmäßig so hoch ist, dass die Infektionsdosis bereits durch die Aufnahme von wenigen mL Wasser erreicht wird. Darüber hinaus ist darauf hinzuweisen, dass sowohl die Erkrankungswahrscheinlichkeit als auch die Schwere des Verlaufes einer möglichen Erkrankung mit steigender Dosis aufgenommener Krankheitserreger ansteigt.

**Tabelle 34: Risk assessment results - Cryptosporidium in Trinkwasser (übersetzt und adaptiert aus [49])**

Risiko (95% Konfidenzintervall)	Kommentar
$9,3 \times 10^{-4}$	Tägliches Infektionsrisiko bei Trinkwasser, das 1 Oocyste/10 Liter enthält
$3,6 \times 10^{-5}$	Tägliches Infektionsrisiko bei Trinkwasser aus einer konventionellen Oberflächenwasseraufbereitungsanlage in den Niederlanden
0,0019	Durchschnittliches Risiko einer Infektion eines AIDS-Kranken bei einer Exposition von 1 Oocyste/1000 Liter
0,0001	Jährliches akzeptables Infektionsrisiko durch Trinkwasser

Die Wahrscheinlichkeit der Aufnahme von Krankheitserregern aus dem Wasser des Vorfluters durch den Menschen hängt von der Intensität des Kontaktes mit dem Wasser ab.

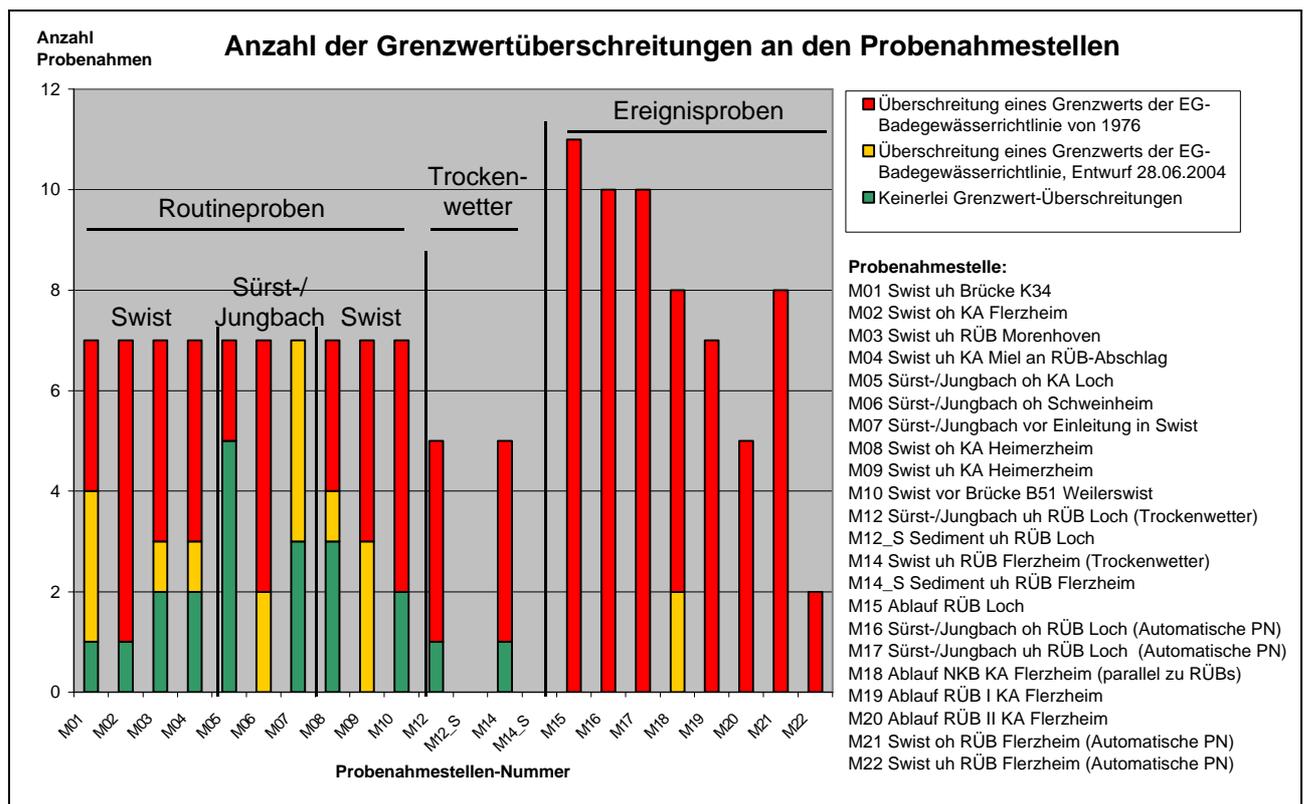
Für den Swistbach und seine Nebengewässer sind keine Nutzungen außer als Vorfluter für abwassertechnische Anlagen ausgewiesen. Jedoch sind andererseits vielfältige Nutzungen bekannt und konnten im Feld auch während der Untersuchungen immer wieder belegt werden. Zu nennen sind in die-

sem Zusammenhang Bade- und Spielstellen von Kindern an den Bächen, Viehtränken und die Verwendung des Bachwassers zur Beregnung von Sonderkulturen.

Eine 100prozentige Aufnahmewahrscheinlichkeit besteht beim Trinken des Bachwassers. Eine Nutzung des Oberflächengewässers als Trinkwasserressource ist jedoch nicht vorgesehen und wurde im Feld auch nicht beobachtet.

Eine akzidentielle orale Aufnahme kann jedoch auch beim Spielen oder Baden im oder am Wasser zustande kommen. Derartige Nutzungen sind zwar nicht vorgesehen (die Swist und ihre Nebengewässer sind keine EU-Badegewässer, und die Grenzwerte der EG-Badegewässerrichtlinie werden regelmäßig im Gewässerverlauf überschritten, vgl. Kap. 3.3 u. 3.9, Abb.xx), können aber gleichwohl während der warmen Jahreszeit an geeigneten Stellen der Gewässer regelmäßig beobachtet werden.

Eine geringere Wahrscheinlichkeit der oralen Aufnahme besteht auch über den Verzehr von Lebensmitteln, die mit kontaminiertem Bachwasser in Kontakt gekommen sind oder durch Beregnung, sei es durch direkte Entnahme aus dem Bachlauf.



**Abbildung 49: Anzahl von Grenzwertüberschreitungen an den Probenahmestellen nach gültiger EG-Badegewässerrichtlinie sowie letztem Novellierungsentwurf vom 28.06.2004**

Einen Überblick der potenziellen Gefährdung von Menschen über den direkten oder indirekten Kontakt mit Bachwasser vermittelt Abb. 49. Hier sind, differenziert nach Routineproben, expliziten Trockenwetterproben unterhalb der Einleitungsstellen sowie Ereignisproben, Grenzwertüberschreitungen

nach der bestehenden und der im Entwurf vorliegenden EG-Badegewässerrichtlinie dargestellt. Deutlich wird die geringe Zahl an Grenzwertunterschreitungen, welche zudem oftmals im Frühjahr bei leicht erhöhtem Abfluss oder an sehr kleinen Gewässerabschnitten (M05, M07) ermittelt wurde. Insbesondere die erhöhte Belastung bei Trockenwetter ist besorgniserregend, da gerade dann eine verstärkte Gewässernutzung anzunehmen ist. Diese qualitative Risikobeurteilung lässt jedoch keine Rückschlüsse auf das tatsächliche Infektionsrisiko zu.

Für die Durchführung einer quantitativen Risikobeurteilung für Entlastungsbauwerke als Kontaminationsquelle bedarf es abgesicherter Ergebnisse hinsichtlich der Dosis-Wirkungs-Beziehung und der Exposition, sowie Studien mit analytisch-epidemiologischem Teil (Kohortenstudien oder Fall-Kontroll-Studien), aus denen im Analogieschluss die zu erwartende Zahl von Erkrankungen extrapoliert werden kann.

Die Literaturlage zur quantitativen Risikobeurteilung Wasser-assoziiertes Infektionen, unter Berücksichtigung der Konzentrationen von Krankheitserregern im Gewässer und den jeweiligen Aktivitäten bzw. Wassernutzungen, ist spärlich. Deshalb kann aus dem vorliegenden Material für die Swist auch keine quantitative Risikobeurteilung abgeleitet werden. **Es kann jedoch im Sinne einer qualitativen Risikobeurteilung festgestellt werden, dass das Risiko einer Infektion im Zusammenhang mit wassergebundenen Freizeit-Aktivitäten an der Swist mit Sicherheit nicht Null ist.**

An die Risikoabschätzung schließen sich zwei weitere Schritte an:

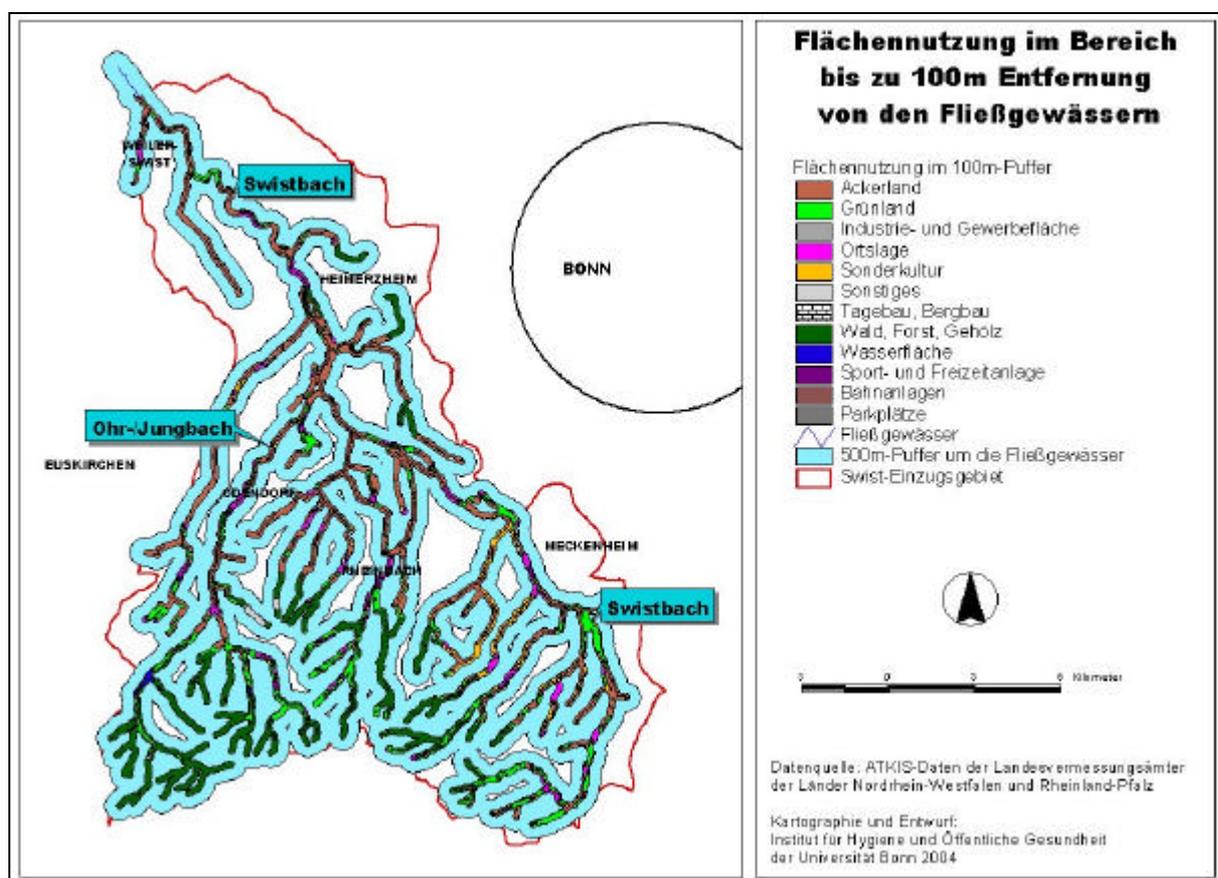
**Risikomanagement:** Das Risiko wird evaluiert und, im Rahmen einer allgemeinen Betrachtung von Risiken der öffentlichen Gesundheit, kann eine Entscheidung über ein akzeptiertes Gesundheitsrisiko getroffen werden. Verbesserungsmöglichkeiten werden untersucht und ggf. werden neue oder modifizierte Kriterien in Richtlinien, Verordnungen oder Gesetzen bestimmt.

**Risikokommunikation:** Dies umfasst eine transparente Kommunikation zwischen denjenigen, die das Risiko abschätzen, und den Risikomanagern, was wichtig ist, da deren Interessen unterschiedlich sein können. Schließlich wird eine breitere Öffentlichkeit in geeigneter Weise über die Ergebnisse der Risikoabschätzung und des Risikomanagements informiert.

#### 4.5 Weiterer Forschungsbedarf

In den vorangegangenen Kapiteln wurde dargelegt, welche kurz-, mittel- und langfristigen Belastungen durch die Einträge aus Entlastungsanlagen der Mischkanalisation zu erwarten sind. Über eine modellgestützte Bilanzierung geschah dies quantitativ sowohl hinsichtlich der Konzentrationen als auch der Frachten der untersuchten Mikroorganismen. Ferner konnten diese Ergebnisse mit den Ergebnissen des Vorgängerprojektes „Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch

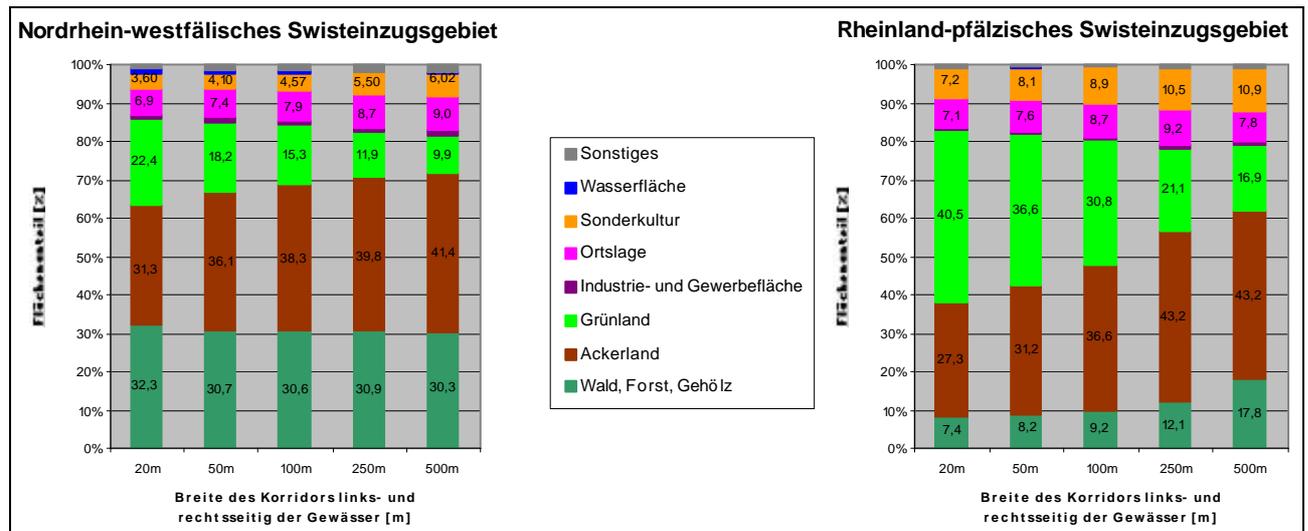
Kläranlagen“ verglichen und ins Verhältnis gesetzt werden. Betrachtet man die ermittelten Belastungen und resultierende Frachten in den Gewässern bzw. am Gebietsauslass, so fällt auf, dass weiterhin ein Großteil des gesamten Belastungsvolumens nicht weiter differenziert werden kann. Aufgrund der Resultate anderer Untersuchungen und der Ergebnisse der Feldbegehung sowie einzelner GIS-Analysen ist zu vermuten, dass die bislang nicht differenzier- und bilanzierbare Lücke insbesondere auf die Einträge aus den sogenannten „diffusen Quellen“ im weiteren Sinne zurückzuführen sind ([3, 4, 6, 10, 28, 33, 40, 78], vgl. Kap. 3.10, Kap. 4.2). Hiermit sind sowohl Einträge aus diffusen Quellen im engeren Sinne (flächenhafte Abspülung, Zwischenabfluss) als auch Einträge aus schlecht erfassbaren punktuellen Quellen (Trennkanalisation, Drainagen, Entwässerungsgräben, Dachabläufe etc.) gemeint, wobei diese nach der Flächennutzung differenziert betrachtet werden müssten.



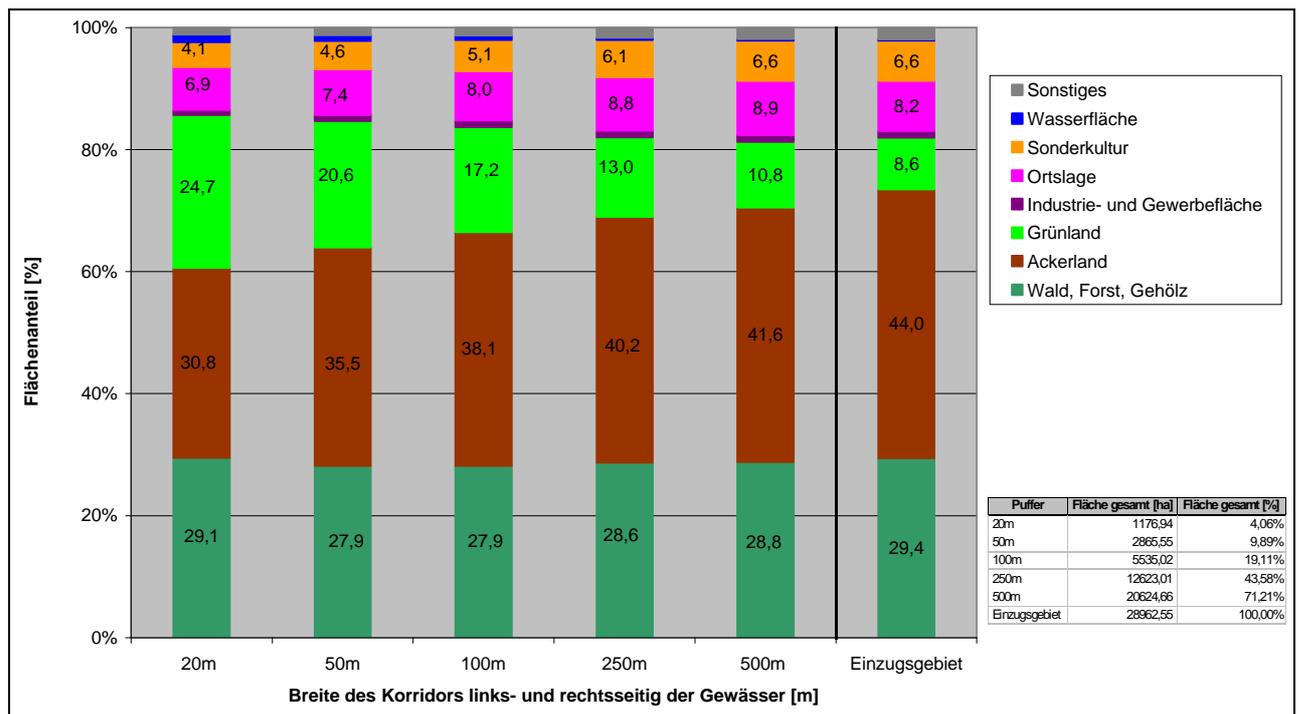
**Karte 16: Flächennutzung im Bereich bis zu 100m Entfernung vom Gewässer, unterlegt mit dem maximalen Korridor von 1000m (500m-Puffer beidseitig)**

Im Kap. 2.2 wurde die Flächennutzung für das gesamte Einzugsgebiet der Swist dargestellt (vgl. Abb. 3, Karte 5, Seite 19). Für obige Fragestellung ist jedoch vor allem von Bedeutung, welche Flächennutzungen entlang der Gewässer dominieren. Deshalb wurden die ATKIS-Daten mit den Gewässerdaten (beide im Maßstab 1:5.000) verschnitten und auf diese Weise Korridore von jeweils 20m, 50m, 100m, 250m und 500m beiderseits der Gewässer erzeugt (vgl. Karte 16). Anschließend wurden die

Flächenanteile, zunächst getrennt für das nordrhein-westfälische und rheinland-pfälzische Teileinzugsgebiet, für jeden Korridor berechnet und danach zusammengefasst (vgl. Abb. 50 und 51).



**Abbildung 50: Flächenanteile der verschiedenen Nutzungsarten entlang der Fließgewässer in Teileinzugsgebieten**



**Abbildung 51: Flächenanteile der verschiedenen Nutzungsarten entlang der Fließgewässer im gesamten Swisteinzugsgebiet**

Es wird deutlich, dass der Anteil des Grünlandes in direkter Gewässernähe am höchsten ist, wohingegen Ackerland, Sonderkulturen, Ortslagen und Industrie/Gewerbe, mit zunehmender Entfernung an Bedeutung gewinnen. Allerdings gibt es tendenzielle Unterschiede je nach Teileinzugsgebiet. So ist der Anteil von Grünland im rheinland-pfälzischen Teil, der in der Hauptsache durch Oberläufe geprägt ist, fast doppelt so hoch wie im nordrhein-westfälischen, in dem große Waldflächen (Rheinba-

cher Wald, Ville) und die ackerbaudominierte Börde mit relativ großen Siedlungen entlang der Gewässer vorherrschen.

Das Beispiel des Swisteinzugsgebiets zeigt, dass je nach betrachtetem Raum die Anteile verschiedener Flächennutzungskategorien stark variieren. Dies gilt sowohl für verschieden breite Korridore um die Fließgewässer als auch für einzelne Teileinzugsgebiete, z.B. die Unterscheidung zwischen Ober- und Unterlauf (Wald/Grünland bzw. Ackerbau und Ortschaften). Eine Betrachtung für das gesamte Einzugsgebiet zwecks einer Bilanzierung potenzieller mikrobieller Belastungen für die Fließgewässer greift zu kurz, wenn der Anteil gewässernaher Nutzungen unterschätzt wird (z.B. Grünlandanteil in den Oberläufen). Auch vor dem Hintergrund des Zieles der Wiedernutzbarmachung von Fließgewässern für menschliche Aktivitäten sollte somit nach der Ermittlung der mikrobiellen Belastungen durch Kläranlagen und Mischwassereinleitungen für eine vollständige Bilanzierung der Fokus auf die diffusen Quellen im weiteren Sinne gerichtet werden. Hierbei ist ein Ansatz zu präferieren, der weitgehend quantitativ die hygienisch-mikrobiologischen Belastungen verschiedener Flächennutzungskategorien räumlich getrennt erfasst, um der Vermischung verschiedener Einflüsse entgegenzuwirken. Dies erfordert die regelmäßige und ereignisbezogene Beprobung der Oberläufe am Auslass von Gebieten gleichartiger Flächennutzung. Der Einfluss von Trennkanalisation, Drainagen etc. kann direkt an Einleitungsstellen erfasst werden. Weitere Forschungsdefizite bestehen hinsichtlich der Wechselwirkungen von Mikroorganismen mit Sediment und Trübstoffen, der Räuber-Beute-Beziehungen (grazing) und der Einflüsse auf die Vitalität der Mikroorganismen (Strahlung, hydraulische Beanspruchung etc., vgl. [10, 38]), welche für eine vollständige Bilanzierung zu berücksichtigen sind.

In der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist die Einbeziehung hygienisch-mikrobiologischer Bilanzierungs- und Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Fließgewässerqualität bislang nicht gefordert. Vor dem Hintergrund der fortschreitenden Umorientierung der Wasserwirtschaft und der Vorgaben des Protokolls über Wasser und Gesundheit (vgl. Kap. 3.9) erscheint die Beantwortung der formulierten Fragestellungen jedoch dringend geboten.

## **5 Zusammenfassung**

Vom 1.7.2001-1.5.2004 wurde im Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn in Kooperation mit dem Erftverband, Bergheim ein F&E-Vorhaben zur "Mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist" im Auftrag des MUNLV NRW durchgeführt. Die Beantwortung folgender Fragen stand hierbei im Vordergrund:

- Welche Konzentrationen und Frachten von Krankheitserregern werden bei Regen-Entlastungen in Gewässer eingetragen?
- Verändert sich die mikrobielle Qualität der Entlastung über die Zeit?
- In welchem Umfang werden Mikroorganismen aus Mischwasserentlastungen im Sediment des Gewässers abgelagert und remobilisiert?
- Wie hoch ist die mikrobielle Belastung im Gewässerverlauf, aber auch unter unterschiedlichen hydraulischen und meteorologischen Bedingungen?
- Lassen sich mikrobielle Einflüsse weiterer Einleitungen in das Gewässer nachweisen?
- Wie hoch ist die Gefährdung des Menschen aufgrund der tatsächlichen Nutzungen des Gewässers (Microbial Risk Assessment)?

Im Einzugsgebiet der Swist wurden beispielhaft die Entlastungsbauwerke an den Kläranlagen Flerzheim und Loch ausgewählt und automatische Beprobungseinrichtungen durch den Erftverband installiert. Im Falle eines Entlastungsereignisses wurden Gewässerproben oberhalb und unterhalb der Kläranlage sowie aus den Entlastungsbauwerken (Flerzheim: Regenüberlaufbecken; Loch: Stauraumkanal) gewonnen und auf chemische, bakteriologische und parasitologische Parameter untersucht. Zusätzlich wurden die Swist und das Sürst-/Jungbachsystem regelmäßig an verschiedenen Stellen im Gewässerverlauf beprobt, um den Zustand der Gewässer unter normalen Abflussbedingungen mit den Verhältnissen bei Entlastungsereignissen vergleichen zu können. Weitere Beprobungen umfassten die explizite Untersuchung des Gewässers bei Trockenwetter und Beprobungen, bei denen im Gewässerverlauf die hygienisch-mikrobiologische Gewässergüte nach Popp anhand der Koloniezahl zu unterschiedlichen Jahreszeiten bestimmt wurde. Die Ergebnisse aller Beprobungen sind im Datenanhang zusammengestellt.

Die geoökologische Charakterisierung des Einzugsgebiets der Swist wurde, ausgehend von entsprechenden Erhebungen im Rahmen des Vorläuferprojektes (Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen, 1999-2001) vervollständigt bzw. aktualisiert. Alle digital erfassten Informationen wurden in ein Geographisches Informationssystem (ArcView<sup>®</sup> 3.2) überführt und zur weitergehenden Analyse und Visualisierung zur Verfügung gestellt. Zur Beurteilung der Auswir-

kung der Regenereignisse auf die mikrobielle Belastung im Gewässerverlauf wurden die Niederschlagsdaten der für das jeweilige Einzugsgebiet repräsentativen Messstationen gesammelt und die Pegelstände unterhalb der Einleitungsstellen erfasst. Ferner wurden mittels LWA-Flut basierend auf Jahresniederschlagssummen Entlastungsszenarien für das Einzugsgebiet generiert.

Die Ergebnisse des F&E-Vorhabens lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Die Konzentrationen potenzieller Krankheitserreger bzw. ihrer Indikatoren im Gewässer werden durch Entlastungen der Mischwasserkanalisation signifikant erhöht.
- Das Ausmaß der Erhöhung steigt in erster Linie mit der Intensität der auslösenden Niederschläge.
- Mit zunehmender Dauer der Niederschläge vor Anspringen der Entlastung machen sich zunehmend Verdünnungseffekte bemerkbar.
- Unterschiede in Bauart, Kanalnetz und Betriebsweise der Entlastungsanlagen wirken sich nicht signifikant auf die hygienisch-mikrobiologischen Konzentrationen aus.
- Im Entlastungsfall wird je nach Niederschlagsintensität innerhalb weniger Minuten die durchschnittliche Tagesfracht der Kläranlagenabläufe an Mikroorganismen eingeleitet.
- Die im gesamten Swist-Einzugsgebiet im Jahresverlauf aus Mischwasserentlastungen eingeleiteten Bakterienfrachten betragen ca. das Zehnfache und die Frachten von *Giardia lamblia* (bedingt durch rasche Sedimentation) ca. das Vierfache der Jahres-Frachten aus Kläranlagenabläufen.
- Die festgestellten Frachten aus Regenüberlaufbecken können über Sedimentations- und Resuspensionsprozesse einen erheblichen Teil der mikrobiologischen "Grundlast" der Swist erklären.
- Im Zusammenhang mit wassergebundenen Nutzungen der Swist besteht ein bedeutendes Infektionsrisiko mit den untersuchten Organismen.
- Es besteht eine hohe Anzahl von nicht aktenkundigen potenziellen punktförmigen Belastungsquellen, deren Einfluss zwar summarisch abgeschätzt werden kann, der aber genauer quantifiziert werden muss.

In der Frachtbilanz für das Gesamtgebiet bedeuten somit gerade Mischwasserentlastungen - neben einer erheblichen Steigerung des Nährstoffangebots - eine beträchtliche Erhöhung der hygienisch-mikrobiologisch relevanten Belastung, auch wenn sie immer nur relativ kurz aktiv sind. Gerade vor dem Hintergrund der ungleichen Verteilung von Niederschlägen auf das Einzugsgebiet kann es so zu einer Akkumulation von potenziellen Krankheitserregern in lenitischen Bereichen des Gewässerunterlaufs kommen, die dem Gewässer im Oberlauf durch Entlastungen zugeführt werden. Besonders relevant sind Einträge von Cryptosporidien und Giardien, da diese sich, bedingt durch ihre parasitische Lebensweise, durch eine hohe Überlebensfähigkeit in der Umwelt auszeichnen.

Eine weitreichende Reduktion hygienisch-mikrobieller Belastungen des Gewässers ist eher durch Maßnahmen an den Regenentlastungsbauwerken bzw. im Kanalsystem als durch zusätzliche Ertüchtigungsmaßnahmen an den Kläranlagen zu erreichen.

Aus dem Vergleich der Daten aus den Trockenwetterproben mit den Ereignis-Daten oberhalb der Entlastungen lässt sich abschätzen, dass die Summe aller zusätzlichen Eintragspfade, namentlich punktuelle Einleitungen, Abtrag von Flächen und Resuspension, die derzeit noch nicht näher differenziert werden können, in etwa den gleichen Beitrag zu den jährlichen Frachten liefert wie die Summe der Mischwasserentlastungen.

Für eine vollständige Bilanzierung der hygienisch-mikrobiologischen Fließgewässerbelastung steht eine quantitative Untersuchung diffuser Einträge aus, die neben Einträgen aus Kläranlagen und Entlastungsbauwerken den dritten wesentlichen Belastungspfad darstellen.

## 6 Literatur

- 1 Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA, Rd. Erl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen v. 14.5.1991). (1991): LWA-Merkblätter, Hrsg.: Landesamt für Wasser und Abfall NW. Bd. 7. Düsseldorf. 39.
- 2 Appel, P. L. und Hudak, P. F. (2001): Automated sampling of stormwater runoff in an urban watershed, north-central Texas. *J Environ Sci Health Part A Tox Hazard Subst Environ Eng*, **36**(6): S. 897-907.
- 3 Atherholt, T.B., LeChevallier, M.W., Norton, W.D. und Rosen, J.S. (1998): Effect of rainfall on Giardia and crypto. *Journal AWWA*, **90**(9): S. 66-80.
- 4 Bach, M., Huber, A. und Frede, H.-G. (2001): Input pathways and river load of pesticides in Germany- a national scale modeling assessment. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(5): S. 261-268.
- 5 Bahrenberg, G., Giese, E. und Nipper, J. (1990): *Statistische Methoden in der Geographie 1*. Stuttgart.
- 6 Bergmann, A. und Kistemann, T. (2003): Belastetes Grundwasser durch belastetes Oberflächenwasser. *Hygienische Bewertung*. bbr Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau,(10): S. 1-10.
- 7 Borchardt, D. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Kuhbach (Hessen). *gwf Wasser Abwasser*, **139**(6): S. 336-342.
- 8 Borchardt, D. (2002): Immisionsorientierte Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen: von der Theorie zur Umsetzung. Tagungsbeitrag bei: Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen, Darmstadt: BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
- 9 Borchardt, D., Bürgel, B., Durchschlag, A., Grimm, O., Grottker, M., Halle, M., Podraza, P., Schitthelm, D. und Uhl, M. (2001): Ableitung von immisionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Merkblatt 3/BWK, Hrsg. BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V., Düsseldorf: BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
- 10 Borchardt, D., Fischer, J. und Mauch, E. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Ökologische und wasserwirtschaftliche Folgerungen. *gwf Wasser Abwasser*, **139**(7): S. 418-423.
- 11 Borchardt, D. und Mehlhart, G. (1995): Sanierung der Abwasserbelastung eines Fließgewässers am Beispiel der Lahn - Teil I: Mischwassereinleitungen. *gwf Wasser Abwasser*, **136**(12): S. 587-594.
- 12 Borchardt, D. und Mehlhart, G. (1995): Sanierung der Abwasserbelastung eines Fließgewässers am Beispiel der Lahn - Teil II: Kläranlagenemissionen. *gwf Wasser Abwasser*, **136**(12): S. 595-600.
- 13 Borchardt, D., Xanthopoulos, C. und Warg, G. (1994): Verfahren zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Mischwassereinleitungen in Fließgewässer. *Wasserwirtschaft*, **84**(9): S. 480-486.
- 14 Dorau, W. (1999): Fragen zur Abwasserhygiene- Lösungsmöglichkeiten mit der Bio-Membran-Technik. *Wasser und Boden*, **51**(10): S. 6-10.

- 15 Erftverband (1995). Gewässerauenprogramm NRW- Swist. Teil I: Wassewirtschaft und Ökologie. Kurzfassung. Erftstadt.
- 16 Fehr, R. (1995): Aspekte quantitativer Risikoabschätzung (QRA). Forum Umweltmedizin NRW.
- 17 Fenz, R. und Kroiss, H. (1999): Wirkung von Mischwassereinleitungen auf kleine Fließgewässer, in: 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Schwerpunkte: Gewässerschutz, Trinkwasser, Abwasser, 172, Dohmann, M. (Hrsg.), Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.: Aachen. S. 37/1-37/.
- 18 Field, R., Sullivan, D. und Tafuri, A.N. (Hrsg.) (2004): Management of Combined Sewer Overflows. Lewis Publishers: Boca Raton.
- 19 Fischer, J. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Kadenbach (Rheinland-Pfalz) - ein kleines Mittelgebirgsgewässer im ländlichen Raum. gwf Wasser Abwasser, **139**(6): S. 330-335.
- 20 Fuchs, S. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Maisenbach (Baden-Württemberg) - ein kleines Mittelgebirgsgewässer im ländlichen Raum. gwf Wasser Abwasser, **139**(6): S. 323-329.
- 21 Fuchs, S.T. (1993): Wirkung von Stoßbelastungen auf kleine Fließgewässer. Stuttg. Berichte zur Siedlungswasserwirtsch., **123**: S. 87-109.
- 22 Gammeter, S. und Frutiger, A. (1989): Wirkung kurzer Belastungsspitzen auf die Kleinlebewesen der Flußsohle. gwf Wasser Abwasser, **69**(11): S. 703-713.
- 23 Gammeter, S. und Krejci, V. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Luppen und Rohrbach (Kanton Zürich, Schweiz). gwf Wasser Abwasser, **139**(6): S. 343-348.
- 24 Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1988): Geologie am Niederrhein. Krefeld.
- 25 Gibson, C.J., Stadterman, K.L., States, S. und Sykora, J. (1998): Combined sewer overflows: A source of Cryptosporidium and Giardia? Wat. Sci. Tech., **38**(12): S. 67-72.
- 26 Gimbel, R. (1998): Neue Erkenntnisse zur weitergehenden Partikelentfernung. gwf Wasser Abwasser, **139**(13): S. 43-50.
- 27 Glässer, E. (Hrsg.) (1978): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln- Aachen. Geographische Landesaufnahme 1:200 000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, Hrsg.: Raumordnung, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und.Selbstverlag: Bonn Bad Godesberg.
- 28 Graw, M. und Borchardt, D. (1995): Hygienerelevante Belastungen von Fließgewässern - Bewertung und Sanierungsmöglichkeiten am Beispiel Lahn. gwf Wasser Abwasser, **136**(11): S. 567-571.
- 29 Grothhusmann, D., Schütte, M., Schiedt, L. und Kasting, U. (1999). Wissenschaftliche Begleitung Bodenfilteranlage Alsdorf, Abschlußbericht 2. Untersuchungszeitraum.
- 30 Grottker, M. (2002): Vergleich von Anforderungen technisch- wissenschaftlicher Regelwerke an Regenwassereinleitungen. Tagungsbeitrag bei: Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen, Darmstadt: BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
- 31 Haas, C.N. und Rose, J.B. (1995): Developing an action level for Cryptosporidium. JAWWA, **87**(9): S. 81-84.

- 32 Hagedorf, U., Bartocha, W., Diehl, K., Feuerpfeil, I., Hummel, A., Lopez-Pila, J. und Szewzyk, R. (2002): Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen. WaBoLu,(3).
- 33 Hansen, J. S. und Ongerth, J. E. (1991): Effects of time and watershed characteristics on the concentration of Cryptosporidium oocysts in river water. Appl Environ Microbiol, **57**(10): S. 2790-2795.
- 34 Heppe, A. (2000): Elektrolytische Membranfiltration - ein neuer Weg der weitergehenden Abwasserreinigung. wlb-Wasser Luft und Boden,(7-8): S. 25-26.
- 35 Hiekel, S., Merkel, W. und Overath, H. (2002): Bewertung der Einleitung von Kläranlagenabläufen in kleine Fließgewässer nach der EG- Badegewässer- Richtlinie. gwf Wasser Abwasser, **143**(11): S. 784-790.
- 36 HMSO (1989): Isolation and identification of Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts and free living pathogenic Amoebae in water etc.
- 37 Hoornstra, E. und Notermans, S. (2001): Quantitative microbiological risk assessment. International Journal of Food Microbiology, **66**: S. 21-29.
- 38 Kistemann, T. und Claßen, T. (2003): Guter humanökologischer Zustand des Wassers?, in: Wasser-Raum-Planung, 187, Nordrhein-Westfalen, Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung des Landes (Hrsg.): Dortmund. S. 74-77.
- 39 Kistemann, T., Claßen, T. und Exner, M. (2003): Epidemiologisch bestätigt: Der erste Giardiasis-Ausbruch durch Trinkwasser in Deutschland. bbr Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau, **54**(07): S. 40-46.
- 40 Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. und Exner, M. (2002): Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff. Appl Environ Microbiol, **68**(5): S. 2188-2197.
- 41 Kistemann, T., Koch, C., Herbst, S., Rechenburg, A. und Exner, M. (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen. Bonn.
- 42 Koch, C. und Gellert, G. (1997): Bleiben Entlastungen von Regenüberlaufbecken der kommunalen Kanalisation in Mittelgebirgslagen langfristig ohne größere Folgen für die Lebensgemeinschaft ihrer Vorfluter? DGM, **41**: S. 14-19.
- 43 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1997). Gewässergütebericht 1996. Auswertung des Trendmeßprogramms 1990-1995. Essen, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen,.
- 44 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1998): Merkblätter Nr. 14 Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. Essen.
- 45 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002). Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen. Berichtszeitraum 1995-2000. Essen, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- 46 Landwirtschaftskammer Rheinland (1998): Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Swistauenkonzzept, Hrsg. Kreisstelle Rhein-Sieg-Kreis, Referat 31 und 36. Bonn: Landwirtschaftskammer Rheinland.
- 47 Lee, J. H., Bang, K. W., Ketchum, L. H., Choe, J. S. und Yu, M. J. (2002): First flush analysis of urban storm runoff. Sci Total Environ, **293**(1-3): S. 163-75.
- 48 Lübbecke, S. und Dickgreber, M. (1998): Biofilter auch für kleine Kläranlagen. gwf-Abwasser Special, **139**(14): S. 41-46.

- 49 Macgill, S., Fewtrell, L., Chudley, J. und Kay, D. (2001): Quality audit and the assessment of waterborne risk, in: *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, Bartram, J. (Hrsg.): London.
- 50 Mang, J., Geffers, K. und Borchardt, D. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Lahn bei Limburg (Hessen) - ein staureguliertes Fließgewässer 2. Ordnung. *gwf Wasser Abwasser*, **139**(7): S. 408-417.
- 51 Marsalek, J. und Chocat, B. (2002): International report: Stormwater management. *Water Sci Technol*, **46**(6-7): S. 1-17.
- 52 Medema, G.J., Asperen, I.A. van. und Havelaar, A.H. (1997): Assessment of the Exposure of Swimmers to Microbiological Contaminants in Fresh Waters. *Water Science and Technology*, **35**: S. 157-163.
- 53 Medema, G.J., Schets, F.M., Teunis, P.F.M. und Havelaar, A.H. (1998): Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water. *Appl. Env. Microbiol.*, **64**(11): S. 4460-4466.
- 54 Meusburger, B. (2002). Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf Fliessgewässer-Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung anhand eines Beispiels in Vorarlberg. Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft. Wien, Universität für Bodenkultur Wien: 89.
- 55 Michelbach, S. (1995): Origin, resuspension and settling characteristics of solids transported in combined sewage. *Wat. Sci. Tech.*, **31**(7): S. 69-76.
- 56 Michelbach, S. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Umpfer (Baden-Württemberg) - kleiner Bach mit ländlichem Einzugsgebiet. *gwf Wasser Abwasser*, **139**(7): S. 395-401.
- 57 MUNLV (Hrsg.) (1999): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 8. Ausg.: Düsseldorf.
- 58 MUNLV (Hrsg.) (2003): Abwasserreinigung mit Membrantechnik. Membraneinsatz im kommunalen und industriellen Bereich. Düsseldorf.
- 59 O'Shea, M.L. und Field, R. (1992): Detection and disinfection of pathogens in storm-generated flows. *Can J Microbiol*, **38**(4): S. 267-276.
- 60 Papiri, S., Ciaponi, C., Capodaglio, A., Collivignarelli, C., Bertanza, G., Swartling, F., Crow, M., Fantozzi, M. und Valcher, P. (2003): Field monitoring and evaluation of innovative solutions for cleaning storm water runoff. *Water Science and Technology*, **47**(7-8): S. 327-334.
- 61 Podraza, P. und Widera, J. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Schondelle (NRW) - ein kleines urbanes Gewässer im Bergland. *gwf Wasser Abwasser*, **139**(7): S. 402-407.
- 62 Popp, W. (1998): Mikrobiologische Bewertung von Fließgewässern. *Münchener Beiträge zur Abwasser*, **51**: S. 475-489.
- 63 Popp, W. (2000): Ursachen bakteriologischer Belastung von Seen. *Münchener Beiträge zur Abwasser*, **53**: S. 483-498.
- 64 Popp, W., Baumann, M. und Möller de Vargas, D. (1993): Bewertungsschema zur bakteriologisch-hygienischen Beurteilung der Wasserqualität von Fließgewässern anhand von Fäkalindikatorbakterien als Ergänzung zur biologischen Gewässergütebeurteilung, in: *Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässerökologie*, 47: München. S. 63-86.

- 65 Port, E. (2002): Neufassung der Kostenrichtwerte Misch- und Niederschlagswasserbehandlung mit Bodenfiltern in Hessen: Stand und zukünftige Zielsetzungen. Tagungsbeitrag bei: Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen, Darmstadt: BWK Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
- 66 Protection, Center for Watershed (2001). New York State Stormwater Management Design Manual. Albany, New York State Department of Environmental Conservation.
- 67 Riegler, E. (2002): Beeinflussung der bakteriologischen Wasserqualität der Isar durch Regenentlastungen. Mitglieder-Rundbrief ATV-DVWK Landesverband Bayern,(1): S. 40-41.
- 68 Robertson, L. J. und Gjerde, B. (2001): Occurrence of parasites on fruits and vegetables in Norway. *J Food Prot*, **64**(11): S. 1793-8.
- 69 Robertson, L.J., Campbell, A.T. und Smith, H.V. (1992): Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. *Appl. Env. Microbiol.*, **58**: S. 3494-3500.
- 70 Rose, J.B., Daeschner, S., Easterling, D.R., Curriero, F.C., Lele, S. und Patz, J.A. (2000): Climate and waterborne disease outbreaks. *JAWWA*, **92**(9): S. 77-87.
- 71 Rosenwinkel, K.-H., Seggelke, K. und Gigerl, T. (1999): Künftige Mischwasserbelastungen kommunaler Kläranlagen, in: 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Schwerpunkte: Gewässerschutz, Trinkwasser, Abwasser, 172, Dohmann, M. (Hrsg.), Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V.: Aachen. S. 29/1-29/16.
- 72 Rudolph, K.-U., C., Oberg und T., Nelle (1993): Stand der Technik bei Desinfektion von Abwasser und Schwerpunkte der Forschung. *gwf Wasser Abwasser*, **134**(1): S. 1-9.
- 73 Sachs, L. (1997): *Angewandte Statistik*. Heidelberg.
- 74 Schiff, K. und Kinney, P. (2001): Tracking sources of bacterial contamination in stormwater discharges to Mission Bay, California. *Water Environ Res*, **73**(5): S. 534-42.
- 75 Schilling, S., Grömping, M. und Kollbach, J.S. (1998): Perspektiven und Grenzen der Membrantechnologie für die kommunale und industrielle Abwasserbehandlung. *wlb-Wasser Luft und Boden*, **7/8**: S. 34-37.
- 76 Schuhmacher, H. und Podraza, P. (1992): Einfluß der Abwasserbeseitigung auf die Struktur und Biozöosen von Fließgewässern. *Berichte der ATV*, **42**: S. 1-12.
- 77 Solga, A. (2001): Regenrückhaltebecken- Verkannte Lebensräume seltener und gefährdeter Moosarten. *Natur und Landschaft*, **76**(1): S. 23-25.
- 78 States, S., Stadterman, K.L., Ammon, L., Vogel, P., Baldizar, J., Wright, J., Conley, L. und Sykora, J. (1997): Protozoa in River Water: sources, occurrence, and treatment. *Journal AWWA*, **89**(9): S. 74-83.
- 79 Stotz, G. und Haller, B. (2002): Nährstoffeinträge durch Mischwassereinleitungen in Gewässer. *gwf Wasser Abwasser*, **143**(1): S. 63-70.
- 80 Tsihrintzis, V.A. und Hamid, R. (1997): Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A Review. *Water Resources Management*,(11): S. 137-164.
- 81 WHO (Hrsg.) (o.J.): *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*. Geneva.
- 82 Wolf, P. und Borchardt, D. (1990): Ein Ansatz für die ökologische Bewertung der Gewässerbelastung aus Mischwassereinleitungen. *Korrespondenz Abwasser*, **37**(11): S. 1350-1355.

## 7 Richtlinien und Gesetze

### International

WHO Protocol on Water and Health to the 1992 Convention on the Protection and Use of Trans-boundary Watercourses and International Lakes vom 17.6.1999

<http://www.who.dk/london99/water02g.htm>

### Europäische Union

Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer vom 8. Dezember 1975 (76/160/EWG), 137. Ergänzung - SMBl. NW (Stand 1. Mai 1980), Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, Nr. 36 einschl

Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 22. 12.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Abl. EG L327/1

Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3.11.1998 über die Qualität von Wasser für den menschliche Gebrauch (Abl. EG Nr. L330/32-54)

### Deutschland

Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen vom 20. Juli 2000 (BGBl I 2000, 1045; zuletzt geändert durch Art. 12 G v. 24.12.2003)

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts WHG - Wasserhaushaltsgesetz Vom 19. August 2002 (BGBl. I Nr. 59 vom 23.8.2002 S. 3245)

Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) in der Fassung vom 21.5.2001

Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Trinkwasser. In: DVGW - Arbeitsblatt W 101

### Nordrhein-Westfalen

Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA), RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft vom 14. Mai 1991 (IV B 7 1571/11 -30707). In: Landesamt für Wasser und Abfall (Hrsg.)(1991): LWA - Merkblätter Nr. 7

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Flerzheim vom 06.12.1991

Bezirksregierung Köln (1991): Wasserrechtlicher Erlaubnisbescheid der Kläranlage Rheinbach-Loch-Queckenberg vom 09.08.1991

Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Bonn (heute STUA) und Regierungspräsident Köln (Hrsg.)(1988): Bewirtschaftungsplan „Swistbach“ mit den Gewässern Swistbach, Wallbach und Schiessbach

## **8 Anhang**

**Anhang 1:** Einleitungsstellenbeschreibung für (potenzielle) Kontaminationsstellen

**Anhang 2:** Probenahmestellenbeschreibung der Probenahmen im Gewässerverlauf

**Anhang 3:** Übersicht der Probenahmestellen für Beprobung im Gewässerlängsverlauf

**Anhang 4:** Übersicht aller Regenentlastungsanlagen im Swistgebiet aus den ABKs (EV und Kommunen) im Zeitraum 1998 – 2003

**Anhang 5:** Probenahmeprotokoll für die Regel-Beprobungen der Gewässer (2-seitig)

**Anhang 6:** Probenahmeprotokoll für die Ereignis-Beprobung

**Anhang 7:** Beobachtungen und fotografisch dokumentierte Zusatz-Informationen

**Anhang 8:** Datenanhang der Probenahmeergebnisse

**Anhang 1**

**Einleitungsstellen – Beschreibung**

(angelehnt an Feldprotokoll 1 des StUa)

Gewässername: \_\_\_\_\_ Datum der Beschreibung: \_\_\_\_\_

Bezeichnung der Einleitungsstelle: \_\_\_\_\_, rechtes / linkes Ufer (in Fließrichtung)

Rechtswert: \_\_\_\_\_ Hochwert: \_\_\_\_\_ ES-Nr.: \_\_\_\_\_

**Gewässerdaten:**

Breite des Wasserlaufes: \_\_\_\_\_ Breite des Bachbettes: \_\_\_\_\_

Tiefe des Wasserlaufes: \_\_\_\_\_ Tiefe des Bachbettes: \_\_\_\_\_

Querprofil:                      naturnah      Erosionsprofil      grabenartig      Trapezprofil      Kastenprofil

Strömung:                      keine      ruhig fließend      fl. m. Turbulenz      turbulent      sehr turbulent  
geschätzte Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche: \_\_\_\_\_

**Substratverhältnisse:**

(vorherrschend 3, untergeordnet 2, spärlich 1)

Fels,      Platten,      grobes Geröll,      Kies,      Sand,      Auenlehm,      Schlamm,  
Torf, Rohhumus      Baumwurzeln,      Fallaub,      Holz,      Abfall,      \_\_\_\_\_,

Überwasserpflanzen,      Schwimmblattpflanzen,      Unterwasserblütenpflanzen,  
Moose,      Fadenalgen,      \_\_\_\_\_,

Uferverbau:

Faschinen,      Steinschüttung,      Steinpackung,      Steinpflaster,      Rasenkammersteine,  
Beton, Mauerwerk      Lebendverbau      \_\_\_\_\_,      Keim

besiedlungsfeindliche Faktoren:      Eisenocker      Sandtreiben      \_\_\_\_\_      nicht vorhanden

Verunreinigungen:      Hausmüll      Gewerbemüll      Bauschutt      Pflanzenabfälle      Autoreifen

Reduktionserscheinungen:      Faulschlamm nicht vorhanden      bis 1/4      bis 1/2      > 1/2 der Fläche

**Einleitungsdaten:**

Einleitungsart:                      Rohr      offener Graben      freier Fall      Viehtritt      \_\_\_\_\_

Wasserführung:                      keine      gering      normal      stark      \_\_\_\_\_ L/ 10 s

Trübung:                      keine      gering      normal      stark

Wasserfarbe:                      unauffällig      auffällig: \_\_\_\_\_

Geruch:                      unauffällig      nach Abwasser      chemisch      nach H<sub>2</sub>S

Schaumbildung:                      keine      schwach      stark

Sonstige Auffälligkeiten: \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

**Anhang 2:**

**Probenahmestellen – Beschreibung**

(angelehnt an Feldprotokoll 1 des StUa)

Gewässername: \_\_\_\_\_ Datum der Beschreibung:.....

Bezeichnung der Meßstelle: \_\_\_\_\_, rechtes / linkes Ufer (in Fließrichtung)

Rechtswert: \_\_\_\_\_ Hochwert: \_\_\_\_\_ PNS-Nr.: \_\_\_\_\_

Erreichbarkeit: gut mäßig schwierig, da \_\_\_\_\_ unmöglich

**Wetter:** Regen: kein vor während  
 Bewölkung: keine schwach wechselnd stark

**Hydrologische Daten:**

Breite des Wasserlaufes: \_\_\_\_\_ Breite des Bachbettes: \_\_\_\_\_

Tiefe des Wasserlaufes: \_\_\_\_\_ Tiefe des Bachbettes: \_\_\_\_\_

Querprofil: naturnah Erosionsprofil grabenartig Trapezprofil Kastenprofil

Strömung: keine ruhig fließend fl. m. Turbulenz turbulent sehr turbulent  
 geschätzte Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche: \_\_\_\_\_

Wasserführung: keine gering normal stark

Trübung: keine gering normal stark

Wasserfarbe: unauffällig auffällig: \_\_\_\_\_

Geruch: unauffällig nach Abwasser chemisch nach H<sub>2</sub>S

Schaumbildung: keine schwach stark

**Substratverhältnisse an der Untersuchungsstelle:**

(vorherrschend 3, untergeordnet 2, spärlich 1)

Fels, Platten, grobes Geröll, Kies, Sand, Auenlehm, Schlamm,  
 Torf, Rohhumus Baumwurzeln, Fallaub, Holz, Abfall, \_\_\_\_\_,

Überwasserpflanzen, Schwimmblattpflanzen, Unterwasserblütenpflanzen,  
 Moose, Fadenalgen, \_\_\_\_\_,

Uferverbau: Faschinen, Steinschüttung, Steinpackung, Steinpflaster, Rasenkammersteine,  
 Beton, Mauerwerk Lebendverbau \_\_\_\_\_, Keim

besiedlungsfeindliche Faktoren: Eisenocker Sandtreiben \_\_\_\_\_ nicht vorhanden

Verunreinigungen: Hausmüll Gewerbemüll Bauschutt Pflanzenabfälle Autoreifen

Reduktionserscheinungen: Faulschlamm nicht vorhanden bis 1/4 bis 1/2 > 1/2 der Fläche

Beschattung (im Mittel): nicht schwach mittel stark

**Nutzung des gewässernahen Umfeldes (Uferstreifen, Aue):**

Uferstreifen links: nein ja Breite: \_\_\_\_\_ m

Uferstreifen rechts: nein ja Breite: \_\_\_\_\_ m

Nutzung linksseitig: Acker Grünland Wald Siedlung \_\_\_\_\_

Nutzung rechtsseitig: Acker Grünland Wald Siedlung \_\_\_\_\_

**Anhang 3:**

Probenahmestellen für Beprobung im Gewässerlängsverlauf

PNS-Nr.	Gewässername	Beschreibung	Ufer (Li / Re)	Rechtswert	Hochwert
101	Swist	Quellbereich	links	2570945	5602900
102	Swist	uh Brücke B257	rechts	2572221	5603400
103	Swist	Ortsanfang Esch	rechts	2573080	5602987
104	Swist	Vor Kirche in Esch	Bach unzugänglich	2573526	5602322
105	Swist	oh Holzweiler	rechts	2574054	5602071
106	Swist	Holzweiler	links	2574502	5602973
107	Swist	hinter Kapelle zw. Holzweiler /Vettelhoven	rechts	2574715	5603818
108	Swist	hinter Brücke Dorfplatz Vettelhoven	links	2574853	5604485
109	Swist	oh. Vettelhoven	links	2575161	5604928
110	Swist	direkt uh. Autobahnbrücke	rechts	2575432	5605536
111	Swist	uh. namenloser Zulauf	links	2575304	5606301
112	Swist	Brücke K36 uh Eckendorf	rechts	2575080	5607194
113	Swist	unter Hochspannungsleitung zw. Eckendorf und Adendorf	Bach unzugänglich	2574881	5607699
114	Swist	uh. Naturschutzgebiet	links	2574741	5608210
115	Swist	vor Burg Münchhausen	rechts	2574185	5609036
116	Swist	Fußgängerbrücke Ortsanfang Meckenheim	rechts	2573090	5609431
117	Swist	uh. Brücke, Beginn Swistbachaue Meckenheim	links	2572763	5609854
118	Swist	vor Brücke L158 Meckenheim (Brotbäcker)	rechts	2572399	5610786
119	Swist	Industriepark Kottenforst	Bach unzugänglich	2572067	5611275
120	Swist	in Baumschule, vor Zulauf Morsbach	links	2571905	5611798
121	Swist	Vor Lüffelberg (M02)	rechts	2571371	5612266
122	Swist	Ortseingang Flerzheim	rechts	2570088	5612727
123	Swist	uh Flerzheim, oh Kläranlage (M13)	links	2569580	5613283
124	Swist	uh Kläranlage Flerzheim (M14)	links	2569297	5613707
125	Swist	uh Müttinghoven, oh Morenhoven	links	2568410	5614134
126	Swist	Brücke Ortsanfang Morenhoven, uh Burg Morenhoven	links	2567593	5614688
127	Swist	uh Morenhoven (M03)	rechts	2567230	5614857
128	Swist	direkt vor Mündung des Wallbachs	rechts	2566417	5615183
129	Swist	vor B56, kurz vor Abschlagsbauwerk von links (M04)	rechts	2565821	5616070
130	Swist	Müllumladestation Miel	rechts	2565337	5616830
131	Swist	oh Dünstekoven	rechts	2565566	5617889
132	Swist	Brücke uh Mündung Buschbach (uh M08)	links	2565326	5618612
133	Swist	uh Mündung Schießbach	links	2564863	5619357
134	Swist	Heimerzheim, Brücke uh Burg (Schild Angelverein)	links	2564739	5620210
135	Swist	Brücke L 182 uh Heimerzheim, oh Kläranlage	links	2564238	5621238
136	Swist	uh Burg Kriegshoven	links	2563623	5621910
137	Swist	Brücke vor Metternich	links	2563362	5622372
138	Swist	Brücke in Metternich vor Kirche	links	2562873	5622762
139	Swist	uh Metternich an L163	links	2562106	5622927
140	Swist	vor Hovenerhof	links	2561888	5623609
141	Swist	vor Weilerswist, an Kläranlage unterhalb Gestüt	links	2560882	5624167
142	Swist	Weilerswist, Brücke zum Swisterhof	links	2560705	5624783
143	Swist	Nähe Kieswerk gegenüber	links	2560614	5625607
144	Swist	Weilerswist, Brücke L194/B 51 (M10)	rechts	2559836	5625819
145	Swist	uh Pegel Weilerswist	rechts	2559363	5626452
201	Schiefelsbach	oh Eichen	rechts	2564110	5605569
202	Schiefelsbach	vor Brücke in Sürst (M05)	rechts	2563791	5606148
203	Schiefelsbach	Zwischen Sürst und Loch	links	2563610	5606817
204	Schiefelsbach	Hauptkreuzung Loch	links	2563190	5607282
205	Schiefelsbach	oh Brücke L210	rechts	2562294	5607512
206	Sürstbach	oh Schweinheim am Eintritt in die Börde	links	2561910	5608218
207	Sürstbach	erste Brücke Schweinheim (M06)	rechts	2561742	5608867
208	Ohrbach	Brücke L119, unterhalb Mündung namenloses Gewässer	rechts	2561537	5609860
209	Ohrbach	Bei Brücke LStr. K 51	rechts	2561706	5610851
210	Ohrbach	Ohrbach Schleife vor Gemeindegrenze Swisttal	rechts	2561884	5611659
211	Ohrbach	Fußgängerbrücke uh Sportplatz, oh Tennisplatz	links	2562085	5612304
212	Ohrbach	uh Bahnbrücke an Bank	rechts	2562675	5613102
213	Ohrbach	oh Essig	links	2563006	5613740
214	Ohrbach	uh Brücke zwischen Essig und Ludendorf	rechts	2563402	5614180
215	Ohrbach	uh Ludendorf	links	2563754	5614835
216	Jungbach	oh Miel an Abzweig B56	links	2564432	5615546
217	Jungbach	uh A61 (M07)	links	2564877	5616157
218	Jungbach	oh Mündung in Swist	links	2565317	5616576

**Anhang 4:**

Übersicht aller Regenentlastungsanlagen im Swistgebiet aus den ABKs (EV und Kommunen) 1998 – 2003

ABK-NR	EV-NR	BETREIBER	TYP	NAME	VOL [m <sup>3</sup> ]
29.3.02.9		Erftverband	BFB	BFB auf der KA Hilberath	310
4.3.11.0		Erftverband	PW	PW Metternich	
69.3.03.9	265	Erftverband	RKB	RKB 2 Heimerzheim	145
		Stadt Rheinbach	RKB	RKB FH A	300
		Stadt Rheinbach	RKB	RKB FH B	300
		Stadt Rheinbach	RKB	RKB FH C	248
25.3.05.0		Erftverband	RKB	RKB Gewerbegebiet Rheinbach Nord I	292
2.3.12.9	420	Erftverband	RKB	RKB II a Industriepark Kottenforst	420
2.3.14.9	421	Erftverband	RKB	RKB II b Industriepark Kottenforst	200
2.3.15.9	422	Erftverband	RKB	RKB II c Industriepark Kottenforst	50
2.3.17.9	423	Erftverband	RKB	RKB II d Industriepark Kottenforst	100
		Stadt Rheinbach	RKB	RKB Kleine Heeg	59
		Stadt Rheinbach	RKB	RKB Nord II	135
25.3.09.0		Erftverband	RKB	RKB Oberdrees Im Broich	15
2.3.19.9	368	Erftverband	RKB	RKB V Industriepark Kottenforst-Süd	200
	201	Gemeinde Wachtberg	RRB	RRB 004	?
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB 1 Am Blümlingspfad	575
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB 1 Buschhoven	1056
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB 2 Am Blümlingspfad	1190
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB 2 Buschhoven	558
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB 3 Morenhoven	318
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB 4 Odendorf	1309
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB 5 (RRB 10) Odendorf	410
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB 6 (RRB 12) Essig	70
25.3.01.0		Erftverband	RRB	RRB auf der KA Rheinbach	1517
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB Burglindchen	227
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB Centweg	81
32.3.02.0	502	Stadt Euskirchen	RRB	RRB Eulenhecke	50
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB FH A	903
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB FH B	408
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB FH C	408
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB Höhenring	51
2.3.08.9	152	Erftverband	RRB	RRB I / Rottweg	4450
2.3.11.0	420	Erftverband	RRB	RRB II a Industriepark Kottenforst	6218
2.3.13.0	421	Erftverband	RRB	RRB II b Industriepark Kottenforst	1280
2.3.16.9	422	Erftverband	RRB	RRB II c Industriepark Kottenforst	521
2.3.18.9	423	Erftverband	RRB	RRB II d Industriepark Kottenforst	1072
2.3.07.0	153	Erftverband	RRB	RRB III / Baumschulenweg	6000
2.3.21.0	367	Erftverband	RRB	RRB IV Mitte-Nord	3650
		Gemeinde Swisttal	RRB	RRB Jagdweg	83
32.3.03.0		Stadt Euskirchen	RRB	RRB Jugendheim	50
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Kaserne	1588
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Kleine Heeg	2186
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Merzbach	3290
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Nord I	3107
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Nord II	1336
25.3.09.0		Erftverband	RRB	RRB Oberdrees Im Broich	180
32.3.01.0	501	Stadt Euskirchen	RRB	RRB Steinbachtalsperre	50
2.3.20.0	368	Erftverband	RRB	RRB V Industriepark Kottenforst-Süd	3394
2.3.24.0	370	Erftverband	RRB	RRB VI a Neue-Mitte-Süd (Giermar)	770
2.3.23.0	369	Erftverband	RRB	RRB VI b Neue-Mitte-Süd (Jungholz)	600
2.3.25.0	371	Erftverband	RRB	RRB VII Nord-Süd-Spange	320
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Weilerfeld A	980
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Weilerfeld B	680
		Stadt Rheinbach	RRB	RRB Weilerfeld C	190
2.3.26.9		Erftverband	RÜ	RÜ Baumschulenweg	1500
2.3.01.9		Erftverband	RÜB	RÜB 1 auf dem GWK Flerzheim	2500
68.3.05.0	188	Erftverband	RÜB	RÜB 1 Buschhoven	1170
2.3.01.9	182	Erftverband	RÜB	RÜB 2 auf dem GWK Flerzheim	7200
68.3.06.0		Erftverband	RÜB	RÜB 2 Morenhoven	370
68.3.02.0	191	Erftverband	RÜB	RÜB 5 Ludendorf	635

**Anhang 5:**

<b>Probenahmeprotokoll KA - / Swistbach - Projekt</b>	
Datum: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Ankunftszeit Probenahmestelle: <input style="width: 100%;" type="text"/>
Probenahmestelle: <input style="width: 100%;" type="text"/>	ProbenehmerIn: <input style="width: 100%;" type="text"/>
	Zentralnummer: <input style="width: 100%;" type="text"/>
<small>wird im Labor nachgetragen!</small>	
Wetter: <input style="width: 100%;" type="text"/>	<input type="checkbox"/> Niederschlag vor der Probenahme
Lufttemperatur: <input style="width: 100%;" type="text"/>	<input type="checkbox"/> Niederschlag während der Probenahme
<b>Vor - Ort - Parameter</b>	
Wassertemperatur: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Farbe: <input style="width: 100%;" type="text"/>
pH-Wert: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Geruchsstärke: <input style="width: 100%;" type="text"/>
Trübung [FNU]: <input style="width: 100%;" type="text"/>	el. Lf. [ $\mu$ S/cm]: <input style="width: 100%;" type="text"/>
	Sauerstoff [mg/l]: <input style="width: 100%;" type="text"/>
	Geruchsart: <input style="width: 100%;" type="text"/>
<b>Probenahme</b>	
Beginn paras. Probenahme: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Stand der Wasseruhr: <input style="width: 100%;" type="text"/>
Durchfluß l / min: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Durchfluß l / min nach 20 min: <input style="width: 100%;" type="text"/>
Durchfluß l / min nach 40 min: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Durchfluß l / min nach 60 min: <input style="width: 100%;" type="text"/>
Durchfluß l / min nach 80 min: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Durchfluß l / min nach 100 min: <input style="width: 100%;" type="text"/>
Ende paras. Probenahme: <input style="width: 100%;" type="text"/>	Stand der Wasseruhr: <input style="width: 100%;" type="text"/>
	Gefilterte Wassermenge [l]: <input style="width: 100%;" type="text"/>
<b>Abfüllungen</b>	
Abfüllung für Bakteriologie (1 x 1 Liter sterile Glasflasche) <input type="checkbox"/>	
Abfüllung für Chemie (1 Liter PE-Flasche) <input type="checkbox"/>	
Sonstige Abfüllungen:	
<b>Abflußmessung (Fließgewässer)</b>	
Eingesetztes Tracervolumen [l]: <input style="width: 100%;" type="text"/>	
Startleitfähigkeit im Gewässer [ $\mu$ S/cm]: <input style="width: 100%;" type="text"/>	
Eingesetzte Leitfähigkeit [ $\mu$ S/cm]: <input style="width: 100%;" type="text"/>	(Einheit beachten !)
(Leitfähigkeitsmessungen auf Rückseite eintragen)	
Ergebnis Abflußmessung / Ablesung Kläranlagenschreiber	Abfluß / Zulauf [l/s]: <input style="width: 100%;" type="text"/>
<b>Bemerkungen:</b>	

**Anhang 5 (Forts.):**

**Abflußmessung nach Fischer**

Startleitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]:

10 sec.		610 sec.		1210 sec.	
20 sec.		620 sec.		1220 sec.	
30 sec.		630 sec.		1230 sec.	
40 sec.		640 sec.		1240 sec.	
50 sec.		650 sec.		1250 sec.	
60 sec.		660 sec.		1260 sec.	
70 sec.		670 sec.		1270 sec.	
80 sec.		680 sec.		1280 sec.	
90 sec.		690 sec.		1290 sec.	
100 sec.		700 sec.		1300 sec.	
110 sec.		710 sec.		1310 sec.	
120 sec.		720 sec.		1320 sec.	
130 sec.		730 sec.		1330 sec.	
140 sec.		740 sec.		1340 sec.	
150 sec.		750 sec.		1350 sec.	
160 sec.		760 sec.		1360 sec.	
170 sec.		770 sec.		1370 sec.	
180 sec.		780 sec.		1380 sec.	
190 sec.		790 sec.		1390 sec.	
200 sec.		800 sec.		1400 sec.	
210 sec.		810 sec.		1410 sec.	
220 sec.		820 sec.		1420 sec.	
230 sec.		830 sec.		1430 sec.	
240 sec.		840 sec.		1440 sec.	
250 sec.		850 sec.		1450 sec.	
260 sec.		860 sec.		1460 sec.	
270 sec.		870 sec.		1470 sec.	
280 sec.		880 sec.		1480 sec.	
290 sec.		890 sec.		1490 sec.	
300 sec.		900 sec.		1500 sec.	
310 sec.		910 sec.		1510 sec.	
320 sec.		920 sec.		1520 sec.	
330 sec.		930 sec.		1530 sec.	
340 sec.		940 sec.		1540 sec.	
350 sec.		950 sec.		1550 sec.	
360 sec.		960 sec.		1560 sec.	
370 sec.		970 sec.		1570 sec.	
380 sec.		980 sec.		1580 sec.	
390 sec.		990 sec.		1590 sec.	
400 sec.		1000 sec.		1600 sec.	
410 sec.		1010 sec.		1610 sec.	
420 sec.		1020 sec.		1620 sec.	
430 sec.		1030 sec.		1630 sec.	
440 sec.		1040 sec.		1640 sec.	
450 sec.		1050 sec.		1650 sec.	
460 sec.		1060 sec.		1660 sec.	
470 sec.		1070 sec.		1670 sec.	
480 sec.		1080 sec.		1680 sec.	
490 sec.		1090 sec.		1690 sec.	
500 sec.		1100 sec.		1700 sec.	
510 sec.		1110 sec.		1710 sec.	
520 sec.		1120 sec.		1720 sec.	
530 sec.		1130 sec.		1730 sec.	
540 sec.		1140 sec.		1740 sec.	
550 sec.		1150 sec.		1750 sec.	
560 sec.		1160 sec.		1760 sec.	
570 sec.		1170 sec.		1770 sec.	
580 sec.		1180 sec.		1780 sec.	
590 sec.		1190 sec.		1790 sec.	
600 sec.		1200 sec.		1800 sec.	

**Anhang 6:**

<b>Probenahmeprotokoll KA - / Swistbach - Projekt Ereignisprobenahme</b>					
RÜB: <input style="width: 150px;" type="text"/>		ProbenehmerIn: <input style="width: 100px;" type="text"/>			
Alarm Datum, Uhrzeit: <input style="width: 200px;" type="text"/>					
Ankunft RÜB Datum, Uhrzeit: <input style="width: 200px;" type="text"/>					
Wetter: <input style="width: 150px;" type="text"/>		<input type="checkbox"/> Niederschlag vor der Probenahme			
Lufttemperatur: <input style="width: 150px;" type="text"/>		<input type="checkbox"/> Niederschlag während der Probenahme			
	Ablauf RÜB	Bach vor RÜB	Bach n. RÜB	Ablauf RÜB II	Ablauf KA
Nr. PN-Stelle:					
Füllstand Tonne:					
Beginn PN:					
Wasseruhr Start:					
Wasseruhr Ende:					
Durchfluß [l/min]:					
Gefiltert. Vol. [m³]:					
Geruchsstärke:					
Geruchsart:					
Farbe:					
Trübung [FNU]:					
el. Lf. [µS/cm]:					
Sauerstoff [mg/l]:					
Wassertemp. [°]:					
pH-Wert:					
<b>Abfüllungen</b>					
Bakt. (1 Liter sterile Glasfl.)					
Chemie (1 Liter sterile Glasfl.)					
Sedimentprobe?	-----				-----
Zentralnummer <small>(im Labor nachtragen)</small>					
<b>Sonstige Abfüllungen:</b>					
<b>Bemerkungen:</b>					

Nur in Feitzheim

**Anhang 7:**

Beobachtungen und fotografisch dokumentierte Informationen zum Swist-Einzugsgebiet \*

Info-Nr.	Beschreibung	Datum der Beobachtung	Rechtswert	Hochwert
F101	Gänsefarm in Kalenborn	28.08.2001	2570577	5602257
F102	Quellgebiet der Swist mit Kalenborner Höhe	28.08.2001	2570600	5602595
F103	Trockenes Swistbett uh wildem Garten	28.08.2001	2570229	5602628
F104	Wilder Garten an der Swist uh Quelle	28.08.2001	2570220	5602616
F105	Trockenes Swistbett mit Wurzeltellern	28.08.2001	2571246	5602947
F106	Weiden an Oberer Swist	28.08.2001	2571440	5602699
F107	Furt an Wochenendhaussiedlung oh Esch bei Sommertrockenheit	28.08.2001	2572566	5603383
F108	Renaturierte Swist uh A 565	11.09.2001	2573698	5609042
F109	Alte Weiden uh A 565, Ausgleichsmaßnahmen?	11.09.2001	2573361	5609132
F110	Verfallender Holz-Uferverbau	11.09.2001	2573329	5609132
F111	Müll und Schaum in Meckenheim	11.09.2001	2572625	5610240
F112	Gestaute Swist in tiefem Regelprofil	18.09.2001	2571921	5611757
F113	Müll in Swist bei Niedrigwasser	20.09.2001	2570990	5612190
F114	HT-Schotter in Prallhang oh Flerzheim	20.09.2001	2570683	5612323
F115	Kastenprofil in Flerzheim	20.09.2001	2569921	5612825
F116	Blick zur Kläranlage Flerzheim	20.09.2001	2569645	5613582
F117	Pegel Morenhoven	25.09.2001	2567407	5614773
F118	Pegellatte an Brücke der B 56	09.10.2001	2565682	5608639
F119	Hochwassermarke von Oktober 2001 oh Heimerzheim	09.10.2001	2565280	5618779
F120	Wasserwerk Heimerzheim	09.10.2001	2565289	5619157
F121	Anstehender Ton in Heimerzheim	10.10.2001	2564406	5620747
F122	Naturnahe Swist am Kriegshover Busch	10.10.2001	2563676	5621700
F123	Pappel-bestandene Lößüberhänge uh Metternich	16.10.2001	2562078	5623065
F124	Prallhang mit HT-Aufschluss im Swistbogen uh Metternich	16.10.2001	2562073	5623176
F125	Blick zum Kieswerk Richtung Norden	17.10.2001	2560634	5625346
F126	Staanasser Spring-Parcours an Burg Münchhausen	11.09.2001	2573948	5608949
F127	Entnahmerohr der kontinuierlichen Gewässergütemessstation in Weilerswist	16.10.2001	2560853	5624223
F128	Angeschnittene HT uh Gewerbepark Meckenheim	14.12.2001	2571884	5612063
F129	Ableitungsbauwerk zum Liblarer Mühlengraben; Blick zum Wehr	14.12.2001	2558964	5626883
F130	Ableitungsbauwerk zum Liblarer Mühlengraben mit Wehr, rauher Gleite; Blick zur Mündung	14.12.2001	2558951	5626871
F131	Swistmündung im Winter	14.12.2001	2558768	5626991
F132	Schneeerwehungen am Autohof der A 61 bei Vettelhoven	11.02.2002	2575283	5605447
F133	Koppeln oh Vettelhoven	11.02.2002	2574706	5604196
F134	Naturnahes Erosionsprofil uh Holzweiler	11.02.2002	2574672	5603720
F135	Begüllung an der Swist Ende Januar bei Gut Müttinghoven	30.01.2002	2569481	5613455
F136	Schafe außerhalb der Zäune an M 02	25.02.2002	2571401	5612271
F137	Offengelassene Kiesgrube an Swistsprung oh B 56	25.03.2002	2566051	5615907
F138	Blick von M10/PNS 144 Richtung Burg Kühlseggen	25.03.2002	2559775	5625844
F139	Trapezprofil der Swist uh Weilerswist, Blick Richtung Pegel	25.03.2002	2559780	5625863
F140	Hochwassermarke an PNS 115 (oh Burg Münchhausen)	07.05.2002	2574209	5609014
F141	Baumschule und tiefe Fahrspuren an PNS 120	07.05.2002	2571852	5611818
F142	Blick zur Kläranlage Flerzheim sowie Hochwassermarke	07.05.2002	2569588	5613260
F143	An M 13; Blick zum Kastenprofil Flerzheim	07.05.2002	2569588	5613217
F144	Hochwassermarke an PNS 124/M14	07.05.2002	2569318	5613702
F145	Hochwassermarke an PNS 129/M04	07.05.2002	2565828	5616067
F146	Ackerüberflutung durch Qualmwasser an PNS 142	07.05.2002	2560689	5624685
F147	Hochwassermarke bei PNS 145	07.05.2002	2559353	5626455
F148	Frisch gemähtes Trapezprofil oh Probenahmestelle 128	12.08.2002	2566425	5615173
F149	Kläranlage Miel vom Swist-Wirtschaftsweg aus über frisch gemähtes Trapez	12.08.2002	2566400	5615215
F150	Spielende Kinder unter der Brücke in Metternich (an PNS 138)	12.08.2002	2562877	5622766
F151	Alte Weide uh M08 an Auslass zu Graben von links	26.08.2002	2565316	5618557
F152	Gehölzbestandene Quellflur uh Kalenborn (an ES 1254)	18.11.2002	2570450	5602142
F153	Blick von Einleitung RÜB Kalenborn bachabwärts	18.11.2002	2570455	5602078
F154	Ueberblick Einleitungsstelle 1257 (Kalenborn)	18.11.2002	2570448	5602308
F155	Rückfront von Gut Müttinghoven im Winter	25.02.2003	2569247	5613696
F156	Gut Müttinghoven Gesamtansicht von Südwesten	25.02.2003	2569118	5613649
F201	Absturz an Koppeln oh Schweinheim	25.01.2002	2561779	5608758
F202	Sehr hohe Rampe uh Schweinheim	01.02.2002	2561620	5609247
F203	Fuchsbau uh Popp-PNS 210	01.02.2002	2561858	5611920
F204	Naturnaher Ohrbach in Waldgebiet oh Odendorf	01.02.2002	2561874	5612001
F205	Naturnaher Ohrbach uh Odendorf	06.02.2002	2562946	5613510
F206	Trapezprofil entlang der B 56 uh Ludendorf	06.02.2002	2564229	5615433
F207	Brücke der A 61	06.02.2002	2564851	5616113
F208	Blick von PNS 210 Richtung Eifel	29.04.2002	2561957	5611436
F209	Blick von PNS 210 Richtung Siebengebirge über Börde	29.04.2002	2561981	5611639
F210	starke Beweidung und Kuhfladen an der Tränke bei M12Sed	14.10.2002	2562725	5607430
F211	Hinweise auf spielende Kinder an M07, da selbstgebaute Brücke aus Holzstämmen	17.03.2003	2564897	5616210

\* F1xx = Swistverlauf, F2xx = Sürst-/Jungbachverlauf

**Anhang 8:**

Probenahmeergebnisse

## Vor-Ort-Parameter (Routineproben)

Datenanhang 1

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M01 Swist uh Brücke K34</b>												
25.02.2002		bewölkt	8,7	5,0	6,75	n. a.	260		braun	ohne	geruchlos	238,1
15.04.2002	10:00:00	wechselnd bewölkt	10	6	7,07	3,4	354		farblos	ohne	geruchlos	5,2
24.06.2002	09:00:00	wechselnd bewölkt	20,1	14,4	7,25	7,45	362		braun	ohne	geruchlos	3,3
26.08.2002	10:00:00	wechselnd bewölkt, Hochnebel	17	14,7	6,91	8,2	346	10,13	grün	ohne	geruchlos	10,3
09.12.2002	10:00:00	sonnig	-4,9	0,1	7,03	5,65	310		farblos	ohne	geruchlos	10,9
15.04.2003	09:45:00	sonnig	17,2	7,8	7,22	5,4	305		grün	ohne	geruchlos	7,3
30.06.2003	10:00:00	bewölkt	21,7	14,3	6,96	10,7	449		braun	ohne	geruchlos	1
<b>M02 Swist oh KA Flerzheim</b>												
25.02.2002		wechselnd bewölkt	11,8	6,0	7,82	n. a.	499		braun	ohne	geruchlos	1202,8
08.04.2002	15:38:10	sonnig	13,1	5,8	8,33	2,16	732		farblos	ohne	geruchlos	127,2
10.06.2002	10:00:00	wechselnd bewölkt	19,1	14	8,0	6,43	638	9,2	gelb	ohne	geruchlos	169
19.08.2002	09:30:00	wechselnd bewölkt, Hochnebel	24,2	18,4	8,25	5,2	912	12,28	farblos	ohne	geruchlos	24,8
07.10.2002	10:15:09	bewölkt	9,7	9,2	8,15	8,11	619	11,62	gelb	ohne	geruchlos	76,9
08.04.2003	10:30:00	sonnig	10,2	3,8	8,22	6,2	669		farblos	ohne	geruchlos	172
16.06.2003	10:46:01	sonnig	25,7	16,3	6,7	9,61	787		gelb	ohne	geruchlos	37,4
<b>M03 Swist uh RÜB Morenhoven</b>												
04.03.2002	14:43:33	bewölkt	9,3	6,4	7,8	n. a.	650	12,6	farblos	ohne	geruchlos	502,8
08.04.2002	15:38:47	sonnig	11,7	9,7	8,69	2,01	732	29,4	gelb	ohne	geruchlos	245,1
10.06.2002	12:00:00	wechselnd bewölkt	18,4	17	7,97	4,77	697	12,5	farblos	ohne	geruchlos	n. a.
19.08.2002	11:45:00	wechselnd bewölkt	29	21,5	8,19	11,6	926	14,5	braun	ohne	geruchlos	160,9
07.10.2002	12:45:21	wechselnd bewölkt	13,5	12,3	8,04	6,9	486	13,54	farblos	ohne	geruchlos	120,1
08.04.2003	13:30:00	sonnig	9,7	7,9	8,25	4,8	781		farblos	ohne	geruchlos	301
16.06.2003	10:46:35	sonnig	22,9	20,5	8,15	8,58	737		gelb	ohne	geruchlos	158,7

## Vor-Ort-Parameter (Routineproben)

Datenanhang 2

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M04 Swist uh KA Miel an RÜB-Abschlag</b>												
25.03.2002	14:46:24	sonnig	8,6	5,8	8,01	10,3	621	22,4	gelb	ohne	geruchlos	925,2
14.05.2002	12:00:00	wechselnd bewölkt	18,6	14,4	7,85	17,39	565	15,2	grün	ohne	geruchlos	583,5
08.07.2002	11:00:00	wechselnd bewölkt	29,9	19,5	8,06	15,7	657	13,6	grün	ohne	geruchlos	264
23.09.2002	12:45:00	wechselnd bewölkt	11,6	14	7,85	12,9	629	10,7	gelb	ohne	geruchlos	375,2
31.03.2003	10:30:00	wechselnd bewölkt	15,2	9,3	8,18	4	795	14,6	grün	ohne	geruchlos	422
16.06.2003	10:47:00	bewölkt	28,9	16,9	7,76	7,9	710		grün	ohne	geruchlos	109,9
08.07.2003	09:45:00	bewölkt	28,2	16,8	7,78		82,5	15	grün	ohne	geruchlos	100,7
<b>M05 Jungbach/Schiefelsbach oh KA Loch</b>												
19.03.2002	13:05:29	bewölkt	9	6,9	7,15	9,8	240	17,1	gelb	ohne	geruchlos	48,6
22.04.2002	10:00:00	wechselnd bewölkt	19,3	8,3	7,4	9,88	241	12,35	gelb	ohne	geruchlos	44,0
01.07.2002	10:00:00	bewölkt, Schauer	14,5	13,7	7,21	20,35	317	8,1	braun	ohne	geruchlos	1
09.09.2002	10:00:00	sonnig	22,2	16,3	7,38	n. a.	271	9,4	gelb	schwach	modrig	5,1
17.03.2003	16:17:46	wechselnd bewölkt	14,5	3,8	7,25	8,3	249	12,75	farblos	ohne	geruchlos	18,2
12.05.2003	11:00:00	wechselnd bewölkt	20,5	14,3	7,3	0,29	292	8,8	gelb	ohne	geruchlos	6,4
08.07.2003	09:55:00	wechselnd bewölkt	25,4	17,6	7,13	63,7	313	6,93	braun	schwach	jauchig	
<b>M06 Jungbach/Sürstbach oh Schweinheim</b>												
19.03.2002	13:06:33	bewölkt	10,8	7,6	7,65	7,6	294	16,4	gelb	ohne	geruchlos	141,4
14.05.2002	09:30:00	wechselnd bewölkt	14,3	11,8	7,31	19,8	280	11,7	grün	ohne	geruchlos	141,2
08.07.2002	16:11:18	sonnig	21,9	15,5	7,81	14,48	353	11,84	braun	ohne	geruchlos	16,1
23.09.2002	12:46:46	bewölkt	11	11,5	7,48	17,2	366	9,8	grün	ohne	geruchlos	23
31.03.2003	10:30:00	wechselnd bewölkt	19,6	7,1	7,14	8,8	319	11,6	braun	ohne	geruchlos	69,2
16.06.2003	10:47:28	bewölkt	32,3	16,2	7,57	20,7	348		braun	ohne	geruchlos	11,5
08.07.2003	11:55:00	wechselnd bewölkt	26,8	16	7,5	12,9	370	9,1	gelb	ohne	geruchlos	7,1

## Vor-Ort-Parameter (Routineproben)

Datenanhang 3

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M07 Jungbach vor Einleitung in Swist</b>												
12.03.2002	15:07:29	wechselnd bewölkt, Hochnebel	13,4	7,7	7,95	5,1	382	11,98	farblos	ohne	geruchlos	112,5
22.04.2002	12:00:00	wechselnd bewölkt	21,3	10,7	7,7	11,9	288	13,29	gelb	ohne	geruchlos	224
01.07.2002	12:00:00	bewölkt, Schauer	16,6	14,5	7,83	13,6	750	8,79	farblos	ohne	geruchlos	2
09.09.2002	10:03:18	wechselnd bewölkt	31,3	17	8,78	n. a.	266	13,5	gelb	ohne	geruchlos	60,4
17.03.2003	16:18:54	sonnig	17,1	7	8,57	8,8	268	13,2	gelb	ohne	geruchlos	126
12.05.2003	14:00:00	bewölkt	22,6	16,1	8,43	4,3	494	10,8	grün	ohne	geruchlos	7
08.07.2003	11:40:00	wechselnd bewölkt	29,2	17,3	7,73		756	14,8	farblos	ohne	geruchlos	2
<b>M08 Swist oh KA Heimerzheim</b>												
12.03.2002	15:08:32	wechselnd bewölkt	16,7	9,4	8,41	5,2	694	14,56	gelb	ohne	geruchlos	540,5
15.04.2002	13:00:00	bewölkt	12,6	9,4	8,83	2,6	788		farblos	ohne	geruchlos	405
24.06.2002	10:00:00	wechselnd bewölkt	25,1	17,7	8,01	9,41	803		braun	ohne	geruchlos	318,6
26.08.2002	15:34:18	wechselnd bewölkt	24,6	17,6	8,1	11,2	536	12,06	braun	ohne	geruchlos	250
09.12.2002	12:30:00	sonnig	-2,1	1,5	8,1	5,7	667		farblos	ohne	geruchlos	435
15.04.2003	12:15:00	sonnig	24,3	11,6	8,79	4,2	770		grün	ohne	geruchlos	195,1
30.06.2003	15:52:05	bewölkt	20,2	17,6	8,06	5,2	932		grün	ohne	geruchlos	86,1
<b>M09 Swist uh KA Heimerzheim</b>												
04.03.2002	14:45:15	bewölkt	11,5	6,5	8,22	n. a.	577	12,95	grün	schwach	andere	1174,9
28.05.2002	10:00:00	wechselnd bewölkt	16,8	13,7	7,89	n. a.	819	10,03	braun	schwach	Abwasser	267,6
23.07.2002	09:50:00	Hochnebel	19,7	16,1	8,14	6,84	715	13,1	gelb	ohne	geruchlos	283,2
30.09.2002	15:55:41	sonnig	11,2	11,2	7,76	10,48	552	10,4	gelb	ohne	geruchlos	253,3
24.03.2003	11:00:00	sonnig	22,5	6,5	8,3	3,9	722	14	grün	ohne	geruchlos	402
02.06.2003	10:30:00	sonnig	30,1	20	9,7	5,4	883	9,7	braun	ohne	geruchlos	156
23.06.2003	11:45:00	wechselnd bewölkt	30,1	19,5	8,22	8,3	916	13,95	braun	ohne	geruchlos	219,1

## Vor-Ort-Parameter (Routineproben)

Datenanhang 4

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M10 Swist vor Brücke B51 Weilerswist</b>												
25.03.2002	14:47:02	wechselnd bewölkt	11,8	6,2	8,54	8,21	576	25,9	gelb	ohne	geruchlos	905,1
28.05.2002	12:00:00	wechselnd bewölkt	22,7	17,3	8,37	n. a.	783	12,9	farblos	ohne	geruchlos	255,7
23.07.2002	12:05:00	wechselnd bewölkt	21,6	17,7	8,40	9,23	694	13,6	gelb	ohne	geruchlos	165,1
30.09.2002	15:56:11	sonnig	15,4	12,1	8,06	9,6	540	12,6	gelb	ohne	geruchlos	209,8
24.03.2003	13:00:00	sonnig	22,9	8,9	8,77	3,6	718	16,16	grün	ohne	geruchlos	387,3
02.06.2003	12:50:00	wechselnd bewölkt	31,7	23,7	8,37	4,6	849	10,4	gelb	ohne	geruchlos	147
23.06.2003	09:40:00	wechselnd bewölkt	24,4	18,8	8,18	14,4	890	13,4	gelb	ohne	geruchlos	143,3
<b>M12 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Trockenwetter)</b>												
02.04.2002	16:02:27	sonnig	19,8	7,35	7,35	52,8	311	16,2	braun	ohne	geruchlos	32,4
30.07.2002	08:40:00	sonnig	27,1	17,8	7,3	8,52	462	7,9	farblos	ohne	geruchlos	4,1
14.10.2002	13:33:17	bewölkt	12,6	10,6	7,4	4,4	487	9,4	gelb	schwach	modrig	7,6
25.02.2003	11:00:00	sonnig	9,8	1,3	7,21	6,7	317	13,86	farblos	ohne	geruchlos	22,7
21.04.2003	09:15:00	bedeckt, Hochnebel	11,7	10,2	7,51	14,1	328	10,29	grün	ohne	geruchlos	9,5
<b>M14 Swist uh RÜB Flerzheim (Trockenwetter)</b>												
02.04.2002	16:03:02	sonnig	23,4	11,2	8,22	3,53	815	23,6	gelb	ohne	geruchlos	290,3
30.07.2002	11:10:00	sonnig	28,3	20,1	7,29	2,36	944	9,2	farblos	ohne	geruchlos	661,9
14.10.2002	13:33:51	bewölkt	12,5	13,3	7,35	2,3	924	11,05	gelb	ohne	geruchlos	57,2
25.02.2003	14:50:45	sonnig	12,1	5,4	7,83	9,1	849	13,17	grün	ohne	geruchlos	282
21.04.2003	11:40:00	bedeckt, Hochnebel	15,1	12,6	7,91	5	883	11,64	grün	ohne	geruchlos	220,8

## Vor-Ort-Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 5

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M15 Ablauf RÜB Loch</b>												
20.06.2002	02:00:00	diesig	20	18,3	6,6	n. a.	135	17	grau	schwach	Fäkalien	n. a.
10.07.2002	11:40:00	bewölkt	13,4	14,3	7,12	70,4	139	8,49	braun	stark	Abwasser	n. a.
01.08.2002	04:35:00	bewölkt, Schauer	20	17,8	6,8	n. a.	92	6,2	braun	schwach	Fäkalien	n. a.
19.08.2002	20:45:00	wechselnd bewölkt	n. a.	19,8	6,7	94,7	135	2,3	grau	schwach	andere	n. a.
29.08.2002	08:37:00	bewölkt	22,5	19,6	7,0	262	126	7,4	braun	mittel	Fäkalien	n. a.
16.11.2002	21:30:00			8,2	7,2		176		braun	schwach	Abwasser	
06.03.2003	13:49:00	bewölkt	8,8	7,6	7	102	177	n. a.	braun	schwach	Abwasser	
30.04.2003	13:15:00	bewölkt, Schauer	15,4	13,2	7,27	72	114	9,8	braun	schwach	Abwasser	
08.06.2003	15:00:00	sonnig		18,8	5,7		140	1,7	grau	schwach	Fäkalien	
<b>M16 Jungbach/Sürstbach oh RÜB Loch (Automatische Probenahme)</b>												
20.06.2002	02:00:00	diesig	20	18,8	6,4	n. a.	350	7,55	braun	schwach	erdig	n. a.
10.07.2002	11:40:00	bewölkt	13,4	14,2	7,15	172,9	265	10,13	braun	stark	modrig	n. a.
01.08.2002	04:35:00	bewölkt, Schauer	20	17,9	6,78	n. a.	217	4,5	braun	schwach	Abwasser	n. a.
19.08.2002	20:45:00	wechselnd bewölkt	n. a.	21,6	6,8	141,4	236	6,4	braun	mittel	andere	n. a.
29.08.2002	08:37:00	bewölkt	22,5	18,3	6,8	330	298	5,6	braun	stark	würzig	n. a.
16.11.2002	21:30:00			8,6	7,8		305		braun	schwach	andere	
06.03.2003	13:49:00	bewölkt	8,8	6,4	6,96	93	385	n. a.	braun	schwach	Abwasser	
30.04.2003	13:15:00	bewölkt	15,4	13,3	7,08	195	396	8,9	braun	stark	faulig	
08.06.2003	15:00:00	sonnig		17,9	5,9		414	7,1	braun	ohne	geruchlos	

## Vor-Ort-Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 6

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M17 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Automatische Probenahme)</b>												
20.06.2002	02:00:00	diesig	20	19	6,5	n. a.	254	3,4	braun	schwach	Fäkalien	n. a.
10.07.2002	11:40:00	bewölkt	13,4	14,3	7,18	131,2	224	8,94	braun	mittel	Abwasser	n. a.
01.08.2002	04:35:00	bewölkt, Schauer	20	17,8	6,83	n. a.	155	5,5	braun	ohne	geruchlos	n. a.
19.08.2002	20:45:00	wechselnd bewölkt	n. a.	21,2	6,9	141,2	189	4,4	grau	schwach	erdig	n. a.
29.08.2002	08:37:00	bewölkt	22,5	18,9	6,9	180	206	7,7	braun	schwach	andere	n. a.
16.11.2002	21:30:00			8,6	7,7		281		braun	ohne	geruchlos	
06.03.2003	13:49:00	bewölkt	8,8	6,4	7	161,8	315	n. a.	braun	schwach	Abwasser	
30.04.2003	13:15:00	bewölkt	15,4	13,3	7,06	375	322	9,2	braun	stark	faulig	
08.06.2003	15:00:00	sonnig		19,3	6,96		498	5,06	braun	ohne	geruchlos	
<b>M18 Ablauf NKB KA Flerzheim (parallel zu Regenüberlaufbecken)</b>												
02.11.2002	06:52:00	bewölkt	13,5	14,4	7,14	10,9	877	9,7	gelb	schwach	Abwasser	
11.11.2002	00:08:00	wechselnd bewölkt	13,3	11,8	7,49	1,58	579	11,77	farblos	schwach	andere	
16.11.2002	22:15:00			12,7	6,5		783		farblos	ohne	geruchlos	
22.12.2002	13:20:00	bewölkt		9,2	6,9		1100	11,5	gelb	schwach	fäkalien	
29.12.2002	20:00:00	bewölkt	12,8	11,9	6,7	1,7	712	11,8	farblos	schwach	andere	
03.02.2003	13:57:00	bewölkt, Schnee	1	2	7,3	79,3	1170	-	braun	schwach	andere	
19.05.2003	18:20:00	sonnig			6,8	1,48	626		grün	schwach	Abwasser	
<b>M19 Ablauf RÜB I KA Flerzheim</b>												
02.11.2002	06:52:00	bewölkt	13,5	13,9	6,98	45	256	2,97	braun	schwach	Abwasser	
11.11.2002	00:08:00	wechselnd bewölkt	13,3	11,3	6,98	56,6	285	4,13	gelb	schwach	Abwasser	
16.11.2002	22:15:00			12,5	6,8		259		braun	schwach	Abwasser	
22.12.2002	13:20:00			9,2	7,0		380	2,7	braun	stark	Fäkalien	
29.12.2002	20:00:00	bewölkt	12,8	11,8	6,95	73	299	3,44	grau	mittel	Abwasser	
03.02.2003	13:57:00	bewölkt, Schnee	1	1,7	7,5	105,9	806	-	braun	mittel	Abwasser	

## Vor-Ort-Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 7

Datum	Uhrzeit	Wetter	Luft °C	Wasser °C	pH - Wert	Trübung (FNU)	el. Lf. (µS/cm)	O2 (mg/l)	Farbe	Geruch	Geruchsart	Abfluß (l/s)
<b>M20 Ablauf RÜB II KA Flerzheim</b>												
02.11.2002	06:52:00	bewölkt	13,5	13,5	6,97	61	179	6,8	braun	schwach	Abwasser	
11.11.2002	00:08:00	wechselnd bewölkt	13,3	11,4	7,47	40,2	239	6,62	gelb	schwach	Abwasser	
16.11.2002	22:15:00			11,8	7,3		184		braun	schwach	Abwasser	
22.12.2002	13:20:00	bewölkt		8,7	7,1		260	5,1	braun	schwach	Fäkalien	
29.12.2002	20:00:00	bewölkt	12,8	11,8	7,5	180	183	0,5	grau	mittel	Abwasser	
03.02.2003	13:57:00	bewölkt, Schnee	1	5,7	7,8	79,3	805	-	grau	schwach	Abwasser	
19.05.2003	18:20:00	sonnig			6,9	96,3	261		braun	mittel	Abwasser	
<b>M21 Swist oh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>												
02.11.2002	06:52:00	bewölkt	13,5	13,2	7,52	72	509	9,80	braun	schwach	modrig	
11.11.2002	00:08:00	wechselnd bewölkt	13,3	11,4	7,71	98,9	454	13,9	braun	schwach	Abwasser	
16.11.2002	22:15:00			11	7,6		410		braun	ohne	geruchlos	
22.12.2002	13:20:00	bewölkt		9,2	7,2		550	8,6	braun	ohne	geruchlos	
29.12.2002	20:00:00	bewölkt	12,8	10,4	8	140	409	15,1	braun	schwach	andere	
03.02.2003	13:57:00	bewölkt, Schnee	1	5	7,8	207,3	623	-	braun	ohne	geruchlos	
19.05.2003	18:20:00	sonnig			6,8	69,1	351		braun	ohne	geruchlos	
<b>M22 Swist uh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>												
16.11.2002	22:15:00			9,6	7,7		418		braun	ohne	geruchlos	
22.12.2002	13:20:00	bewölkt		8,7	7,2		540	9,2	braun	ohne	geruchlos	
29.12.2002	20:00:00	bewölkt	12,8	10,9	7,8	180	374	10,9	braun	schwach	Abwasser	
19.05.2003	18:20:00	sonnig			6,5	93	395		braun	ohne	geruchlos	

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Routineproben)

Datenanhang 8

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M01 Swist uh Brücke K34</b>												
25.02.2002		4200	3200	930	24000	4300		6200	700	negativ	0	4,3
15.04.2002	10:00:00	3148	234	430	1811	2000		550	n. a.	0	0	1,4
24.06.2002	09:00:00	1130	1614	430	1300	43000		800	245	0	0	2,0
26.08.2002	10:00:00	1612	806	930	1010	9300		640	50	0	0	5,8
09.12.2002	10:00:00	20990	11584	230	327	2300		30	73	0	0	4,1
15.04.2003	09:45:00	459	32	110	59	150		955	16	0	0	2,8
30.06.2003	10:00:00	64153	48992	1500	18198	9300		182	82	0	0	0,8
<b>M02 Swist oh KA Flerzheim</b>												
25.02.2002		16000	4900	9300	13000	43000		2600	800	negativ	s. Kommentar	s. Kommentar
08.04.2002	15:38:10	1068	526	4300	920	4300		468	1	0	0,6	2,2
10.06.2002	10:00:00	16777	63861	43000	10000	460000		16000	127	0	0	2,0
19.08.2002	09:30:00	2446	1264	1500	964	93000		360	19	0	0,9	2,3
07.10.2002	10:15:09	7108	2209	2300	639	2300		1892	55	0	1,6	3,7
08.04.2003	10:30:00	1077	532	640	667	430		82	55	0	0	37,9
16.06.2003	10:46:01	3935	1645	2300	1667	2300		685	391	0	0	10,7
<b>M03 Swist uh RÜB Morenhoven</b>												
04.03.2002	14:43:33	1100	370	230	580	15000		1000	36	negativ	0	3,3
08.04.2002	15:38:47	217	241	430	1010	4300		82	2	0	1,4	3,2
10.06.2002	12:00:00	26396	20441	4300	1500	240000		1100	207	0	0	1,4
19.08.2002	11:45:00	3755	1297	4300	1900	43000		180	32	0	0	0,5
07.10.2002	12:45:21	3267	1128	4300	3027	9300		727	20	0	1,6	5,2
08.04.2003	13:30:00	459	350	930	775	230		36	136	0	0	3,5
16.06.2003	10:46:35	2239	2684	30	891	9300		364	30	0	0	5,3

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Routineproben)

Datenanhang 9

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M04 Swist uh KA Miel an RÜB-Abschlag</b>												
25.03.2002	14:46:24	530	250	150	190	23000		450	76	0	0	0
14.05.2002	12:00:00	3409	529	430	883	9300		378	100	0	0	0
08.07.2002	11:00:00	3950	4417	1500	685	43000		91	1550	0	0	0
23.09.2002	12:45:00	15806	7904	9300	27030	23000		8550	2909	0	0	0,6
31.03.2003	10:30:00	1539	1074	640	576	11000		500	164	0	0	0
16.06.2003	10:47:00	10369	4417	230	609	2300		209	10	0	0	14,2
08.07.2003	09:45:00	2099	835	930	613	4300		1000	73	0	0	4,5

## **M05 Jungbach/Schiefelsbach oh KA Loch**

19.03.2002	13:05:29	1059	365	430	281	2300		38	80	0	0	0
22.04.2002	10:00:00	197	536	70	89	430		14	230	0	0	0
01.07.2002	10:00:00	2151	5297	90	160	15000		550	73	0	0	0
09.09.2002	10:00:00	2073	511	230	320	2100		99	260	0	0	0
17.03.2003	16:17:46	198	170	430	364	1500		0	20	0	0	0
12.05.2003	11:00:00	1205	160	430	144	930			69	0	0	0,4
08.07.2003	09:55:00	2614	2144	930	1261	20000		1300	60	0	0	0

## **M06 Jungbach/Sürstbach oh Schweinheim**

19.03.2002	13:06:33	528	543	1500	1020	4300		34	40	2	0	0
14.05.2002	09:30:00	524	241	930	1153	9300		1595	255	0	0	0
08.07.2002	16:11:18	1093	1567	930	3180	43000		255	1820	0	0	0
23.09.2002	12:46:46	5378	4435	2300	7658	23000		5590	1909	0	0	0
31.03.2003	10:30:00	693	549	4600	4818	23000		1545	20	0	0	0
16.06.2003	10:47:28	5378	2150	90	564	43000		900	118	0	0	0,8
08.07.2003	11:55:00	3099	1573	2300	745	9300		600	127	0	0	0

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Routineproben)

Datenanhang 10

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M07 Jungbach vor Einleitung in Swist</b>												
12.03.2002	15:07:29	969	239	430	500	2300		1100	260	0	1,8	1,8
22.04.2002	12:00:00	1059	123	430	97	4300		236	136	0	0	1,3
01.07.2002	12:00:00	4910	2844	90	210	7500		600	82	0	0	1,0
09.09.2002	10:03:18	2140	1079	430	700	4300		387	170	0	0	1,5
17.03.2003	16:18:54	1556	529	150	129	2300		100	1000	0	0	3,8
12.05.2003	14:00:00	1050	375	230	720	2400			320	0	0	4,2
08.07.2003	11:40:00	1068	1121	430	436	9300		2455	82	0	0	4,3
<b>M08 Swist oh KA Heimerzheim</b>												
12.03.2002	15:08:32	892	144	750	181	23000		450	30	0	0	10,8
15.04.2002	13:00:00	1653	532	150	318	4300		n. a.	n. a.	0	3,7	9,9
24.06.2002	10:00:00	2233	4928	23000	19439	23000		200	818	0	2,2	7,0
26.08.2002	15:34:18	1097	1158	750	856	23000		595	40	0	7,9	13,3
09.12.2002	12:30:00	2242	846	430	459	4300		118	1	0	0	8,5
15.04.2003	12:15:00	401	127	90	98	230		730	9	0	0	16,4
30.06.2003	15:52:05	1032	7959	430	700	2800		82	36	0	0	15,6
<b>M09 Swist uh KA Heimerzheim</b>												
04.03.2002	14:45:15	1700	1600	930	97	9300		800	37	negativ	0	3,7
28.05.2002	10:00:00	163	549	4300	5900	15000		459	1182	0	0,6	3,1
23.07.2002	09:50:00	1061	2156	4300	3100	43000		59	1270	0	0	4,4
30.09.2002	15:55:41	1725	1185	230	1505	15000		636	200	0	0	4,3
24.03.2003	11:00:00	543	168	1200	1162	9300		100	9189	0	0	3,2
02.06.2003	10:30:00	3400	2870	2300	1690	2300		400	400	0	0	9,3
23.06.2003	11:45:00	5054	3932	930	550	9300		845	300	0	0	0,4

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Routineproben)

Datenanhang 11

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M10 Swist vor Brücke B51 Weilerswist</b>												
25.03.2002	14:47:02	1050	300	750	490	23000		450	300	0	0	1
28.05.2002	12:00:00	523	195	230	4182	230		582	336	0	0	0,8
23.07.2002	12:05:00	1596	1628	430	2500	15000		24	600	0	0	0,4
30.09.2002	15:56:11	1100	2238	3900	1135	15000		400	300	0	0	2,7
24.03.2003	13:00:00	1044	291	390	264	930		45	5000	0	0	6,8
02.06.2003	12:50:00	1080	1540	430	445	2300		164	136	0	0	6,2
23.06.2003	09:40:00	27129	10595	430	382	93000		2818	136	0	0	2,6

## **M12 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Trockenwetter)**

02.04.2002	16:02:27	1686	380	9300	950	1500		550	541	0	0	0
30.07.2002	08:40:00	2559	1870	930	3204	93000		227	155	0	0,6	1,2
14.10.2002	13:33:17	1644	1080	15000	12072	93000		8378	1818	0	0	0,9
25.02.2003	11:00:00	242	318	75000	1009	930000		100	18	0	0	0,8
21.04.2003	09:15:00	1099	424	400	300	7000		18	22	0	0	1,6

## **M12\_S Sediment uh RÜB Loch (Ergebnisse bezogen auf 10 Gramm Sediment)**

30.07.2002	08:50:00	73000	11000		2450		n. a.	2630	18800	0	0	1,0
14.10.2002	13:34:21	7690	21600		545		22700	2000	12000	0	0	1
25.02.2003	11:00:00	2138	1097		800		3100	727	12	0	0	1,8
22.04.2003	09:15:00	21600	5400		630		7200	800	6636		0	1,5

## **M14 Swist uh RÜB Flerzheim (Trockenwetter)**

02.04.2002	16:03:02	845	538	2300	950	2300		100	310	0	10,2	6,1
30.07.2002	11:10:00	1608	1687	2300	2396	23000		73	82	400	2,1	2,1
14.10.2002	13:33:51	1581	1641	15000	1144	15000		297	50	0	1,5	6
25.02.2003	14:50:45	1188	1054	2300000	5810	3900000		2432	41	0	0,4	5,9
21.04.2003	11:40:00	1098	532	900	300	4300		23	180	0	0	7,3

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Routineproben)

Datenanhang 12

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
-------	---------	-----------------	-----------------	----------------------	---------------------------	-------------------------	-----------------------------	---------------------------------	---------------------------	-------------------------	-----------------------------------	--------------------------

### **M14\_S Sediment uh RÜB Flerzheim (Ergebnisse bezogen auf 10 Gramm Sediment)**

30.07.2002	11:20:00	70000	10400		2100		n. a.	2200	11300	0	0	0,5
14.10.2002	13:35:13	13910	10800		1820		154000	2090	14000	0	0	0,8
25.02.2003	12:00:00	10800	4418		500		29000	300	52	negativ	0	0,3
22.04.2003	11:40:00	6800	1290		200			200	1410	0	0	1,5
10.09.2003	12:07:54	4860	3240		5800		43000	5400	2900	0	0	2,8

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Ereignisproben)

Datenanhang 13

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
-------	---------	-----------------	-----------------	----------------------	---------------------------	-------------------------	-----------------------------	---------------------------------	---------------------------	-------------------------	-----------------------------------	--------------------------

### **M12\_S Sediment uh RÜB Loch (Ergebnisse bezogen auf 10 Gramm Sediment)**

10.07.2002	13:10:24	n. a.	n. a.		2100		4300	1500	1000	negativ	0	0,5
11.07.2002	13:11:46	n. a.	n. a.		2800			4300	20000	0	0	2,4
12.07.2002	13:12:38	n. a.	n. a.		6000		28000	26000	20000	0	0	4,3
01.08.2002	11:00:00	63000	15000		5900		n. a.	1800	1400	0	0	0,5
05.08.2002	15:46:42	65000	17000		3500		110000	5600	5100	0	0	0,8
06.08.2002	11:00:00	54000	103000		17000		160000	8500	14500	0	0	1,5
20.08.2002	11:00:00	67500	32400		68000		298000	30000	49000	1000	0	1,3
22.08.2002	15:00:02	18000	11618		1800		47000	1100	22600	0	0	2,3
23.08.2002	10:00:41	9436	2164		1300		20000	818	8273	0	0	4,5
29.08.2002	13:30:00	11814	3855		15200		132000	4200	28000	0	0	0
30.08.2002	11:30:00	1044000	139000		3500		262000	23000	29000	0	0	4,3
02.09.2002	14:30:00	585000	377300		3300		44000	6500	15200	0	0	6,0
06.03.2003	14:47:37	8836	1809		727		7100	800	4818	0	0	0,5
07.03.2003	11:00:00	21600	4282		1300		14100	818	500	0	0	1,5
08.03.2003	10:52:59	27000	16200		1818		54000	3727	600	0	0	2,3
30.04.2003	15:00:00	7500	1282		600		8100	700	700	0	0	0
01.05.2003	10:15:32	11018	629		818		67000	600	800	0	0	0,5
09.06.2003	11:00:00	16200	16200		4818		432000	5545	47000	0	0	1,5
10.06.2003	11:30:00	16200	5400		1455		83000	545	1270	0	0	7,0

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Ereignisproben)

Datenanhang 14

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M14_S Sediment uh RÜB Flerzheim (Ergebnisse bezogen auf 10 Gramm Sediment)</b>												
04.11.2002	14:46:09	43200	32400		67000		610000	57000	3636	0	0	2
05.11.2002	14:30:00	16200	10800		6818		18200	7364	2091	0	0	4
11.11.2002	14:43:00	21600	7855		2555		22000	1727	600	0	0	0,5
12.11.2002	11:00:00	2160000	1620000		7000		37000	1909	1600	0	0	0
13.11.2002	13:00:00	1620000	1620000		2636		8460	1727	1272	0	0	1
30.12.2002	11:30:00	1440	1210		0		0	0	2000	0	0	1
31.12.2002	09:30:00	1860	1640		11818		82000	11000	5455	0	0	2
01.01.2003	09:00:00	1570	1340		727			800	2545	0	0	0
04.02.2003	15:00:00	1110	49000		500		360	600	910	0	0	0
05.02.2003	12:15:00	16200	10800		2640		11090	820	180	0	0	1,3
06.02.2003	09:00:00	16200	5400		1090		7640	1450	500	0	0	0,3
20.05.2003	13:30:00	7700	5000		3200			3100	360	0	0	1,5
21.05.2003	08:40:00	10750	6820		2820			2090	270	0	0	2,3
22.05.2003	08:30:00	13750	4510		2550			1400	200	4000	0	0,3
19.08.2003	15:25:30	49800	25900		21300		271000	11800	5400	0	0	2,5
20.08.2003	08:10:50	s. Kommentar	s. Kommentar		11700		13100	8800	140	0	0	1,5
21.08.2003	11:00:00	19700	8350		8700		11600	8500	3200	0	0	0,5
08.09.2003	11:00:00	97200	33000		12000		58000	7100	400	0	0	2,3
09.09.2003	09:40:00	16200	1070		2300		34000	1300	5300	0	0	4,3
24.09.2003	00:00:00	32400	2144		5909		63000	3273	2545	0	0	1,5
25.09.2003	09:00:00	37800	1069		5182		91000	3727	9909	0	0	1,3

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Ereignisproben)

Datenanhang 15

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M15 Ablauf RÜB Loch</b>												
20.06.2002	02:00:00	3203000	1635000	110000	1600000	11000000		590000	25000	0	0	421,7
10.07.2002	11:40:00	10660	213200	430000	600000	9300000		594	5000	0	0	133
01.08.2002	04:35:00	490000	830000	2300000	480000	15000000		420000	42000	0	101,9	305,6
19.08.2002	20:45:00	223580	102720	930000	1480000	1100000		55000	10400	0	0	478,4
29.08.2002	08:37:00	173470	115820	430000	280000	2400000		36000	4400	0	0	219,8
06.03.2003	13:49:00	23762	56616	930000	927272	2300000		381818	4545	0	0	21,8
30.04.2003	13:15:00	273243	185059	230000	236364	430000		63964	9091	0	0	108,2
08.06.2003	15:00:00	97993	223333	120000	854545	1100000		272727	21818	0	0	101,2
02.02.2004	10:50:00	430000	490000	4300000	327027	2400000		106303	68000	300000	0	181,4
<b>M16 Jungbach/Sürstbach oh RÜB Loch (Automatische Probenahme)</b>												
20.06.2002	02:00:00	11190	11190	900	140000	930000		30000	11000	0	0	22,1
10.07.2002	11:40:00	18090	44150	90000	19000	230000		1900	3600	0	0	8,3
01.08.2002	04:35:00	850000	750000	900000	390909	15000000		53153	3000	0	2,2	31,2
19.08.2002	20:45:00	50440	22470	230000	186000	2300000		64000	6396	0	0	0
29.08.2002	08:37:00	215555	5333	23000	50000	150000		22727	3818	0	0	11,8
06.03.2003	13:49:00	21728	10342	1500000	70909	43000000		11712	1091	10000	0	0,8
30.04.2003	13:15:00	57568	17802	15000	4000	93000		11636	909	0	0	62,2
08.06.2003	15:00:00	4937	16777	4300	24054	93000		21818	2162	0	0	367,8
<b>M17 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Automatische Probenahme)</b>												
20.06.2002	02:00:00	109700	569000	110000	1300000	11000000		61000	14545	0	0	52,9
10.07.2002	11:40:00	10510	109700	93000	460000	2300000		8650	2500	0	0	54,5
01.08.2002	04:35:00	940000	850000	12000000	730000	2300000		460000	41000	0	0	69,7
19.08.2002	20:45:00	146970	99460	930000	680000	46000000		46000	14200	0	0	167,8
29.08.2002	08:37:00	79111	92674	230000	290909	430000		154545	3514	0	0	213,5
06.03.2003	13:49:00	17633	13170	7500000	139640	93000000		50000	2162	0	0	2,5
30.04.2003	13:15:00	98515	25338	93000	37273	430000		13514	1727	0	0	103,9
08.06.2003	15:00:00	14260	319369	930	527272	210000		245455	35455	0	0	0

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Ereignisproben)

Datenanhang 16

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M18 Ablauf NKB KA Flerzheim (parallel zu Regenüberlaufbecken)</b>												
02.11.2002	06:52:00	5671	16757	70	1892	430		0	400	0	0	0
11.11.2002	00:08:00	21600000	21600000	390	11100	93000		3100	600	0	0	0
29.12.2002	20:00:00	4636	3243	230	1545	7500		200	200	0	0	0
03.02.2003	13:57:00	890	1360	2300	4800	4300		1700	1200	0	0	185,8
19.05.2003	18:20:00	2772	383	23000	13000	43000		1200	236	0	0	0
18.08.2003	16:43:00	370	360	43000	15700	240000		6200	2500	0	0	0
08.09.2003	05:09:00	23000	96000	2300	1900	7500		2100	100	0	0	1050
23.09.2003	06:03:00	1643	2676	460000	45455	7500		264	218	0	0	10

## **M19 Ablauf RÜB I KA Flerzheim**

02.11.2002	06:52:00	2179279	450495	300	31982	460000		34545	47747	0	0	47,4
11.11.2002	00:08:00	267777	161206	430000	540541	4300000		150000	35135	0	0	864,2
29.12.2002	20:00:00	9329730	10754000	23000	1666667	75000		810811	42342	0	0	1249
03.02.2003	13:57:00	510000	230000	930000	1350000	2300000		290000	32700	0	0	3104,9
18.08.2003	16:43:00	64000	86000	2400000	7500000	4600000		1380000	68000	0	0	317,9
08.09.2003	05:09:00	1100000	740000	2000000	2100000	46000000		1040000	10000	0	0	5694
23.09.2003	06:03:00	1154955	3447748	11000	2682268	4300000		84685	37273	0	0	530,5

## **M20 Ablauf RÜB II KA Flerzheim**

02.11.2002	06:52:00	2128829	983708	280	118919	43000		115315	53636	0	0	804,1
11.11.2002	00:08:00	209001	54365	43000	172727	1500000		90909	27000	0	0	938
29.12.2002	20:00:00	4430631	3508108	4300	1162162	43000		636364	39000	0	s. Kommentar	s. Kommentar
03.02.2003	13:57:00	113000	114000	430000	582000	1400000		111000	1045	0	0	1317,5
19.05.2003	18:20:00	1200000	920000	1500000	620000	46000000		310000	13000	20000	0	249

## Mikrobiologische und Parasitologische Untersuchungen (Ereignisproben)

Datenanhang 17

Datum	Uhrzeit	KBE/ml bei 20°C	KBE/ml bei 37°C	E coli MPN/100 ml	E coli (CC) KBE/100 ml	Coliforme MPN/100 ml	Colif. (Endo) KBE/100 ml	Fäkalstrepto- kokken /100 ml	Clostridien KBE/100 ml	Yersinien KBE/100 ml	Cryptosporidien Oocysten/100 L	Giardien Cysten/100 L
<b>M21 Swist oh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>												
02.11.2002	06:52:00	178311	1476238	90	4595	2300		2883	255	0	0	0
11.11.2002	00:08:00	11296	16481	43000	15766	43000		6273	2273	0	0	0
29.12.2002	20:00:00	5545	6045	230	4775	9300		3874	145	6000	0	0
03.02.2003	13:57:00	113200	11400	4300	64500	23000		5000	2000	6000	0	0
19.05.2003	18:20:00	71400	15000	230000	57300	230000		15400	2640	11000	0	21,8
18.08.2003	16:43:00	36800	64400	43000	29500	240000		26000	2100	0	0	38,2
08.09.2003	05:09:00	25300	14900	39000	19700	93000		17000	500	0	0	10,4
23.09.2003	06:03:00	491449	441764	11000	155856	4600000		42727	5545	0	0	61,4

## **M22 Swist uh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)**

29.12.2002	20:00:00	491539	534293	23000	390909	930000		12072	5946	0	0	112
19.05.2003	18:20:00	144000	83600	4300000	95500	4300000		25800	4500	11000	0	45,9

## Physikalische und chemische Parameter (Routineproben)

Datenanhang 18

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M01 Swist uh Brücke K34</b>									
25.02.2002		0,13	0,015	3,12	1	4	0,03	30	8,5
15.04.2002	10:00:00	0,55	0,065	2,2	2,2	5,1	0,29	10	4,70
24.06.2002	09:00:00	0,03	0,02	2,1	1	3	0,03	10	5,8
26.08.2002	10:00:00	0,03	0,006	2,4	1	2,4	0,03	10	6,9
09.12.2002	10:00:00	0,03	0,006	2,5	1	2,5	0,03	10	4,0
15.04.2003	09:45:00	0,03	0,006	1,8	5	6,8	0,03	10	2,9
30.06.2003	10:00:00	0,05	0,06	5,3	1	5,6	0,05	10	2,2
<b>M02 Swist oh KA Flerzheim</b>									
25.02.2002		0,05	0,015	6,36	1,35	7,8	0,18	88	7,4
08.04.2002	15:38:10	0,03	0,02	5,8	1	6,4	0,21	14	2,9
10.06.2002	10:00:00	0,25	0,03	4,7	1,2	6,1	0,03	10	4,1
19.08.2002	09:30:00	0,03	0,006	5,4	1	5,7	0,1	38	3,0
07.10.2002	10:15:09	0,05	0,006	3,5	1	4,3	0,11	12	4,2
08.04.2003	10:30:00	0,03	0,006	5,3	1,1	6,4	0,05	10	5,1
16.06.2003	10:46:01	0,03	0,05	5,1	1	6	0,15	14	3,1
<b>M03 Swist uh RÜB Morenhoven</b>									
04.03.2002	14:43:33	0,03	0,009	7,3	1	8,1	0,05	10	5,1
08.04.2002	15:38:47	0,03	0,02	6,5	1,12	7,6	0,21	10	3,9
10.06.2002	12:00:00	0,03	0,03	9,8	1	10	0,03	10	4,9
19.08.2002	11:45:00	0,05	0,02	9,1	1	9,7	0,1	44	5,8
07.10.2002	12:45:21	0,05	0,006	5,2	1	5,8	0,29	12	4,3
08.04.2003	13:30:00	0,03	0,006	9,8	2,2	12	0,12	10	5,8
16.06.2003	10:46:35	0,04	0,01	7,6	1	8,2	0,19	19	5,7

## Physikalische und chemische Parameter (Routineproben)

Datenanhang 19

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M04 Swist uh KA Miel an RÜB-Abschlag</b>									
25.03.2002	14:46:24	0,03	0,01	7,5	1	8,4	0,3	16	4,8
14.05.2002	12:00:00	0,03	0,012	6,5	1,1	7,6	0,09	22	5,8
08.07.2002	11:00:00	0,03	0,02	6,5	2,8	7,6	0,32	20	5,1
23.09.2002	12:45:00	0,03	0,006	5,1	1,96	7,1	0,35	10	5,3
31.03.2003	10:30:00	0,03	0,02	8,5	1,1	9,6	0,13	10	4,1
16.06.2003	10:47:00	0,04	0,006	7,2	1	7,5	0,30	16	5,0
08.07.2003	09:45:00	0,03	0,02	12,5	2,5	15	0,29	10	6,3
<b>M05 Jungbach/Schiefelsbach oh KA Loch</b>									
19.03.2002	13:05:29	0,047	0,03	2	1,35	3,4	0,05	12	4,6
22.04.2002	10:00:00	0,03	0,01	1,9	1,4	1,4	0,03	11,2	4,68
01.07.2002	10:00:00	0,08	0,03	1,2	1,9	3,2	0,03	10	6,9
09.09.2002	10:00:00	0,08	0,04	1	1,6	2,8	0,05	23	5,8
17.03.2003	16:17:46	0,05	0,006	1,9	1,35	3,3	0,11	10	3,8
12.05.2003	11:00:00	0,11	0,05	0,71	1	1,6	0,15	16	5,9
08.07.2003	09:55:00	0,47	0,12	1,1	6,2	7,9	0,25	39	12
<b>M06 Jungbach/Sürstbach oh Schweinheim</b>									
19.03.2002	13:06:33	0,12	0,06	3,5	2,1	5,8	0,03	24	4,3
14.05.2002	09:30:00	0,04	0,022	3,2	1,4	4,6	0,07	21	5,6
08.07.2002	16:11:18	0,03	0,02	3,7	1,6	5,4	0,33	10	5,2
23.09.2002	12:46:46	0,17	0,04	5,1	1	6	0,03	10	5,5
31.03.2003	10:30:00	0,05	0,04	3,4	1,1	4,5	0,03	10	3,5
16.06.2003	10:47:28	0,03	0,03	3,6	1	4,2	0,14	20	5,3
08.07.2003	11:55:00	0,05	0,01	5,4	1	5,9	0,14	10	4,9

## Physikalische und chemische Parameter (Routineproben)

Datenanhang 20

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M07 Jungbach vor Einleitung in Swist</b>									
12.03.2002	15:07:29	0,03	0,02	5,09	1,4	6,5	0,03	10	4,4
22.04.2002	12:00:00	0,03	0,008	2,9	1,7	1,7	0,03	26,4	5,04
01.07.2002	12:00:00	0,03	0,07	7	1,1	8,2	0,03	10	2,4
09.09.2002	10:03:18	0,03	0,006	1,5	1,7	3,2	0,03	28	8,2
17.03.2003	16:18:54	0,03	0,01	2,4	1,4	3,8	0,66	10	5,2
12.05.2003	14:00:00	0,06	0,03	4	1,9	6	0,09	13	3,5
08.07.2003	11:40:00	0,08	0,16	5,9	1	6,6	0,11	10	2,8
<b>M08 Swist oh KA Heimerzheim</b>									
12.03.2002	15:08:32	0,034	0,02	7,81	1,6	9,5	0,13	10	4,1
15.04.2002	13:00:00	0,03	0,035	7,8	1,7	9,5	0,33	10	5,18
24.06.2002	10:00:00	0,03	0,01	9,1	1,4	10	0,1	10	4,8
26.08.2002	15:34:18	0,03	0,006	3,3	1,4	4,7	0,12	43	5,9
09.12.2002	12:30:00	0,03	0,006	6,2	1	6,8	0,03	10	4,3
15.04.2003	12:15:00	0,03	0,006	8,5	2,2	11	0,07	12	3,8
30.06.2003	15:52:05	0,04	0,02	11	1	12	0,19	10	5,8
<b>M09 Swist uh KA Heimerzheim</b>									
04.03.2002	14:45:15	0,1	0,028	7,7	1	8,8	0,09	10	5,2
28.05.2002	10:00:00	0,05	0,02	9,2	1,1	10	0,49	10	5,2
23.07.2002	09:50:00	0,04	0,008	7,2	1,36	8,6	0,16	10	4,2
30.09.2002	15:55:41	0,03	0,013	5,5	1,1	6,7	0,35	12	6,2
24.03.2003	11:00:00	0,03	0,006	8,5	1,4	9,9	0,23	10	4,9
02.06.2003	10:30:00	0,1	0,02	8,8	1,3	10	0,25	10	5,3
23.06.2003	11:45:00	0,05	0,01	10	1	11	0,37	10	6,2

## Physikalische und chemische Parameter (Routineproben)

Datenanhang 21

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M10 Swist vor Brücke B51 Weilerswist</b>									
25.03.2002	14:47:02	0,04	0,01	7,6	1	8,2	0,14	18	4,6
28.05.2002	12:00:00	0,03	0,008	8,7	1,6	10	0,13	10	5,1
23.07.2002	12:05:00	0,04	0,01	6,5	1,64	8,2	0,17	29	3,9
30.09.2002	15:56:11	0,03	0,009	5,6	1	6,5	0,13	10	5,8
24.03.2003	13:00:00	0,03	0,01	8,4	3,1	12	0,7	10	4,8
02.06.2003	12:50:00	0,08	0,05	8,9	1,3	10	0,21	10	5,4
23.06.2003	09:40:00	0,03	0,03	11	1	11	0,2	15	6,2
<b>M12 Jungbach/Sürstbach uh RÜB Loch (Trockenwetter)</b>									
02.04.2002	16:02:27	0,036	0,02	2,4	1	2,95	0,12	84	3,1
30.07.2002	08:40:00	0,07	0,05	7,0	2,17	9,3	0,07	27	4,5
14.10.2002	13:33:17	0,03	0,006	9,1	1	9,7	0,03	10	4,8
25.02.2003	11:00:00	0,04	0,04	2,7	1	3,6	0,03	10	17,8
21.04.2003	09:15:00	0,03	0,01	11	2,5	14	0,15	12	4,4
<b>M12_S Sediment uh RÜB Loch (Ergebnisse bezogen auf 10 Gramm Sediment)</b>									
30.07.2002	08:50:00	0,31	0,006	0,2	14	15	0,08	2150	259
14.10.2002	13:34:21	0,06	0,006	2,2	3,9	6,1	1,5	1852	43
25.02.2003	11:00:00	0,03	0,006	0,27	1	1,1	0,41	76	3,6
22.04.2003	09:15:00	0,35	0,006	0,2	8,3	8,7	4,5	1492	4,1
<b>M14 Swist uh RÜB Flerzheim (Trockenwetter)</b>									
02.04.2002	16:03:02	0,03	0,009	9,5	1	10	0,11	22	3,9
30.07.2002	11:10:00	0,17	0,03	12	2,07	14	0,09	30	4,9
14.10.2002	13:33:51	0,03	0,006	9,8	1	10,3	0,03	10	5,2
25.02.2003	14:50:45	0,03	0,01	9,7	1,6	11	0,03	10	6,0
21.04.2003	11:40:00	0,03	0,006	1,6	1,4	3,1	0,11	15	3,3

## Physikalische und chemische Parameter (Routineproben)

Datenanhang 22

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
30.07.2002	11:20:00	0,24	0,006	0,2	9,28	9,5	5,8	1276	76
14.10.2002	13:35:13	0,03	0,006	3	8,1	11	1,9	620	29
25.02.2003	12:00:00	0,03	0,04	0,2	3,1	3,3	2,4	636	28
22.04.2003	11:40:00	0,05	0,006	0,2	1,9	2,2	1,6	113	68
10.09.2003	12:07:54	0,1	0,006	0,2	1	1	1,9	442	20

## Physikalische und chemische Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 23

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
10.07.2002	13:10:24	0,04	0,006	0,2	11	11	4,1	756	24
11.07.2002	13:11:46	0,07	0,006	0,58	11	11	0,65	1492	81
12.07.2002	13:12:38	0,1	0,006	0,2	11	12	0,82	2490	116
01.08.2002	11:00:00	0,27	0,006	0,2	3,9	4,2	1,5	1110	97
05.08.2002	15:46:42	0,09	0,006	0,2	1	1,1	2,7	1440	71
06.08.2002	11:00:00	0,25	0,006	0,2	2,3	2,5	3,3	2741	129
20.08.2002	11:00:00	0,29	0,01	4,8	16	21	1	1794	156,0
22.08.2002	15:00:02	0,96	0,006	0,2	23	24	1,4	5436	273
23.08.2002	10:00:41	0,05	0,006	0,2	6,1	6,2	3,3	1100	53
29.08.2002	13:30:00	0,18	0,006	0,2	9,3	9,5	3,1	573	34
30.08.2002	11:30:00	0,03	0,006	0,2	3,36	3,5	4,3	1294	77
02.09.2002	14:30:00	0,07	0,006	0,2	9,4	9,6	4,1	15	67
06.03.2003	14:47:37	0,03	0,006	0,2	6,16	6,2	3,5	1636	60
07.03.2003	11:00:00	0,03	0,006	0,2	6,16	6,2	2	1362	45
08.03.2003	10:52:59	0,03	0,006	0,2	15	15	1,9	4804	143
30.04.2003	15:00:00	0,05	0,006	0,2	1,4	1,5	1,9	726	28
01.05.2003	10:15:32	0,19	0,006	3,9	1,2	5,3	2	712	38
09.06.2003	11:00:00	0,03	0,006		7,6	7,6	3,8	966	75
10.06.2003	11:30:00	0,03	0,006	0,2	4,2	4,2	2,2	837	40
11.06.2003	09:30:00	0,03	0,006	0,2	7,3	7,3	4,8	1906	55

## Physikalische und chemische Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 24

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
04.11.2002	14:46:09	0,09	0,006	3,6	4,7	8,4	1,3	924	16
05.11.2002	14:30:00	0,28	0,006	5	4,8	10	2	744	14
11.11.2002	14:43:00	0,05	0,006	3,8	2,5	6,3	0,74	221,5	5,3
12.11.2002	11:00:00	0,28	0,006	2,6	1,4	4,3	0,95	475,9	12
13.11.2002	13:00:00	0,06	0,006	4,1	1,1	5,2	0,71	373,9	12
30.12.2002	11:30:00	0,9	0,009	0,2	2,2	3,2	1	309,2	6,1
31.12.2002	09:30:00	0,88	0,006	0,21	2,2	3,3	2	402,0	4,8
01.01.2003	09:00:00	0,46	0,006	0,2	1	1,5	1,1	205,6	7,8
04.02.2003	15:00:00	0,03	0,006	5,2	1,4	6,6	0,44	322	6,9
05.02.2003	12:15:00	0,03	0,006	0,2	2,5	2,7	1,9	611	16,6
06.02.2003	09:00:00	0,03	0,006	0,2	1,1	1,3	0,51	244	4,2
20.05.2003	13:30:00	0,09	0,02	3,8	2,7	6,7	1,7	622	27
21.05.2003	08:40:00	0,08	0,006	0,2	3,3	3,5	2,4	572	25
22.05.2003	08:30:00	0,33	0,01	3,8	1,1	9,9	3,6	924	48
19.08.2003	15:25:30	0,03	0,006	0,2	2,1	2,1	2,7	617	32
20.08.2003	08:10:50	0,03	0,006	0,2	4,5	4,5	4,3	2314	89
21.08.2003	11:00:00	0,03	0,006	0,2	1,7	1,7	2,1	567	25
08.09.2003	11:00:00	0,06	0,006	0,2	1	1	2,2	148	7,7
09.09.2003	09:40:00	0,03	0,006	0,2	1,1	1,1	1,4	12	21
24.09.2003	00:00:00	0,03	0,006	0,2	1	1	1	412	13
25.09.2003	09:00:00	0,03	0,01	0,2	1,4	1,4	1,8	766	21

## Physikalische und chemische Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 25

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M15 Ablauf RÜB Loch</b>									
20.06.2002	02:00:00	3,3	0,11	0,29	7,3	11	2,4	362	36
10.07.2002	11:40:00	2,1	0,1	1	1	3,7	1,2	42	11
01.08.2002	04:35:00	1,8	0,25	1,5	8,56	12	1,2	443	14
19.08.2002	20:45:00	2,9	0,84	0,77	3,8	8,3	2,5	147	19,3
29.08.2002	08:37:00	5,7	0,24	2,3	2,7	11	0,64	16	8,5
16.11.2002	21:30:00	4,9	0,46	1,2	1	7,3	1,2	33,0	7,6
06.03.2003	13:49:00	2,5	0,12	1,3	1,1	5	0,86	44	12
30.04.2003	13:15:00	1,6	0,03	1,6	1,7	5	0,4	40	8,6
08.06.2003	15:00:00	3,8	0,27	0,2	7,9	12	2,6	236	32
02.02.2004	10:50:00	2,8	0,14	0,98	3,4	7,3	2,7	378	56

## **M16 Jungbach/Sürstbach oh RÜB Loch (Automatische Probenahme)**

20.06.2002	02:00:00	0,03	0,006	0,79	2,5	3,3	1,5	530	23
10.07.2002	11:40:00	0,04	0,006	0,59	1,4	2,0	1,2	276	15
01.08.2002	04:35:00	0,50	0,18	0,50	10,7	12	0,03	754	25
19.08.2002	20:45:00	0,06	0,18	0,74	3,9	4,7	2,4	576	61,2
29.08.2002	08:37:00	0,06	0,01	0,27	17,9	18	3,2	930	123
16.11.2002	21:30:00	0,03	0,007	1,7	1,4	3,1	0,68	220,2	10
06.03.2003	13:49:00	0,26	0,02	2	1	2,8	0,17	70	18
30.04.2003	13:15:00	0,48	0,02	2	2,6	5,1	0,75	203	15
08.06.2003	15:00:00	0,03	0,03	2,2	5	7,3	1,2	526	32

## Physikalische und chemische Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 26

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
20.06.2002	02:00:00	1,46	0,1	0,81	2,5	4,8	0,38	520	38
10.07.2002	11:40:00	1	0,11	0,9	1	2,1	0,98	172	14
01.08.2002	04:35:00	1,3	0,15	1,3	11	14	0,87	694	11
19.08.2002	20:45:00	1,2	0,23	1,4	5	7,6	2,4	510	38,0
29.08.2002	08:37:00	3,9	0,006	1,8	8,4	14	1,2	269	29
16.11.2002	21:30:00	0,25	0,03	2,2	1	3,1	0,7	167,4	7,2
06.03.2003	13:49:00	0,72	0,04	2,1	1	3,8	0,48	153	22
30.04.2003	13:15:00	0,75	0,04	1,1	1,8	3,7	0,55	250	19
08.06.2003	15:00:00	2	0,05	1,1	8,6	12	3	4661	380

## **M18 Ablauf NKB KA Flerzheim (parallel zu Regenüberlaufbecken)**

02.11.2002	06:52:00	0,21	0,006	10	3,3	9	0,11	10	8,7
11.11.2002	00:08:00	0,03	0,006	8,6	1,4	10	0,14	11,1	6,5
16.11.2002	22:15:00	0,08	0,006	8,6	1,3	10	0,08	10	7,9
22.12.2002	13:20:00	0,03	0,006	11	1,4	12	0,23	10	7,6
29.12.2002	20:00:00	0,03	0,006	6,5	1,4	7,9	0,2	10	5,5
03.02.2003	13:57:00	0,1	0,007	7,6	1	8,7	0,27	10	5,3
19.05.2003	18:20:00	0,03	0,006	9	1	9,6	0,56	10	5,2
18.08.2003	16:43:00	0,21	0,04	13	1	13	1,2	10	11
08.09.2003	05:09:00	0,09	0,006	10	1	9,9	0,28	10	10
23.09.2003	06:03:00	0,03	0,006	12,9	1	13	0,24	11	7,5

## Physikalische und chemische Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 27

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/l)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/l)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M19 Ablauf RÜB I KA Flerzheim</b>									
02.11.2002	06:52:00	5,1	0,26	0,42	3,3	9,1	1,2	72	17
11.11.2002	00:08:00	6	0,006	0,2	7,4	13	1,4	20,0	17
16.11.2002	22:15:00	7,4	0,006	0,2	2,1	9,5	1,6	38,4	23
22.12.2002	13:20:00	11,8	1	0,4	3	16	2,2	65,2	26,3
29.12.2002	20:00:00	7,3	0,006	0,2	4,5	12	2,1	35,2	18,9
03.02.2003	13:57:00	8	0,19	1,6	5,5	15	1,1	66	16,4
18.08.2003	16:43:00	7,9	0,009	0,2	9,1	17	4,5	217	30
08.09.2003	05:09:00	4,0	0,22	0,2	4,2	8,4	1,7	120	48
23.09.2003	06:03:00	6,1	0,006	0,2	5,9	12	3,7	112	70
<b>M20 Ablauf RÜB II KA Flerzheim</b>									
02.11.2002	06:52:00	3,6	0,06	4	3,1	11	1,3	68	9,3
11.11.2002	00:08:00	5	1,3	0,22	6,8	13	1	41,6	11
16.11.2002	22:15:00	4,5	0,006	0,2	3,3	7,8	1,4	44,5	12
22.12.2002	13:20:00	8	0,61	0,49	1,2	10	2,3	72,8	22,8
29.12.2002	20:00:00	4,4	0,05	0,2	2,9	7,4	3,7	212,8	32
03.02.2003	13:57:00	9,9	0,54	3,3	3	17	1,4	38	13,8
19.05.2003	18:20:00	5,4	0,38	0,29	1	6,3	2,1	120	27

## Physikalische und chemische Parameter (Ereignisproben)

Datenanhang 28

Datum	Uhrzeit	Ammonium (mg/)	Nitrit (mg/l)	Nitrat (mg/)	Org.-N (mg/l)	Gesamt-N (mg/l)	Gesamtphosphat-P (mg/l)	abf Stoffe (mg/l)	TOC (mg/l)
<b>M21 Swist oh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)</b>									
02.11.2002	06:52:00	0,05	0,006	2,1	1,2	11	0,38	36	6,1
11.11.2002	00:08:00	0,12	0,006	4,5	1,5	6,2	0,33	34,7	6,4
16.11.2002	22:15:00	0,08	0,05	3,8	1	5	0,26	48,0	5,4
22.12.2002	13:20:00	0,15	0,02	2,5	1	3,4	0,24	68,4	3,9
29.12.2002	20:00:00	0,09	0,026	2,6	1	3,4	0,51	64,0	3,9
03.02.2003	13:57:00	0,23	0,03	4,4	2,6	7,2	0,68	92	8,6
19.05.2003	18:20:00	0,26	0,07	1,6	1	2,5	0,29	67	6,7
18.08.2003	16:43:00	0,48	0,03	1,1	1	1,8	0,49	52	10
08.09.2003	05:09:00	0,03	0,02	3,8	1	3,9	0,39	50	3,6
23.09.2003	06:03:00	0,76	0,09	2,7	1	4	0,33	62	15

## **M22 Swist uh RÜB Flerzheim (Automatische Probenahme)**

16.11.2002	22:15:00	2	0,07	3,8	1,4	7,2	0,32	15,1	6,7
22.12.2002	13:20:00	0,03	0,1	3,5	4,5	8	1,7	168,8	7,6
29.12.2002	20:00:00	1,6	0,12	3	1,5	6,2	1,2	147,2	5,7
19.05.2003	18:20:00	0,74	0,1	4,2	1,8	6,8	0,64	138	12



## Bühlerprobenahme an der Kläranlage Loch vom 1.2.2004

PN-Zeit	Bühler probe	Fäkalstreptokokken KBE /100 ml	E. coli CC KBE /100 ml	Coliforme MPN/ 100 ml	E. coli MPN / 100 ml	KBE 20°/ml	KBE 36°/ml	Clostridien KBE/100 ml	Crypto sporidium /100 L	Giardia / 100 L
RÜB Tonne		106303	327027	2400000	430000	430000	490000	68000	0	181,4
	1	250000	240000	4600000	2400000	720000	590000	8000		
	2	155000	670000	4600000	430000	830000	390000	54000	0	442,9
	3	220000	440000	2400000	430000	930000	590000	32000		
	4	130000	550000	2400000	930000	640000	490000	5700		
	5	210000	480000	2400000	930000	540000	680000	6900	0	585,7
	6	100000	610000	1500000	930000	690000	590000	8700		

## Bühlerprobenahme an der Kläranlage Loch vom 23.4.2004

PN-Zeit	Bühler probe	Fäkalstreptokokken KBE /100 ml	E. coli CC KBE /100 ml	Coliforme MPN/ 100 ml	E. coli MPN / 100 ml	KBE 20°/ml	KBE 36°/ml	Clostridien KBE/100 ml	Crypto sporidium /100 L	Giardia / 100 L
	1	44545	147478	2400000	430000	430541	288288	4545		
	2	35455	185586	2400000	43000	852342	335586	10000	0	301,6
	3	29090	179279	430000	150000	643243	255315	8182		
	4	21818	84685	430000	230000	637297	254054	6000		
	5	10000	73874	930000	93000	325676	203423	3000	0	419,4
	6	8182	55455	930000	24000	276396	194144	1000		
	7	6364	49091	930000	24000	133784	129009	6000		
	8	4545	32727	240000	23000	208018	274685	3000	0	406,5
	9	4000	33636	430000	43000	207117	173604	3000		
	10	5455	50909	430000	93000	241982	168919	3636		
	11	5455	122727	430000	43000	220910	187909	4000	0	532,3
	12	6364	28182	230000	15000	226884	285603	1000		