



Ministerium für Umwelt, Naturschutz,
Landwirtschaft und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



**VERFAHRENSBEDINGTE EINFLÜSSE BEI DER QUANTIFIZIERUNG
HYDRAULISCHER UND STOFFLICHER BELASTUNGEN KLEINER
FLIESSGEWÄSSER**

**ABSCHLUSSBERICHT - ANLAGE 4
AUT- ÖKOLOGISCHE ANALYSE DES MAKROZOOBENTHOS
(BERICHT UNI - GH ESSEN)**

ESSEN, IM DEZEMBER 2008





Universität-GH Essen
Siedlungswasserwirtschaft

Immissionsorientierte Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen
- Förderkennzeichen IV B 6 - 041 077 0030

Schlußbericht

Projektleitung: Prof. Dr.-Ing. W.F. Geiger

Projektbearbeitung: Dipl.-Ing. A. Niemann
unter Mitwirkung von Dipl.-Biol. M. Halle (Umweltbüro Essen)

Essen, im Mai 1999

Inhalt

	Seite
Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Bilder	III
Verzeichnis der Tabellen	V
1	1
Veranlassung und Zielsetzung	
2	2
Anforderungen an eine immissionsorientierte Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen	
2.1	2
Kennnisstand zum Wirkungsgefüge von Niederschlagswassereinleitungen und Fließgewässern	
2.2	5
Problematik der Beurteilung der Wirkung von Niederschlagswassereinleitungen in Fließgewässern	
2.3	7
Notwendigkeit der Definition eines Entwicklungszieles	
2.3.1	8
Hydrologische Entwicklungsziele	
2.3.2	8
Hydraulische Entwicklungsziele	
2.3.3	9
Qualitätsbezogene Entwicklungsziele	
2.3.4	9
Strukturelle Entwicklungsziele	
2.4	9
Bestehende Ansätze zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen	
2.4.1	10
Verfahren der Vorprüfung gemäß ATV-AG 2.1.1 „Beeinflussung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“	
2.4.2	11
„Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ gemäß A V-Merkblatt 153	
2.4.3	13
Verfahrensvorschlag der NRW-Landesarbeitsgruppen „Renaturierung der Wasserführung“ und „Anforderungen an Einleitungen in Fließgewässer“	
2.4.4	14
Verfahren nach dem Entwurf der BWK-AG 2.3 „Leitfaden zur Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“	
3	18
Charakterisierung der Untersuchungsgewässer	
3.1	18
Übersicht zu den Untersuchungsgewässern	
3.2	19
Braunebach	
3.3	20
Gievenbach	

3.4	Eifgenbach	22
3.5	Schondelle	24
4	Methodisches Vorgehen	26
4.1	Umfang der Erhebungen	26
4.2	Erhebung der Gewässerstrukturgüte	27
4.3	Erhebung der Makrozoobenthoszönose	27
4.4	Erhebung der Sohlsubstratbeschaffenheit	28
4.5	Durchführung der Niederschlags-Abfluß-Modellierung	30
5	Ist-Zustand der Untersuchungsgewässer	31
5.1	Hydraulische und hydrologische Verhältnisse	31
5.2	Sohlsubstratbeschaffenheit	33
5.2.1	Korngrößenverteilungen des Sohlsubstrates	33
5.2.2	Anteil an organischem Material und Schwermetallbelastung in der Feinfraktion des Sohlsubstrates	35
5.3	Gewässerstrukturgüte	37
5.4	Gewässergüte nach DIN 38 410	44
5.5	Autökologisch-funktionale Analyse der Makrozoobenthosbiozönose	46
5.6	Ökologische Beurteilung der Gewässer	56
6	Anwendung und Wertung bestehender Verfahrensvorschläge zu einer immissionsorientierten Beurteilung von NW-Einleitungen	60
6.1	Ergebnisse der Anwendungen der Verfahrensvorschläge und Wertung vor dem Hintergrund der realen Verhältnisse	60
6.1.1	Fallbeispiel „Braunebach“	60
6.1.2	Fallbeispiel „Gievenbach“	61
6.1.3	Fallbeispiel „Eifgenbach“	63
6.1.4	Fallbeispiel „Schondelle“	64
6.2	Bewertung der Verfahrensvorschläge	65
6.3	Diskussion des Verfahrensvorschlages der Landesarbeitsgruppen-Nordrhein Westfalen	66
6.4	Konsequenzen für die Niederschlagswasserbehandlung an den Untersuchungsgewässern	70

7.	Zusammenfassung	77
8.	Literaturverzeichnis	80
9.	Glossar	84

Anhang

Verzeichnis der Bilder

Bild 2-1:	Zusammenhänge bei der Definition von Entwicklungszielen (ergänzt nach WAGNER, 1996)	7
Bild 2-2:	Zur Beurteilung der Einleitungsverhältnisse erforderliche Parameter gemäß dem Vorschlag der Landesarbeitsgruppen- NRW	13
Bild 2-3:	Ablaufschema zur Anwendung des Leitfadens der BWK- Arbeitsgruppe 2.3 (BWK, 1998)	15
Bild 3-1:	Höhenenergie der Untersuchungsabschnitte dieser Studie	18
Bild 3-2:	Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse am Braunebach	20
Bild 3-3:	Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse am Gievenbach	21
Bild 3-4:	Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse am Eifgenbach	23
Bild 3-5:	Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse an der Schondelle	24
Bild 4-1:	Partikelgrößenverteilungen der aus Trenn- (links) und Mischsystemen emittierten Inhaltsstoffe (GEIGER et al., 1998)	29
Bild 5-1:	Dauerlinienauswertung Pegel Braunebach (1 Jahr)	32
Bild 5-2:	Dauerlinienauswertung Pegel Gievenbach (2 Jahre)	32
Bild 5-3:	Dauerlinienauswertung Meßpegel Schondelle (3 Jahre)	33

Bild 5-4:	Dauerlinienauswertung Pegel Finkenholl, Eifgenbach (17 Jahre)	33
Bild 5-5:	Ergebnisse der Sohlsustratanalysen an den Untersuchungsgewässern	35
Bild 5-6:	Gehalt an organischer Substanz, ermittelt als Glühverlust, im Längsverlauf der Untersuchungsgewässer	35
Bild 5-7:	Gewässerstrukturgütekartierung Braunebach	37
Bild 5-8:	Gewässerstrukturgütekartierung Gievenbach	39
Bild 5-9:	Gewässerstrukturgütekartierung Eifgenbach	41
Bild 5-10:	Gewässerstrukturgütekartierung Schondelle (GOERZ, 1996)	43
Bild 6-1:	Häufigkeitsverteilung der Anlaufzeiten bis zum Spitzenabfluß für Gewässer (links) und den Regenüberlauf Heiduferweg (rechts)	68
Bild 6-2:	Korrelation der Anlaufzeiten von Kanal- und Landabfluß	69
Bild 6-3:	Zusammenhang zwischen aufgetretenem Anstiegsverhältnis S_K/S_L und Spitzenwasserabfluß	69
Bild 6-4:	Abhängigkeit des ermittelten Artenfehlbetrages vom Spitzenwasserabfluß (Daten aus GEIGER et AL., 1994)	69
Bild 6-5:	Abhängigkeit des ermittelten Artenfehlbetrages vom aufgetretenem Anstiegsverhältnis S_K/S_L (Daten aus GEIGER et AL., 1994)	70
Bild 6-6:	Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Gesamtspeichervolumen an den Untersuchungsgewässern	71
Bild 6-7:	Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Gesamtspeichervolumina im Längsverlauf des Gewässers "Braunebach"	72
Bild 6-8:	Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Gesamtspeichervolumina im Längsverlauf des Gewässers "Gievenbach"	73
Bild 6-9:	Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Gesamtspeichervolumina im Längsverlauf des Gewässers "Eifgenbach"	74
Bild 6-10:	Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Gesamtspeichervolumina im Längsverlauf des Gewässers "Schondelle"	75

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2-1:	Hydraulische Belastbarkeit von Fließgewässern durch die Siedlungsentwässerung in Abhängigkeit vom verfügbaren Refugialraum + Wiederbesiedlungspotential (GAMMETER, 1996)	3
Tabelle 2-2:	Auswahl bestehender chemischer und biologischer Kriterien zur Bestimmung des ökologischen Zustandes eines Gewässers	6
Tabelle 2-3:	Kritische „a-Werte“ für verschiedene Gewässereigenschaften nach (ATV, 1997)	10
Tabelle 2-4:	Maßgebende Regenabflußspenden von abflußwirksamen Flächen (ATV, 1998)	12
Tabelle 2-5:	Erosionswiderstand w_e der Gewässersedimente in Abhängigkeit der Korngröße (ATV, 1998)	12
Tabelle 2-6:	Unterscheidung in Gewässertypen, sowie vorgeschlagene Verhältniswerte S_K / S_L durch den Verfahrensvorschlag der Landesarbeitsgruppen-NRW (MURL, 1997)	14
Tabelle 2-7:	Überlaufhäufigkeiten $n [1/a]$ für Regenrückhaltebecken [BWK,1998]	17
Tabelle 3-1:	Charakteristika der Untersuchungsgewässer	19
Tabelle 4-1:	Erhebungen zur Beurteilung des aktuellen Gewässerzustandes an den Untersuchungsgewässern	26
Tabelle 4-2:	Bearbeitungsumfang einzelner Teilpositionen zur Beurteilung der Untersuchungsgewässer	26
Tabelle 4-3:	Grenzwerte für kritische Sohlschubspannung τ_{krit} (KRIER, 1995)	28
Tabelle 5-1:	Verhältniswerte der maßgeblichen Abflüsse der Untersuchungsgewässer	31
Tabelle 5-2:	Ermittelte maßgebliche Korndurchmesser d_{50} und d_{90} , sowie kritische Wassermengen Q_{krit} an den Untersuchungsgewässern	34
Tabelle 5-3:	Schwermetallgehalte im Längsverlauf der Untersuchungsgewässer	36

Tabelle 5-4:	Gewässergüte der Untersuchungsgewässer nach DIN 38 410	44
Tabelle 6-1:	Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Braunebach“	60
Tabelle 6-2:	Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Gievenbach“	62
Tabelle 6-3:	Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Eifgenbach“	63
Tabelle 6-4:	Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Schondelle- ord“	64
Tabelle 6-5:	Häufigkeit von Gewässerabflüssen $> Q_{krit}$ in den Untersuchungsgewässern [1/a]	67

1 Veranlassung und Zielsetzung

Niederschlagswassereinleitungen aus Siedlungsgebieten belasten Fließgewässer stofflich und hydraulisch. Der stoßartige Charakter dieser Einleitungen verändert die Lebensbedingungen im Gewässer in physikalischer und chemischer Hinsicht sehr schnell. In dem ATV-ARBEITSBLATT 128 (1992) werden Normalanforderungen an Regenentlastungsanlagen formuliert. Bei Gewässern mit besonderem Schutz- und Bewirtschaftungsbedürfnis werden meist weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen aus Immissionsbetrachtungen gestellt. Für die Quantifizierung von weitergehenden Anforderungen gibt es keine Vorgaben, die eine eindeutige Bemessung erlauben.

Das Land Nordrhein-Westfalen fördert seit einigen Jahren mit den Mitteln der Abwasserabgabe Projekte und Maßnahmen mit dem Ziel, eine ökologisch orientierte Niederschlagsentwässerung und -behandlung zu erreichen. Ein Ziel des Landes Nordrhein-Westfalens ist es, eine weitgehend immissionsorientierte Vorgehensweise zur Vermeidung ökologisch kritischer Einleitungsbedingungen zu erarbeiten. Dabei sollen die spezifischen Gegebenheiten der örtlichen Verhältnisse berücksichtigt werden. Derzeit werden im Zuge der Entwicklung eines geeigneten Verfahrens zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen verschiedene Vorgehensweisen diskutiert:

- Vorschlag der A V Arbeitsgruppe 2.1.1 „Beeinflußung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“ (ATV, 1993, ATV, 1997)
- Vorschlag der A V Arbeitsgruppe 1. 3 „Regenwasserbehandlung“ (ATV, 1998)
- Konzept zur hydraulisch / hydrologischen Beurteilung der NRW-Landesarbeitsgruppen „Renaturierung der Wasserführung“ und „Anforderungen an Einleitungen in Fließgewässer“ (MURL, 1998).
- „Leitfaden für Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse“ der BWK-Arbeitsgruppe 2.3 (BWK, 1998).

Ziel dieser Studie ist es, anhand einer exemplarischen Anwendung der genannten Verfahren auf vier (Teil-) Einzugsgebiete an ausgewählten Gewässern die Konsequenzen der verschiedenen Vorschläge für die hydraulische Bemessung der Regenwasserbehandlung aufzuzeigen. Der Ansatz der Landesarbeitsgruppen wird dabei eingehender diskutiert. Der Einflußbereich einzelner Eingangsgrößen wird erläutert. Die Ergebnisse werden vor dem Hintergrund der bekannten örtlichen Gegebenheiten gewertet. Die Anwendbarkeit der Verfahren wird beurteilt.

In Abänderung des Antrages vom 15.11.1997 wurde angesichts der Fortschritte der ebenfalls vom MURL-NRW finanzierten BWK-Arbeitsgruppe 2.3 auf eine Fortschreibung des Konzeptes der Landesarbeitsgruppen verzichtet. Im Gegenzug wurde ein erstes Konzept der BWK-Arbeitsgruppe 2.3 mit in den Verfahrensvergleich aufgenommen. Diese Vorgehensweise wurde so mit dem MURL-NRW abgestimmt. Somit kann im Rahmen dieser Studie ein vollständiger Vergleich aller derzeit diskutierten Beurteilungsverfahren durchgeführt werden.

2 Anforderungen an eine immissionsorientierte Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen

In der Vergangenheit zielte die Bemessung von Kanalnetz, Regenwasserbehandlung und Kläranlage in der Bundesrepublik Deutschland im allgemeinen auf eine Gleichbehandlung der Kommunen ab, und war somit auf Zielgrößen der Emission abgestellt. Im Gegensatz hierzu werden künftig die in der EU-Wasserrahmenrichtlinie¹ vorgesehenen Regelungen einer einzugsgebietsbezogenen Gewässerbewirtschaftung auf die Verbindung von emissions- und immissionsbezogenen Regeln abzielen. Diese Vorgehensweise wird auch als kombinierter Ansatz bezeichnet. Insofern ist eine immissionsorientierte Betrachtung an der Schnittstelle Kanalnetz / Kläranlage und Gewässer unbedingt erforderlich. Eine isolierte Forderung nach weitergehenden Maßnahmen für die Niederschlagswasserbehandlung mit dem Argument des generellen Gewässerschutzes wird den Ansprüchen dieser Richtlinie nicht gerecht. Es müssen neue individuelle immissionsorientierte Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen für ein zusammenhängendes Gewässersystem abgeleitet werden. Die hierzu erforderliche Verfahrensweise muß sich konzeptionell in die Belange der zukünftigen Gewässerbewirtschaftung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie einfügen lassen. Weiterhin müssen geforderte Maßnahmen unter Berücksichtigung ihrer Wirksamkeit und ihrer Kosten vor dem Hintergrund der geforderten Bewirtschaftung innerhalb des Einzugsgebietes hinterfragt werden.

Ein Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitung muß aus der Kenntnis aller möglichen Beeinträchtigungen und Auswirkungen im aufnehmenden Gewässersystem abgeleitet werden. Gleichzeitig müssen die örtlichen Gegebenheiten im Einleitungsbereich in eine Beurteilung eingehen. Dabei sind prinzipiell hydrologische, hydraulische, qualitative und strukturelle Aspekte, unter Beachtung der vorgesehenen Gewässerentwicklungsplanung zu berücksichtigen. Ein Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen sollte mit einer eindeutigen Handlungsempfehlung abschließen. Erfolgt lediglich ein Hinweis auf kritische Einleitungsbedingungen, ist das Verfahren unzureichend.

2.1 Kenntnisstand zum Wirkungsgefüge von Niederschlagswassereinleitungen und Fließgewässern

Speziell in den kleineren bis mittleren Fließgewässern treten signifikante Veränderungen infolge von Niederschlagswassereinleitungen auf. In den letzten Jahren wurden in Deutschland verschiedene Studien zu den Auswirkungen derartiger Einleitungen durchgeführt, ein Großteil von ihnen in interdisziplinärer Zusammenarbeit von Ingenieuren und Biologen (GEIGER et al., 1994; GAMMETER, 1996; FUCHS, 1997; FISCHER, 1998). Aus den Ergebnissen konnten die Wirkungen von Niederschlagswassereinlei-

¹ „Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, am 16.06.1998 von der Europäische Kommission verabschiedet.

tungen auf unterschiedliche Fließgewässertypen abgeleitet werden. Das zeitliche Spektrum der Schädigungen ist differenziert zu betrachten, es gliedert sich in akute, verzögerte und langfristige Schädigungen (AALDERINK et LIJKLEMA, 1985). Die einzelnen Wirkungen werden im weiteren kurz erläutert.

Hydraulische Wirkungen

Bereits einzelne Niederschlagswassereinleitungen besitzen aufgrund des stoßartigen Auftretens unbekannter Intensität ein hohes Schadpotential. Akute Schädigungen der Biozönose sind bei einer flächenhaften Sohlerosion zu erwarten. Bei Überschreitung einer kritischen Sohlschubspannung gerät die Gewässersohle flächenhaft in Bewegung. Dort vorhandene Refugialräume stehen der Biozönose somit nicht mehr zur Verfügung. Die kritische Sohlschubspannung wird maßgeblich durch das jeweilig vorhandene Sohlssubstrat bestimmt, sowie durch das individuelle Gefälle und die Gerinnegeometrie des aufnehmenden Gewässers. In Gewässern mit sandigem Substrat gerät die Gewässersohle schon bei geringem Abflußanstieg in Bewegung. Gewässer mit kiesigen und grobkiesigen Substraten weisen hingegen eine erhöhte hydraulische Leistungsfähigkeit auf. Im Hinblick auf die Vermeidung akuter Schädigungen durch die hydraulische Beanspruchung des Gewässers sollte ein kritischer Gewässerabfluß mit einem zugehörigen Wiederkehrintervall nicht überschritten werden. Die Festlegung eines Grenzwertes muß unter Einbeziehung der jeweiligen örtlichen Verhältnisse erfolgen, da auch hier die Gewässermorphologie die Verteilung der Sohlschubspannungen entscheidend beeinflussen kann (WAGNER, 1996).

Weiterhin ist das Vorhandensein hydraulischer Refugialräume maßgebend für die Bewertung hydraulischer Belastungen. Wichtige Refugialräume bilden ein ausgeprägtes Interstitial, Totholzansammlungen, Stillwasserbereiche, wechselnde Uferstrukturen sowie ein natürlicher Wechsel von lotischen und lenitischen Bereichen im Längsverlauf. Diese Elemente bilden zusammen mit weiteren seitlichen Zuflüssen (z.B. unbelastete Seitenbäche) das Wiederbesiedlungspotential nach schädigenden Ereignissen. GAMMETER (1996) gibt die hydraulische Belastbarkeit von Fließgewässern in Abhängigkeit der Verfügbarkeit von Refugialräumen und dem Wiederbesiedlungspotential im Einzugsgebiet an.

Tabelle 2-1: Hydraulische Belastbarkeit von Fließgewässern durch die Siedlungsentwässerung in Abhängigkeit vom verfügbaren Refugialraum und Wiederbesiedlungspotential (nach GAMMETER, 1996)

Anzahl verkräftbarer kritischer Ereignisse pro Jahr bei unterschiedlichen Voraussetzungen		Verfügbarkeit von Refugialräumen		
		gut	mässig	schlecht
Wiederbesiedlungspotential	hoch	10	5	3
	mittel	5	3	1
	gering	3	1	0,5

Je weniger Refugialraum und Wiederbesiedlungspotential verfügbar ist, desto weniger können kritische Ereignisse im Gewässer kompensiert werden. Den in Tabelle 2-1 angegebenen Werten liegt die Annahme zugrunde, daß in Mittelgebirgsgewässern 5 bis 10 Ereignisse mit einer Überschreitung der zulässigen Sohlschubspannung auch natürlicherweise auftreten.

Am Beispiel der Mittelgebirgsgewässer zeigt sich, daß sohlverlagerende Ereignisse somit bis zu einer Jährlichkeit von $n = 5$ auftreten dürfen, ohne daß ein natürliches Spektrum verstärkter hydraulischer Belastungen verlassen wird. Dies ist jedoch in Abhängigkeit der örtlichen Bedingungen sorgsam zu hinterfragen und entsprechend festzulegen.

Stoffliche Wirkungen

Die stofflichen Wirkungen von Niederschlagswassereinleitungen sind in akute und verzögerte Schädigungen einzuteilen. Sie stellen im Gewässer ein komplexes Wirkungsgeschehen dar. So sind neben der Sauerstoffzehrung durch eingeleitete organische Inhaltsstoffe auch die Einleitung toxischer Verbindungen, wie Ammoniak und Nitrit maßgebend.

Insbesondere Mischwassereinleitungen besitzen einen hohen Anteil organischer Inhaltsstoffe. Dabei ist der biologisch akut wirksame Teil (BSB) des eingeleiteten CSB gegenüber den Einleitungen aus Kläranlagen deutlich erhöht, da es sich um aktiv reagierendes Material handelt, und nicht um den „Rest-CSB“ wie er aus dem Kläranlagenbetrieb bekannt ist. Detaillierte Erkenntnisse hierzu fehlen, die Größenordnung wird mit 20 bis 25 % des Gesamt-CSB im Mischwasser angegeben (BORCHARDT et AL., 1998; RAUCH et HARREMOES, 1996). Die Kenntnis dieses Anteiles ist im Hinblick auf eine Sauerstoffhaushaltsrechnung im Gewässer von erhöhtem Interesse. Fließgewässer mit hohen Wassertiefen und niedrigen Fließgeschwindigkeiten werden durch die Einleitung stärker beeinträchtigt als schnellfließende und flache Gewässer. GAMMETER (1996) formulierte eine gewässerbezogene Typologie, nach der akute stoffliche Belastungen lediglich in Gewässern mit Fließgeschwindigkeit $v < 0,1$ m/s und einer Wassertiefe $h > 0,2$ m erwartet werden können. Andernfalls werden die Wirkungen von einer ausreichenden Wiederbelüftung überlagert. Im Hinblick auf die Ammoniaktoxizität sind insbesondere Gewässer mit einem pH-Wert > 8 als gefährdet anzusehen, was sich auf Grund der pH-Wert Abhängigkeit des Ammoniakanteils in der fließenden Welle ergibt.

Langfristig ist der Beitrag von Niederschlagswassereinleitungen auf die Eutrophierungsanfälligkeit des Gesamtsystems zu berücksichtigen. In den Sedimenten akkumulieren Stickstoff- und Phosphorverbindungen, sowie weitere Schadstoffe. Der Beitrag von Niederschlagswassereinleitungen ist von den Eigenschaften des aufnehmenden Gewässers und der Intensität der Belastung abhängig. Dies ist bei langsam fließenden, tiefen Gewässern zu berücksichtigen.

Der Eintrag endokriner Inhaltsstoffe, sowie von Xenobiotika in die Gewässer erfolgt auch über Niederschlagswassereinleitungen und kann hier teils bedeutende Konzentrationen für die aquatische Biozönose erreichen (XANTHOPOULOS et HAHN, 1995).

Eintrag von Feststoffen

Durch Niederschlagswassereinleitungen eingetragene Feststoffe sind in der Regel stark organisch belastet und gleichzeitig Trägermaterial für zahlreiche weitere Schadstoffe (Schwermetalle, Organische Schadstoffe, pathogene Keime). Ihre Akkumulation in den Gewässersedimenten wurde mehrfach nachgewiesen (WOLF et RÜDENKLAU, 1989; BLOHM et BORCHARDT, 1989). Ihr Eintrag ist bedeutend und ökologisch relevant, allerdings sind die Erkenntnisse zur Zeit noch lückenhaft. Eine allgemeingültige quantitative Einschätzung über die ökologischen Wirkungen kann derzeit nicht erfolgen (BORCHARDT et al., 1998). Flachland- und Staugewässer sind als besonders empfindlich anzusehen.

Ästhetische und hygienische Wirkungen

Niederschlagswassereinleitungen belasten die Gewässer mit bakteriellen Verunreinigungen, welche primär an Feststoffe gebunden sind. Weiterhin erfolgt im Nahbereich von Einleitungen, speziell bei Mischwassereinleitungen, eine ästhetische Verschmutzung des Gewässers und der Uferzonen durch Grobstoffe.

Wirkungen auf die Gewässerstruktur

Niederschlagswassereinleitungen können bei gewässerunverträglicher Intensität massive morphologische Schädigungen hervorrufen. Infolge stark erhöhter Wassermengen unterliegt das Gewässerbett Veränderungen. Es resultiert ein Verlust an Habitatvielfalt. Durch unnatürliche Erosionsschäden an den Ufern erfolgt eine Aufweitung des Querprofils, sowie eine Veränderung des natürlichen Sedimentbudgets. In der Folge werden die Lebensbedingungen im Gewässer und die Zusammensetzung der Gewässerbiozönose verändert. Eine standorttypische Biozönose kann sich im betroffenen Gewässerabschnitt nicht dauerhaft etablieren.

2.2 Problematik der Beurteilung der Wirkung von Niederschlagswassereinleitungen in Fließgewässern

Die Kenntnis des ökologischen Zustandes eines Gewässers ist Voraussetzung zur Formulierung immissionsbezogener Kenngrößen. Ebenso müssen sich weitergehende Anforderungen am ökologischen Zustand des Gewässers orientieren. Bei weitergehenden Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen gibt es jedoch derzeit keine klaren Bewertungsmaßstäbe zur Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Gewässers. Diese sollten sich idealerweise an der Biozönose orientieren (HAMM et al., 1997). Die bisher praktizierte Bewertung der organischen Belastung der Fließgewässer nach dem Saprobien-System reicht nicht aus, um Aussagen bezüglich der gesamten ökologischen

Qualität eines Gewässers zu treffen. So tritt die organische Belastung als dominierender Faktor in der Gewässergüte mehr und mehr in den Hintergrund. Statt dessen treten weitere Belastungsquellen, wie sie aus der Landwirtschaft oder aus Strukturdefiziten resultieren, in den Vordergrund. Nur durch eine detaillierte Analyse des Zustandes der Biozönose können weitergehende Erkenntnisse zum Grad der Beeinflussung der Gewässergüte erlangt werden. Treten erkennbare Defizite auf, so ist die Ursache zu ermitteln. Eine detaillierte biologische Erhebung sollte jedoch erst dann durchgeführt werden, wenn völlige Unklarheit über den ökologischen Zustand des Gewässers oder über die Ursache einer Beeinträchtigung besteht. Die in Tabelle 2-2 aufgeführten chemischen und biologischen Kriterien geben einzelne Hinweise auf den ökologischen Zustand des Gewässers.

Tabelle 2-2: Auswahl bestehender chemischer und biologischer Kriterien zur Bestimmung des ökologischen Zustandes eines Gewässers

Güte- / Wasserqualitätskriterien	Biologische Kriterien auf der Grundlage biozönotischer Daten (Auswahl)
<ul style="list-style-type: none"> • Saprobienindex • Allgemeine Güteanforderungen (AGA) • BLAK-QZ, Ableitung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe (1993) • Chemischer Index (BACH, 1980) • LAWA-AK-Zielvorgaben Gewässergüte (1995) • Toxizitätskriterien • Mikrobiologische Beschaffenheit (EU-Badegewässerrichtlinie, 1975) • Trophiegrad (Kieselalgen, Makrophyten, Plankton) • Säurezustandsklasse 	<ul style="list-style-type: none"> • Betrachtung von funktionalen Gruppen (Ernährungstypenverteilung, Dominanz) • Taxazahl, Artenfehlbetrag, Artenidentität • Abundanz, Abundanzsummen • Biozönotische Regionalpräferenzverteilung • Biomassenanteile • Taxazahl, Artenfehlbetrag, Artenidentität • Artenspektrum (Toleranzindex, Habitatpräferenz) • Populationsaufbau des Fischbesatzes (Moog, 1995) • aut-ökologische relevante Milieufaktoren (Schmedtje, 1995)

Bei den biologischen Kriterien ist zu erwarten, daß entgegen der bisherigen Praxis der Saprobienindexbestimmung nach DIN 38 410 eine detailliertere Betrachtung der Zusammensetzung und Abundanz der Arten innerhalb eines Gewässerabschnittes in den Vordergrund tritt. Nur auf dieser Ebene lassen sich Einflüsse von Niederschlagswassereinleitungen ansatzweise zuordnen. Dennoch spiegelt eine derartige Analyse nur das Gesamtbild aller Nutzungen und Beeinflussung entlang eines Gewässers wieder. Im ungünstigsten Falle werden die Effekte aufgrund von Niederschlagswassereinleitungen von anderen Faktoren überlagert.

2.3 Notwendigkeit der Definition eines Entwicklungszieles

Bei einer immissionsbezogenen Entwässerungsplanung innerhalb eines Einzugsgebietes ist als Vorarbeit zunächst aus der Sicht des Gewässers ein umfassendes Entwicklungs-

ziel festzulegen. Das zu definierende Entwicklungsziel muß sich einerseits am potentiell natürlichen Leitbild orientieren, andererseits müssen die anliegenden Nutzungen des Gewässers langfristig sichergestellt werden (WAGNER, 1996).

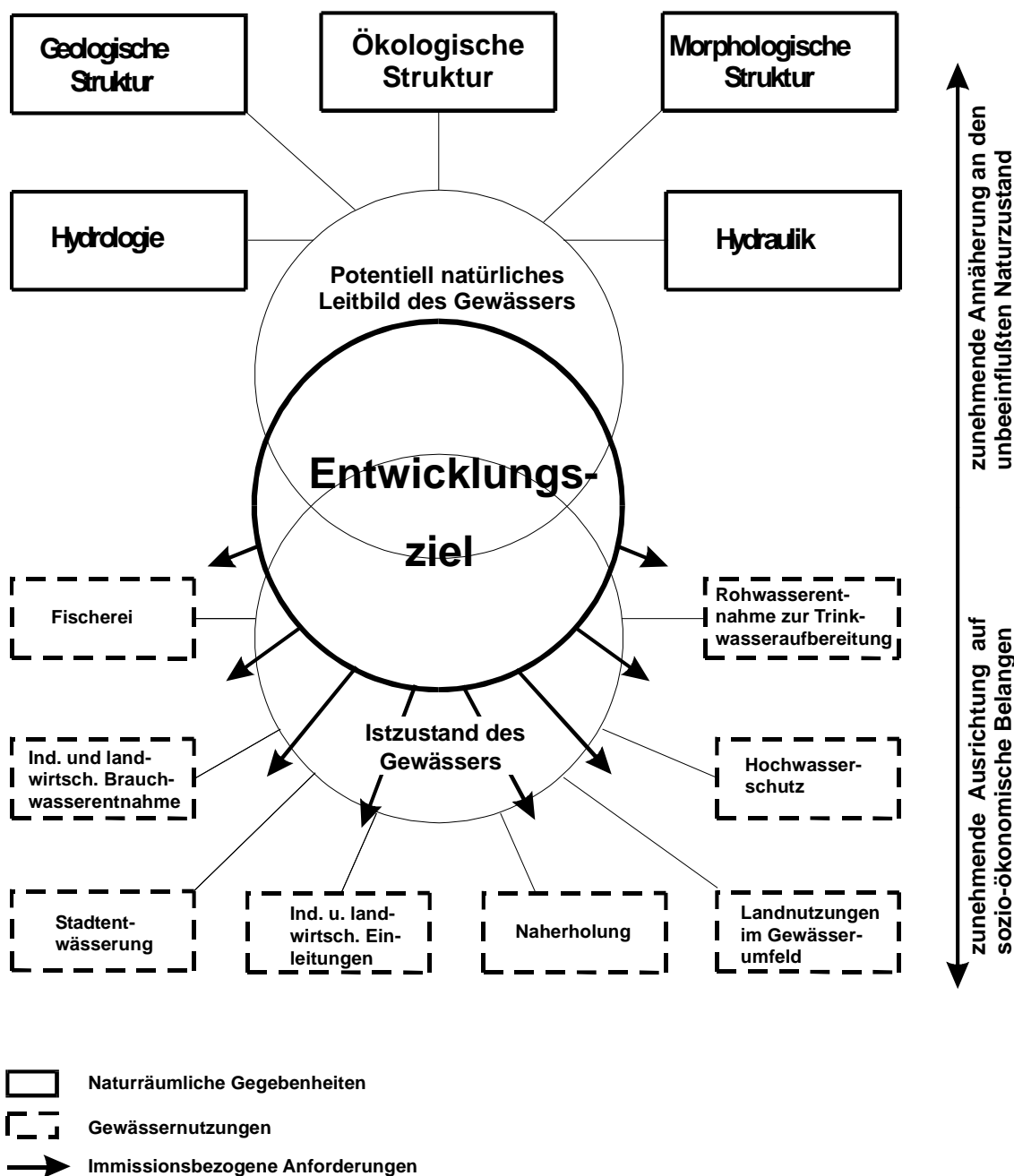


Bild 2-1: Zusammenhänge bei der Definition von Entwicklungszielen (ergänzt nach WAGNER, 1996)

Eine Übereinstimmung mit dem zugehörigen Leitbild wird insbesondere im urbanen Raum nicht mehr zu realisieren sein, so daß hier ein Optimum zwischen Nutzungserfüllung und Naturnähe gefunden werden muß. Zu der Erstellung eines Entwicklungszieles bedarf es der Zusammenarbeit verschiedener natur- und ingenieurwissenschaftlicher Disziplinen.

Ist für ein Gewässer ein Entwicklungsziel aufgestellt worden, müssen auch die Gewässernutzungen darauf ausgerichtet werden. Für die Gewässernutzungen sind dann immissionsorientierte Anforderungen zu entwickeln, die sicherstellen, daß das Entwicklungsziel erreicht wird. Das Entwässerungssystem gibt vor diesem Hintergrund nur einen möglichen Ansatzpunkt von Maßnahmen für das Erreichen eines definierten Entwicklungszieles. Im Rahmen eines ganzheitlichen Ansatzes sollten jedoch auch für alle weiteren Gewässernutzungen immissionsorientierte Anforderungen aufgestellt werden.

2.3.1 Hydrologische Entwicklungsziele

Die hydrologischen Entwicklungsziele sollten im Rahmen einer Gesamtkonzeption sowohl für das Gesamteinzugsgebiet, als auch für einzelne Teileinzugsgebiete mit zusammenhängender Entwässerung vorgegeben werden. Für Niederschlagswassereinleitungen ergibt sich hieraus die Notwendigkeit einer Beschränkung der Abflußspenden aus einem zusammenhängendem Entwässerungsgebiet auf ein gewähltes Maß, welches sich idealerweise an einer natürlichen, nicht anthropogen veränderten Wasserführung orientieren sollte. Die Ermittlung der als zulässig anzusehenden Abflußspende kann durch den Vergleich mit dem unbesiedelten Zustand erfolgen. Denkbar ist auch eine Einteilung nach Gewässerabflußklassen, wo in Abhängigkeit der Größe der aufnehmenden Gewässer eine Begrenzung nicht über das Abflußklassenmaß hinaus erfolgt. Diese Vorgehensweise wird in Bayern praktiziert (Meissner, 1998).

2.3.2 Hydraulische Entwicklungsziele

Hydraulische Entwicklungsziele sind im Zusammenhang mit Niederschlagswassereinleitungen zur Begrenzung akuter Schädigungen zu formulieren. Die spezifischen Schwellenwerte für kritische Gewässerabflüsse werden maßgeblich durch die morphologischen Eigenschaften des Gewässers bestimmt, wobei den Parametern Längsgefälle, Gerinnegeometrie und Sohlsubstratzusammensetzung eine Schlüsselposition zukommt. Dabei gilt es, in komplexen (Teil-) Einzugsgebieten auch die Überlagerungen der einzelnen Wellen (natürlicher Abfluß und Einleitungen) innerhalb des Gebietes mit zu erfassen. Die Beurteilungsgrößen für die hydraulische Belastung sind die kritische Sohlschubspannung τ_{krit} , die Spitzenabflüsse aus dem Kanalnetz, sowie die auftretende Frequenz der Einleitungen. Wird die Frequenz der Einleitungen, welche zur Verdriftung von Organismen führen, zu hoch, so können sich einige Arten nicht dauerhaft im System halten. Auch in diesem Falle liegt eine Schädigung vor. Eine Begrenzung kritischer Gewässerabflüsse sollte in Abhängigkeit des Gewässertypes, der Gewässerstruktur und des vorhandenen Wiederbesiedlungspotentiales erfolgen. In geschlossenen Siedlungsgebieten ist immer der Verbund aller Einleitungen zu betrachten. Der Beitrag eines einzelnen zu beurteilenden Bauwerkes innerhalb des Siedlungsgebietes sollte nachfolgend anteilmäßig ermittelt werden. In jedem Falle ist zumindest eine vereinfachte hydraulische Überrechnung des Gewässers auszuführen. Die für die Morphologie des Gewässerbettes bestimmenden Hochwasserabflüsse („channel forming discharge“) aus dem äquivalenten unbesiedeltem Einzugsgebiet sollten möglichst nicht überschritten wer-

den. Diese Abflüsse sind im Bereich von 1 bis 2 jährlichen Abflüssen anzusetzen (GAMMETER, 1996, FOUNDATION FOR WATER RESEARCH, 1994).

2.3.3 Qualitätsbezogene Entwicklungsziele

Bei den qualitätsbezogenen Entwicklungszielen ist zwischen chemischen und biologischen Zielen zu differenzieren. Die Ziele ergeben sich nach den Abweichungen vom Leitbild. So sollten die chemisch-physikalischen Parameter entsprechend den (gegebenfalls maximal erreichbaren) gewässertypspezifischen Werten festgelegt werden. Für Spurenschadstoffe sollte die natürliche Hintergrundkonzentration angestrebt werden. Für Gewässerflora, Makrophytenbestand, Fischfauna und Makrozoobenthos ist gemäß dem Entwurf der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, Anhang V, 1998) für die Zusammensetzung, Abundanz, Biomasse und Altersstruktur der Arten ein Zustand entsprechend den gewässertypspezifischen Werten anzustreben ("Sehr gute Qualität"). Für zeitweilige Niederschlagswassereinleitungen müssen differenziertere Zielgrößen vorgegeben werden. Denkbar sind zulässige Überschreitungshäufigkeiten definierter Zustände im Gewässer, wie zum Beispiel ein Wiederkehrintervall für minimale kritische Sauerstoffkonzentrationen (zum Beispiel $< 4 \text{ mg O}_2/\text{l}$), oder für maximale kritische NH_3 -Gehalte (zum Beispiel $> 0,1 \text{ mg NH}_3/\text{l}$). Aus der konsequenten Anwendung einer solchen, gewässerzustandsspezifischen Festlegung von Zielgrößen ergibt sich für die Niederschlagswassereinleitungen, daß die Vorbelastung des Gewässers grundsätzlich zu berücksichtigen ist.

2.3.4 Strukturelle Entwicklungsziele

Die Definition struktureller Entwicklungsziele sollte, wie auch die hydrologischen Entwicklungsziele, im Rahmen einer Gesamtkonzeption innerhalb eines Einzugsgebietes festgelegt werden. Für Niederschlagswassereinleitungen ist zunächst zu ermitteln, welchen Beitrag die Einleitungen an strukturellen Defiziten leisten. Denkbare strukturelle Entwicklungsziele sind das Erreichen der Gewässerstrukturgüteklasse II (LAWA, 1998), eine Durchgängigkeit und geschlossene Vernetzung des Gewässersystems, eine Vielfalt an Habitaten, sowie eine Aktivierung von Auenbereichen.

2.4 Bestehende Ansätze zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen

Nachdem vorstehend die Grundlagen und Zielgrößen einer immissionsorientierten Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen aufgezeigt wurden, werden im weiteren die bestehenden Ansätze prinzipiell erläutert.

2.4.1 Verfahren der Vorprüfung gemäß ATV-AG 2.1.1 „Beeinflussung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“

Das Verfahren der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1 wurde als Ergänzung zum ATV-Arbeitsblatt 128 entwickelt (ATV, 1993; ATV, 1997). Das Verfahren dient zur Abgren-

zung zwischen Normalanforderungen und weitergehenden Anforderungen. Mit einfach zu ermittelnden Verhältniswerten wird die stoffliche (a-Wert) und hydraulische Gewässerbelastung (b-Wert) durch Mischwassereinleitungen abgeschätzt.

Der „a-Wert“ beschreibt die „ökologisch verträgliche Einwohnerlast“, definiert als das Verhältnis aus den Einwohnerwerten (EW) im Einzugsgebiet der Mischwassereinleitung und dem mittleren Niedrigwasserabfluß (MNQ) in l/s des Gewässers (WOLF und BORCHARDT, 1990). Die kritischen „a-Werte“ stehen in Abhängigkeit des pH-Wertes, der Fließgeschwindigkeit und der Wassertiefe bei MNQ. Die als vertretbar angesehenen Grenzwerte der Gewässerbeschaffenheit infolge von Mischwassereinleitungen werden eingehalten, wenn die kritischen „a-Werte“ nicht überschritten werden.

Der kritische a-Wert: $\frac{EW [-]}{MNQ [l/s]} < 40 (max)$ ermittelt sich wie folgt:

Tabelle 2-3: Kritische „a-Werte“ für verschiedene Gewässereigenschaften (nach ATV, 1997)

Merkmale des Gewässers			kritische Einwohnerlast
Fließgeschwindigkeit v [m/s], Wassertiefe h [m] und pH-Wert bei Niedrigwasser (MNQ)			[EW / (l/s)] bei MNQ
pH > 8,5			10
und oder	v < 0,1 und h > 0,1	v = 0,1 - 0,5 und h > 0,5	15
	pH > 8		
und	v < 0,1 und h < 0,1	v = 0,1 - 0,5 und h < 0,5	20
	v = 0,5 - 1 und h < 1	v = 0,5 - 1 und h > 1	
und	v = 0,5 - 1 und h < 1	v > 1 und h > 0,5	25
	v > 1 und h < 0,5 sowie alle anderen Fälle		
			40

EW: Einwohnergleichwerte [-]

MNQ: Langjähriger mittlerer Niedrigwasserabfluß MNQ [l/s]

Zur Abschätzung der hydraulischen Auswirkungen definiert die Arbeitsgruppe 2.1.1 den „b-Wert“ als das Flächenverhältnis von versiegeltem Einzugsgebiet A_{red} zu natürlichem Einzugsgebiet an der Einleitungsstelle. Die Arbeitsgruppe definiert eine mögliche Schädigung ab einem „b-Wert“ von > 5 %.

kritischer b-Wert : $\frac{A_U}{A_E} \cdot 100 < 5\%$, mit

A_U = undurchlässige Fläche eines Entwässerungssystems, alternativ kann A_{red} verwendet werden ($A_U \sim 0,85 \circ A_{red}$) in [ha]

A_{red} = kanalisierte Flächen des zusammenhängend zu betrachtenden Entwässerungsgebietes in [ha]

A_E = oberhalb des zusammenhängend zu betrachtenden Entwässerungsgebietes gelegenes, hydrologisches Einzugsgebiet in [ha]

Der Ansatz gilt punktbezogen für eine Einleitung, kann allerdings prinzipiell auch für größere zusammenhängende Einzugsgebiete angewendet werden.

2.4.2 „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ gemäß ATV-Merkblatt 153

Aus der Tätigkeit der ATV Arbeitsgruppe 1.4.3 wurde das ATV-Merkblatt 153 im Entwurf fertiggestellt. Es liegt als Gelbdruck vor. Die Handlungsempfehlungen unterscheiden hydraulische und qualitative Gewässerbelastungen. Eine Abschätzung des örtlich erforderlichen Gewässerschutzes erfolgt mittels eines Bewertungsverfahrens, mit dessen Hilfe der Umfang der erforderlichen Regenwasserbehandlung festgelegt werden kann. Bewertungskriterien sind hierbei:

- Einstufung der Gewässer
- Einflüsse aus der Luft
- Verschmutzung der Oberflächen
- Wirkung der Regenwasserbehandlung

Der Grundgedanke des Bewertungsverfahrens ist, daß eine Emission aus einem Trenngebiet dem Schutzbedürfnis des Gewässers angepaßt werden soll (ATV, 1998). Ist der Regenabfluß als kritisch beurteilt, ergeben sich Konsequenzen im Hinblick auf die erforderliche Regenwasserbehandlung.

Hydrologisch / Hydraulische Kriterien zur Gewässerbelastung

Um einheitliche Ausgangsbedingungen zu erhalten, sieht das ATV-Merkblatt 153 eine Begrenzung der Regenabflußspende von abflußwirksamen Flächen in Abhängigkeit vom Gewässertyp vor.

Tabelle 2-4: Maßgebende Regenabflußspenden von abflußwirksamen Flächen (ATV, 1998)

Gewässertyp		Regenabflußspende q (l/s ha)
kleiner Flachlandbach	$b_{SP} < 1 \text{ m}, v < 0,3 \text{ m/s}$	15
kleiner Hügel- und Berglandbach	$b_{SP} < 1 \text{ m}, v < 0,3 \text{ m/s}$	30
großer Flachlandbach	$b_{SP} 1-5 \text{ m}, v < 0,5 \text{ m/s}$	120
großer Hügel- und Berglandbach	$b_{SP} < 1-5 \text{ m}, v < 0,5 \text{ m/s}$	240
Flüsse, Teiche über 500 m ² +Seen	---	nicht begrenzt

mit : b_{SP} = mittlere Wasserspiegelbreite bei Mittelwasserabfluß MQ

v = mittlere Fließgeschwindigkeit bei Mittelwasserabfluß MQ

Der maximal zulässige Einleitungsabfluß zielt auf die Bedingungen bei einem einjährigen Hochwasser. Die Erodierbarkeit der Gewässersedimente wird mit in das Verfahren einbezogen. Dabei erfolgt die Berücksichtigung über einen anzusetzenden dimensionslosen Erosionswiderstand w_e in Abhängigkeit der Korngröße des Sohlsubstrates.

Tabelle 2-5: Erosionswiderstand w_e der Gewässersedimente in Abhängigkeit der Korngröße (ATV, 1998)

Gewässersediment	Erosionswiderstand w_e [-]
überwiegend sandig / lehmig	2 - 3
kiesig (< faustgroß)	4 - 5
steinig-blockig (> faustgroß)	6 - 7

Der maximal zulässige Abfluß $Q_{d,max}$ errechnet sich gemäß folgendem Zusammenhang in Abhängigkeit vom Mittelwasserabfluß an der Einleitungsstelle:

$$Q_{d,max} = w_e \cdot MQ \text{ in [l/s]}$$

Für Flachlandgewässer wird somit die Einleitungswassermenge auf das zwei bis dreifache des Mittelwasserabflusses begrenzt. Dieser maximal zulässige Abfluß darf an „natürlichen oder naturnahen“ Bächen innerhalb einer Gewässerstrecke von 500 m nicht überschritten werden. Dieser Aspekt ist bei mehreren Einleitungen zu beachten, kann jedoch gemäß den Empfehlungen bei denaturierten Gewässern räumlich auf bis zu 1000 m ausgedehnt werden (ATV, 1998).

Qualitative Gewässerbelastung

Das Ziel des qualitativen Bewertungsverfahrens ist es, die erforderlichen Regenwasserbehandlungsmaßnahmen innerhalb eines Entwässerungsgebietes zu ermitteln. Verunreinigtes Regenwasser soll vor der Einleitung in ein Gewässer soweit gereinigt werden,

daß dem Schutzbedürfnis des Gewässers näherungsweise Rechnung getragen wird (ATV, 1998). Hierzu wird mit Hilfe von Durchgangswerten ein Emissionswert E errechnet, welcher kleiner einer zulässigen Gewässerpunktzahl G ist:

$$\text{Emissionswert } E \leq \text{Gewässerpunktzahl } G$$

Der Emissionswert E aus den abflußwirksamen Flächen beinhaltet einen Wert für die Abflußbelastung in Abhängigkeit der Luftbeschaffenheit, der Verschmutzungspotentiale der betrachteten Flächen, sowie der Restverschmutzung nach erfolgter Regenwasserbehandlung. Mit dieser Vorgehensweise ist eine Betrachtung mehrerer aufeinanderfolgender Einleitungen möglich. Das Verfahren wurde für die Beurteilung der Einleitungsbedingungen an Trennentwässerungssystemen konzipiert.

2.4.3 Verfahrensvorschlag der NRW-Landesarbeitsgruppen „Renaturierung der Wasserführung“ und „Anforderungen an Einleitungen in Fließgewässer“

Von den genannten Landesarbeitsgruppen wurde ein Verfahrensvorschlag zur Abschätzung der hydraulischen Einleitungsverhältnisse in Fließgewässer erarbeitet (MURL, 1998). Ziel dieses Verfahrens ist es, sicherzustellen, daß der Charakter des Lebensraumes durch stoßartige Niederschlagswassereinleitungen nicht verändert wird. Ausgehend von einer Sohlumlagerung als maßgebliche Schädigung für die Biozönose werden in der Folge kritische Abflüsse im Gewässer festgelegt. Der Beginn der Sohlumlagerung stellt somit den Beginn einer Schädigung dar und ist Bestandteil des Nachweises. Der Nachweis gilt als erbracht, wenn die auftretende Sohlschubspannung τ_{vorh} für ein Wiederkehrintervall von zwei Jahren kleiner der kritischen Sohlschubspannung τ_{krit} ist. Dabei ist τ_{krit} die maximal zulässige kritische Sohlschubspannung des natürlichen Sohlsubstrates. Als eine weitere Grundlage des Verfahrens wurde zum Zeitpunkt der Antragsstellung ein Vergleich der Abflußerhöhung infolge einer Einleitung mit dem Anstieg eines natürlichen Hochwassers im Einzugsgebiet diskutiert.

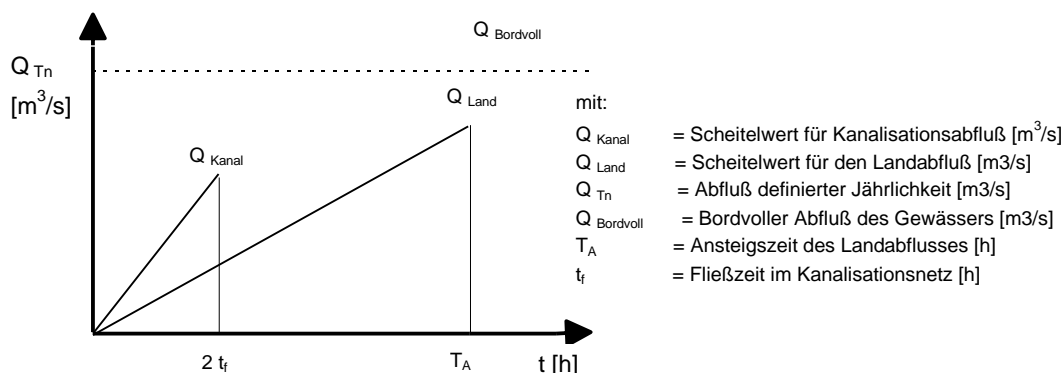


Bild 2-2: Zur Beurteilung der Einleitungsverhältnisse erforderliche Parameter gemäß dem Vorschlag der Landesarbeitsgruppen-NRW

Die Landesarbeitsgruppen sind mittlerweile von der Anwendung dieses Kriteriums abgerückt. Dennoch wird dieses Kriterium, wie im Antrag vorgesehen, im Kapitel 6 diskutiert. Dieses Kriterium soll gewährleisten, daß die Intensität des Abflußanstieges aufgrund der Niederschlagswassereinleitung zusätzlich berücksichtigt wird. Hierzu erfolgt eine Unterteilung nach Gewässertypen mit unterschiedlich zulässigen Verhältniswerten von maximalem Anstieg der Niederschlagswassereinleitungsmenge S_K , sowie maximalem Anstieg des Abfluß aus dem (real vorhandenen) Einzugsgebiet S_L .

Kritische Einleitungsbedingungen ergeben sich gemäß dem ursprünglich vorgesehenen Verfahrensvorschlag wie folgt:

$$S_{K, Tn=2} / S_{L, Tn=2} > 2 \text{ bis } 6 \quad \text{oder} \quad Q_{\text{Kanalabfluß}} > Q_{\text{Landabfluß}}$$

$$\text{mit: } S_{K, Tn=2} = Q_K / t_f \quad \text{und} \quad S_{L, Tn=2} = Q_L / T_A$$

Die maßgebende Jährlichkeit der zu vergleichenden Abflußmengen beträgt $n = 0,5$ [1/a]. Bezugsgröße ist somit das zweijährliche Hochwasser des realen Einzugsgebietes unterhalb der Einleitungsstelle. Unterschiede in den als zulässig angesehenen Anstiegsverhältniswerten S_K / S_L ergeben sich aufgrund verschiedener Gewässertypen und Sohlsubstratverhältnisse. In Tabelle 2.6 sind die vorgeschlagenen Werte zusammengestellt. Die Eignung dieser Größen für die Festlegung kritischer Einleitungsmengen wird im weiteren noch diskutiert werden. Dies ist Bestandteil des Auftrages dieser Studie. Eine Bemessung der Niederschlagswasserbehandlung sollte gemäß dem Verfahrensvorschlag ebenfalls für eine Jährlichkeit von $n = 0,5$ (TN=2) erfolgen. Dieser Ansatz berücksichtigt keine qualitativen Aspekte von Niederschlagswassereinleitungen.

Tabelle 2-6: Unterscheidung in Gewässertypen, sowie vorgeschlagene Verhältniswerte S_K / S_L durch den Verfahrensvorschlag der Landesarbeitsgruppen-NRW (MURL, 1997)

Gewässertyp	Faktor S_K/S_L
Kiesgewässer	6 - 4
Löß / Lehmgewässer	4 - 2
Sandgewässer	2

2.4.4 Verfahren nach dem Entwurf der BWK-AG 2.3 „Leitfaden zur Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“

Die genannte Arbeitsgruppe erarbeitet zur Zeit unter der Förderung durch das MURL-NRW einen Leitfaden zum Umgang mit Niederschlagswassereinleitungen. Ein Entwurf der Arbeitsgruppe liegt vor (BWK, 1998). Der Leitfaden wird voraussichtlich 1999 erscheinen. Die angestrebte Vorgehensweise dient neben der Identifikation kritischer Einleitungsverhältnisse auch der Auswahl geeigneter ortsspezifischer Maßnahmen. Die

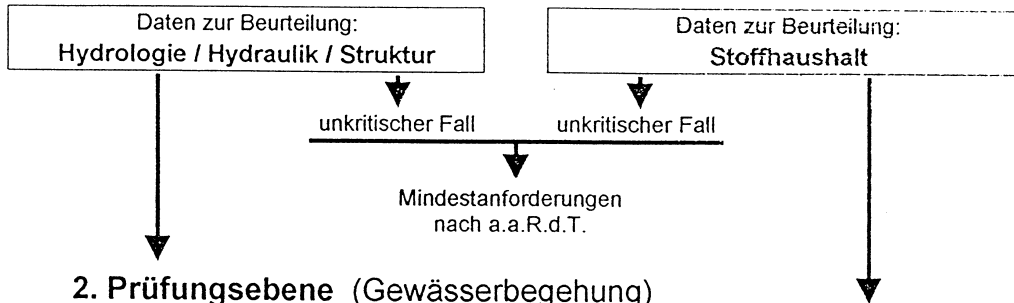
Beurteilung erfolgt auf drei Ebenen. Das Bild 2-3 verdeutlicht die prinzipielle Vorgehensweise bei der Beurteilung.

1. Prüfungsebene (Vorbereitung)

Vereinfachte Vorprüfung:

Entscheidung: NWE (bei Einhaltung der a.a.R.d.T.) unkritisch für Gewässer

NWE vermutlich kritisch für Gewässer (weitere Prüfung im Leitfaden)



2. Prüfungsebene (Gewässerbegehung)

Erhebungen: Gewässerbegehung mit 5 Erhebungsbögen + Erhebung weiterer Aspekte

Auswertung und Interpretation

Entscheidung: NWE (bei Einhaltung der a.a.R.d.T.) unkritisch für Gewässer

NWE ist kritisch für das Gewässer (ortsspezifische Maßnahmen)

Auswirkungen der NWE nicht eindeutig zu beurteilen (detaillierte Untersuchungen)

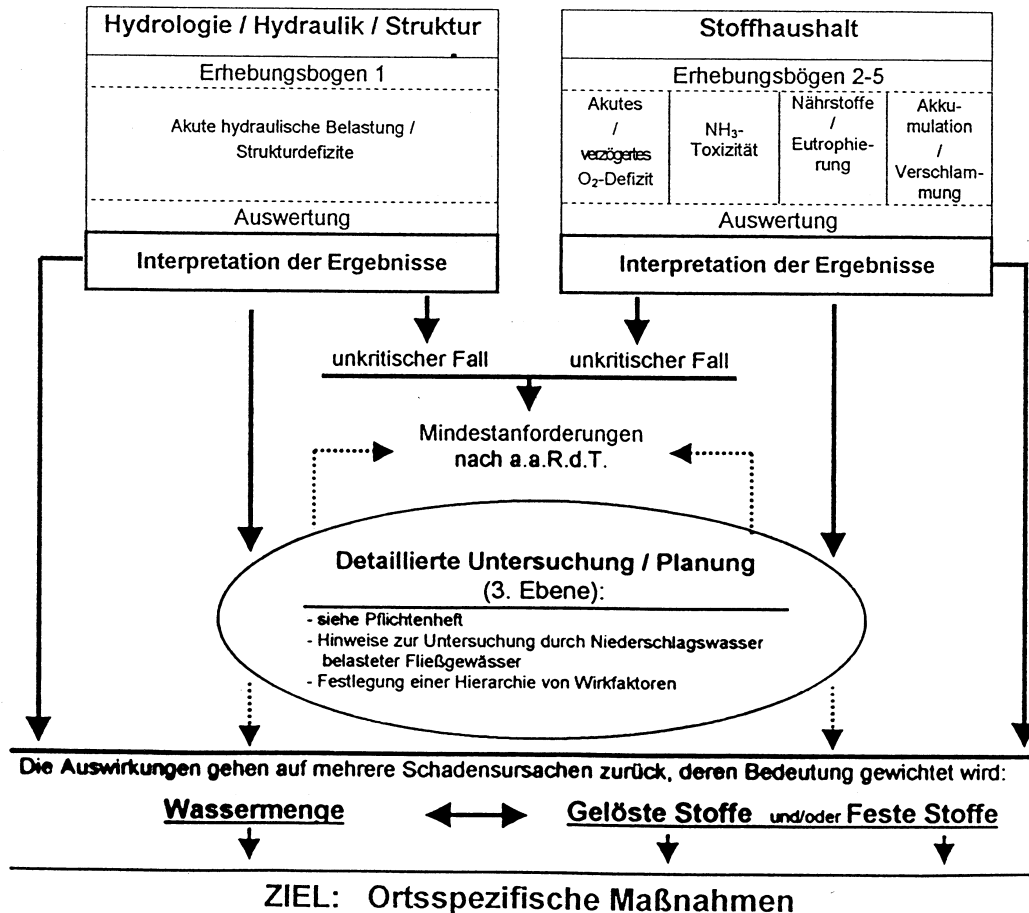


Bild 2-3: Prinzipielles Ablaufschema zur Anwendung des Leitfadens der BWK-Arbeitsgruppe 2.3 (BWK, 1998)

Die erste Prüfungsebene überprüft anhand der Auswertung vorhandener Daten eine Bagatellgrenze. Die zweite Prüfungsebene besteht im wesentlichen aus einer Bestandsaufnahme der zu beurteilenden Einleitung und beinhaltet in seiner Entwurfsfassung noch eine Gewässerbegehung, die jedoch inzwischen verworfen wurde (BÜRCEL, 1998). In der zweiten Prüfungsebene erfolgt im weiteren eine Beurteilung der akuten hydraulischen Belastung, der Einflüsse der Einleitungen auf die Gewässerstruktur, sowie eine differenzierte Ermittlung der Veränderungen im Stoffhaushalt des Gewässers. Dabei werden zum letztgenannten Punkt die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt, sowie eine mögliche Ammoniaktoxizität beurteilt. Eine Beurteilung der Feststoffbelastung ist derzeit in der Diskussion (BÜRCEL, 1998). In einer dritten Ebene ist eine detaillierte Untersuchung vorgesehen, wobei ein Pflichtenheft zur detaillierten Überprüfung der Einleitungsbedingungen zur Anwendung kommt. Aussagen zum Umfang des Pflichtenheftes lagen zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie nicht vor. Die Vorgehensweise der Arbeitsgruppe basiert auf der Betrachtung der Gesamtbelastung eines zusammenhängenden Entwässerungssystemes, welches im Vorfeld festzulegen ist. Bei Einzeleinleitungen sind akute örtliche Überlastungen zu vermeiden.

Hydrologisch / Hydraulische Beurteilung

Die Ermittlung der als zulässig angesehenen Gesamteinleitungsmenge wird auf der Grundlage einer einjährigen Hochwasserabflußspende unterhalb eines zusammenhängenden hydrologischen Einzugs- und Entwässerungsgebietes ermittelt. Dabei wird davon ausgegangen, daß eine gewässerverträgliche Einleitungsmenge aus geschlossenen Siedlungsgebieten nicht größer einer Bandbreite von 10 % - 30 % von $H_{q1,nat}$ sein sollte (BÜRCEL, 1998). Die gewässerverträgliche Einleitungsmenge berechnet sich demnach wie folgt:

$$\Sigma Q_E = A_{E0} \cdot H_{q1} \cdot 0,1 \text{ (bis } 0,3)$$

mit: Q_E = einzelne Einleitungsmenge [l/s]

A_{E0} = hydrologisches EZG oberhalb des zu beurteilenden Entwässerungsgebietes [km²]

H_{q1} = Hochwasserabflußspende aus dem natürlichen, unbesiedelten EZG mit einer Jährlichkeit von $n = 1$ [l/(s•km²)]

Qualitative Beurteilung

Die qualitative Beurteilung erfolgt in mehreren Teilschritten. In der ersten Prüfungsebene wird zunächst mit einer Zuordnung von Verschmutzungspotentialen zu Flächen in den Teileinzugsgebieten die stoffliche Belastung der Einleitungen abgeschätzt. Im weiteren erfolgt dann die Überprüfung auf kritische Zustände im Gewässer infolge der Niederschlagswassereinleitungen. Die Vorbelastung des Gewässers wird dabei generell berücksichtigt.

Zunächst erfolgt eine Abschätzung des Sauerstoffhaushaltes im Gewässer anhand einer vereinfachten Betrachtung. Dabei werden Sauerstoffkonzentrationen $< 5 \text{ mg O}_2 / \text{l}$ als kritisch angesehen. Hierzu wurde von der Arbeitsgruppe die folgende vereinfachte, analytisch lösbare Sauerstoffhaushaltsgleichung nach Streeter-Phelps vorgeschlagen:

$$C_t = C_0 - [L_0 \cdot (1 - e^{(-k_1 \cdot t)}) \cdot e^{(-k_2 \cdot t)}]$$

mit:

C_t = Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t

C_0 = Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt $t = 0$

t = Fließzeit (Tage)

k_1 = Abbaukonstante für die Umsetzung organischer Substanz, hier gewählt zu $0,72 \text{ [1/d]}$ nach GAMMETER (1996)

k_2 = Wiederbelüftungsrate nach WOLF (1974) = $[(3+40/k_{st}) \cdot v/h + 0,5] / h$ in $[1/d]$

L_0 = BSB₅ [mg/l] im Gewässer nach der Einleitung

Mit dem Ziel eine akute Schädigung durch toxische Ammoniakkonzentrationen zu vermeiden, wird innerhalb des Einzugsgebietes eine Mischungsberechnung der maximalen NH_3 -Konzentrationen im Gewässer durchgeführt. Zugrunde gelegt werden hierbei die mittlere Entlastungskonzentration, sowie die mittlere Ammoniumkonzentration im Gewässer oberhalb des zu beurteilenden Gebietes. Die Berechnung erfolgt unter Berücksichtigung der Ammoniumvorbelastung nach EMERSON et AL. (1975).

Bei Hinweisen auf Eutrophierungsanzeichen und Akkumulations- und Verschlammlungseffekten erfolgt eine Gewässerbegehung.

Die Bemessung der Niederschlagswasserbehandlung erfolgt in Abhängigkeit der ortsspezifischen Gegebenheiten. Die Überlaufhäufigkeit n ist hierbei als Funktion des Gewässertypes, des Gewässerzustandes, sowie des vorhandenen Wiederbesiedlungspotentials zu verstehen. Die Tabelle 2-7 zeigt die vorgeschlagenen Überlaufhäufigkeiten für Regenrückhaltebecken.

Tabelle 2-7: Überlaufhäufigkeiten $n \text{ [1/a]}$ für Regenrückhaltebecken [BWK, 1998]

Gewässertyp	$n = 0,5$	$n = 1$	$n = 2$
Mittelgebirgsbach	Gewässergüte I-II <u>und</u> Strukturgüte II Gewässergüte I-II <u>oder</u> Strukturgüte I		in allen anderen Fällen
Tieflandbach	Gewässergüte I - II oder besser Strukturgüte II oder besser	in allen anderen Fällen	

3 Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

Bevor die entwickelte Vorgehensweise zu einer Beurteilung der Einflüsse der Niederschlagswassereinleitungen erläutert wird, sollten die Eigenschaften der ausgewählten Untersuchungsgewässer genannt sein. Die Auswahl der Untersuchungsgewässer erfolgte dabei nach Gewässertypen und Einzugsgebietscharakteristika. Es handelt sich gänzlich um kleine Einzugsgebiete mit einer Größe von nicht über 20 km².

3.1 Übersicht zu den Untersuchungsgewässern

Für die Untersuchung in dieser Studie wurden Gewässer ausgewählt, für die am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft bereits Erkenntnisse und Modelltechniken zur Beschreibung der Emissions- / Immissionsbeziehungen vorliegen. So konnte der erforderliche Aufwand zur Erstellung einer einheitlichen Datengrundlage minimiert werden. In den untersuchten Teileinzugsgebieten handelt es sich meist nicht um einzelne Gewässer, sondern um komplexere Gewässersysteme aufgrund vorhandener Seiten- und Nebengewässer. Die Bezeichnung Gewässer wird dennoch im weiteren beibehalten. Im einzelnen wurden ausgewählt:

- Braunebach: Ländliches Gewässer des Tieflandes in Kamen-Methler.
- Gievenbach: Urbanes Gewässer des Tieflandes im Stadtgebiet von Münster
- Eifgenbach: Ländliches Gewässer des Mittelgebirges im Bergischen Land
- Schondelle: Urbanes Gewässer des Mittelgebirges bei Dortmund

Einzelne wesentliche Kenngrößen und Charakteristika der Gewässer sind in Tabelle 3-1 aufgeführt. Da sich zahlreiche Eigenschaften der Fließgewässer aus ihrem Längsgefälle ableiten lassen, ist in Bild 3-1 die Höhenenergie der Untersuchungsabschnitte dargestellt.

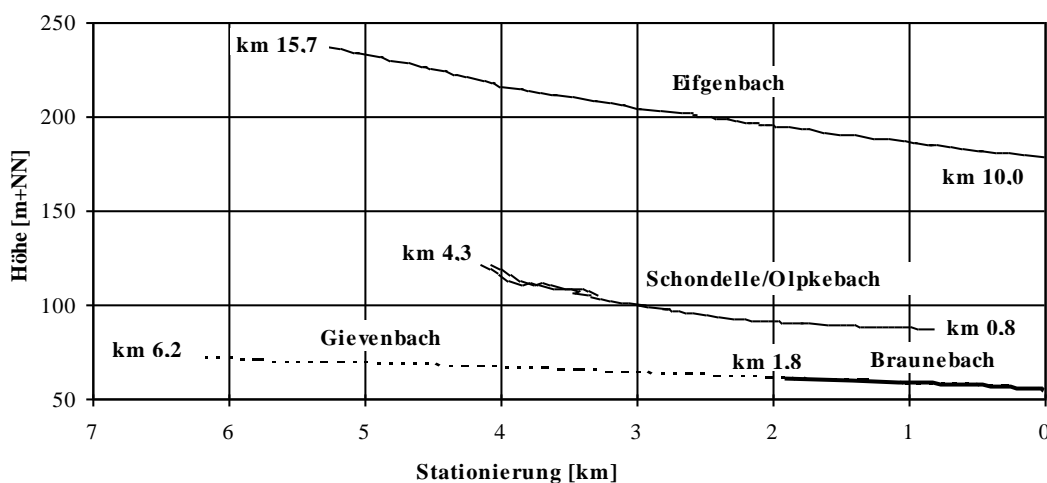


Bild 3-1: Höhenenergie der Untersuchungsabschnitte dieser Studie

Tabelle 3-1: Charakteristika der Untersuchungsgewässer

		Braunebach	Eifgenbach	Gievenbach	Schondelle / Olpkebachsystem
Gewässertyp*	[-]	Löß / Lehmgewässer	Kl. Talauenbach im Grundgebirge	Sandbach	Kl. Talauenbach im Grundgebirge
Gebietskennzahl	[-]	278.767	273.684	332.6	277.214
Entwässerungssystem	[-]	Mischverfahren	Mischverfahren + Trennverfahren	Trennverfahren	Mischverfahren + Trennverfahren
Einzugsgebietsgröße A_{E0}	[km ²]	4,94	32,8 gesamt 11,13 beurteilt	6,8	11,8 gesamt 6,61 beurteilt
Gewässerlänge	[km]	3,75	20,3 gesamt 8,11 beurteilt	6,2	5,2
mittleres Sohlgefälle	[]	3,3	9,3	3,6	19,8
Jahresniederschlagshöhe h_N	[mm]	735	1.290	735	800
Kanalisiertes EZG A_{EK}	[ha]	200	333	674	635
befestigte Fläche im EZG A_{red}	[ha]	50	145	116	343
mittl. Versiegelungsgrad A_{red}	[%]	25	44	17,2	54

* Gemäß den Klassifikationen zur Typisierung der Gewässer in NRW nach TIMM et STEINER, 1993 und PODRAZA et AL., 1998

3.2 Braunebach

Das Quellgebiet des Braunebaches liegt in Dortmund-Kurl innerhalb eines Bergsenkungsgebietes. Sein Gesamteinzugsgebiet beträgt 494 ha. Der Braunebach durchfließt im Ober- und im Unterlauf überwiegend landwirtschaftlich genutzte Flächen, in seinem Mittellauf den Ortsteil Methler der Stadt Kamen. Er mündet nach 3,75 km Fließweg in die Seseke und ist insgesamt dem Einzugsgebiet der Lippe zuzuordnen. Der Braunebach ist ein Gewässer des Tieflandes mit weitgehend gestrecktem, teilweise schwach gekrümmten Verlauf. Gemäß der Fließgewässertypologie nach TIMM et STEINER (1993) ist der Braunebach als Löß- / Lehm bach im Tiefland zu bezeichnen.

Das kanalisierte Einzugsgebiet hat ebenfalls ländlichen Charakter und besteht überwiegend aus Wohn- und Mischbebauung. Es konzentriert sich im Mittellauf in der Ortslage Kamen-Methler und umfaßt insgesamt 200 ha. Die undurchlässige Fläche A_U wurde vom Lippeverband mit 50,5 ha bestimmt. Hieraus errechnet sich ein mittlerer Versiegelungsgrad von 25 %. Die Entwässerung erfolgt im Mischverfahren, wobei an insgesamt drei Punkten Mischwassereinleitungen in den Braunebach erfolgen. In Ortslage sind zwei Regenüberläufe angeordnet (RÜ 1 mit r_{krit} 23,8 l/(s•ha), R 2 mit r_{krit} =13,4 l/(s•ha)), unterhalb der Ortslage befindet sich eine Mischwasserbehandlungsanlage mit einem Regenüberlaufbecken von 1.820 m³, sowie einer nachgeschalteten, zweigeteilten Rückhaltestrecke mit 1.536 m³. Bild 3-2 gibt schematisch die Einleitungsverhältnisse

am Braunebach wieder. Markante Punkte des im weiteren noch zu erläuternden Untersuchungsprogrammes sind ebenfalls mit in die Darstellung integriert worden.

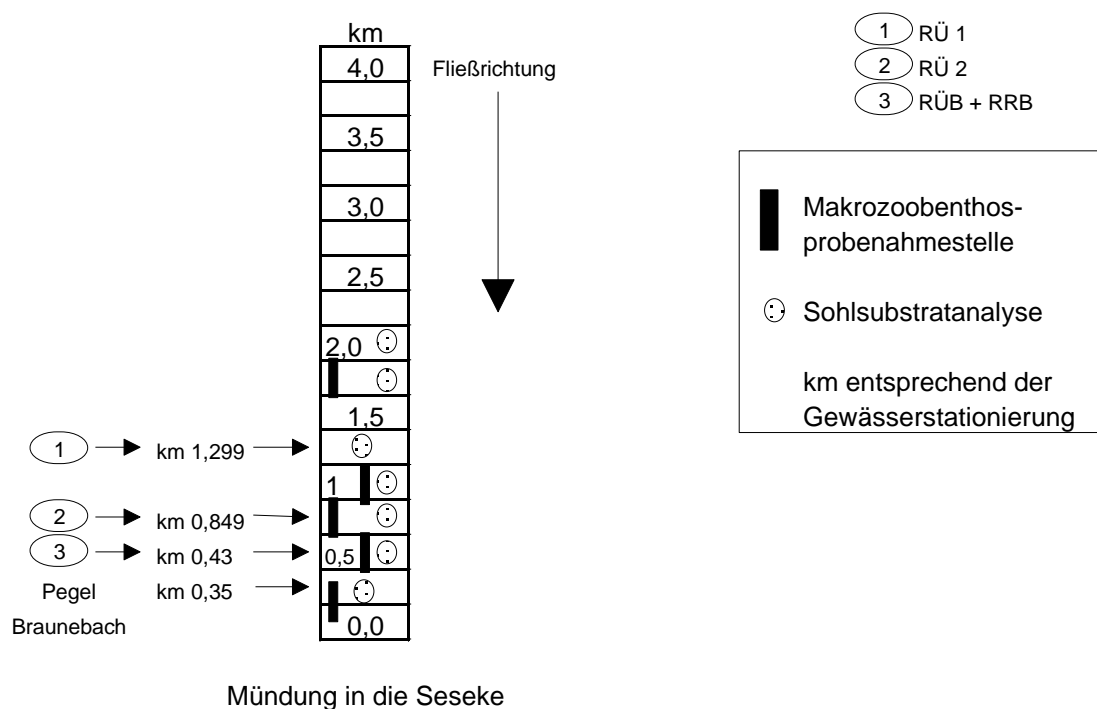


Bild 3-2: Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse am Braunebach

3.3 Gievenbach

Das Quellgebiet des Gievenbaches liegt im Norden von Münster im Bereich des Autobahnkreuzes Münster-Nord. Das Gesamteinzugsgebiet beträgt $6,8 \text{ km}^2$ und entwässert die Stadteile Sentrup, Gievenbeck, sowie Teile des Stadtgebietes von Münster. Der Gievenbach ist im Oberlauf und Teilen des Mittellaufes aufgrund von Flurbereinigungsmaßnahmen durchgängig ausgebaut worden. Er befindet sich dort in einem naturfernen Zustand. Im Mittellauf durchfließt er den Stadtteil Gievenbeck der Stadt Münster. Innerhalb dieses bebauten Abschnittes wurden im Jahre 1995 Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Im Einzugsgebiet bestimmen Landwirtschaft und Siedlung die Landnutzung. Acker- und Weideflächen stellen 82,8 % der Nutzung, 17,2 % des Einzugsgebietes sind zu 100 % versiegelt (SÖNNICHSEN, 1997). Waldgebiete sind nicht vorhanden. Nach 6,2 km mündet der Gievenbach in die Münstersche Aa. Gemäß der Fließgewässertypologie nach TIMM et STEINER (1993) ist der Gievenbach als grundwasser geprägter Sandbach im Tiefland zu bezeichnen. Das sandige Sohlsubstrat ist locker gelagert und überwiegend weich. Entsprechend empfindlich ist dieses Gewässer gegenüber hydraulischen Belastungen. Das durchschnittliche Sohlgefälle beträgt $3,6 \text{ ‰}$.

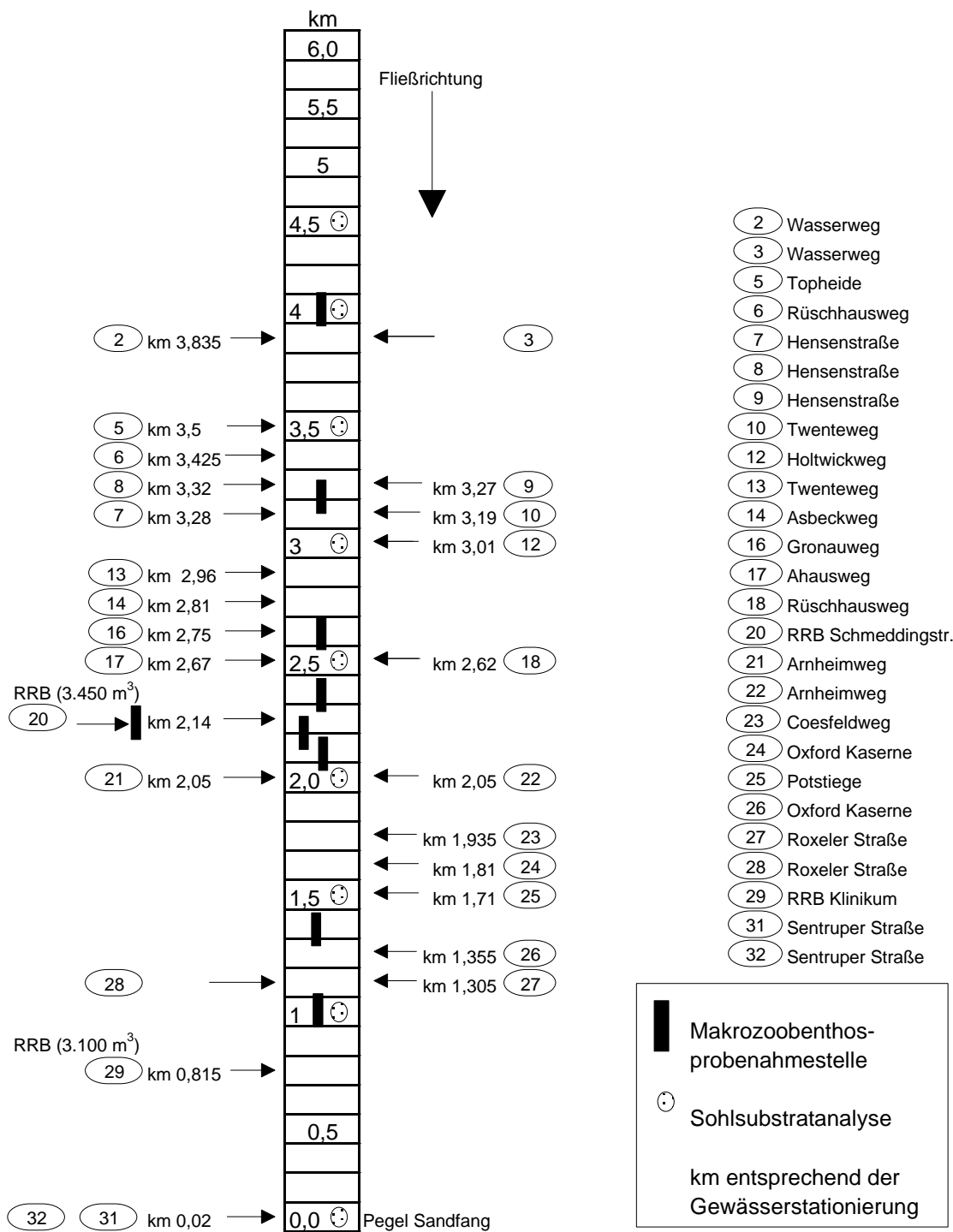


Bild 3-3: Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse am Gievenbach

Das Einzugsgebiet wird vollständig im Trennverfahren entwässert. Die Bebauung konzentriert sich im Mittellauf des Stadtteiles Gievenbeck. Dort erfolgen an insgesamt 24 Punkten Einleitungen der Trennentwässerung in den Gievenbach. Infolgedessen wird das Abflußgeschehen des Gievenbaches maßgeblich durch die Siedlungsflächen geprägt. Im Einzugsgebiet sind zwei Regenrückhaltebauwerke angeordnet, welche die Abflüsse aus den eingebieten „entraklinikum“ und „xford-Kaserne“ auf 3 l / (s•ha)

drosseln. In Bild 3-3 ist das Einzugsgebiet mit den wesentlichen Untersuchungspunkten schematisch dargestellt.

3.4 Eifgenbach

Das Quellgebiet des Eifgenbach-Gewässersystems liegt östlich der Ortschaft Wermelskirchen im Bergischen Land. Das Einzugsgebiet umfaßt 32,8 km². Nach 20,3 km Fließstrecke mündet der Eifgenbach nahe der Ortschaft Altenberg in die Dhünn. Das Durchschnittsgefälle des gesamten Gewässers beträgt 9,3 ‰, innerhalb des Untersuchungsabschnittes im Mittel 12,9 ‰. Der Eifgenbach bildet zusammen mit zahlreichen Seitengewässern ein komplexes Gewässersystem. So bestehen neben dem Hauptgewässer noch 81 Seitenbäche 1. Ordnung, 70 Nebenbäche 2. Ordnung, sowie 26 Nebenbäche 3. Ordnung (BIOLOGISCHE STATION BERGISCHES LAND, 1990). Die gesamte Gewässerstrecke umfaßt 80,8 km. Gemäß der Fließgewässertypologie nach PODRAZA et al. (1998) ist der Eifgenbach im weiten Teilen als kleiner Talauenbach im Grundgebirge zu bezeichnen. Im quellnahen Oberlauf kann er als Kerbtalbach im Grundgebirge eingeordnet werden, im Mittel- und Unterlauf nähert er sich dem Gewässertyp des großen Talauenbaches im Grundgebirge an. Im Rahmen dieser Studie wird das zusammenhängende Entwässerungssystem der Stadt Wermelskirchen im oberen Teileinzugsgebiet des Eifgenbaches beurteilt. Die Einzugsgebietsgröße am verwendeten Pegel Finkenholl beträgt 11,13 km². Weitere Niederschlagswassereinleitungen erfolgen erst wieder im Stadtgebiet Burscheid nahe der Mündung in die Dhünn. Zwischen den beiden Ortschaften durchfließt der Eifgenbach über mehrere Kilometer eine ausgeprägte Selbstreinigungsstrecke in weitgehend nicht erschlossener Landschaft.

Die Entwässerung innerhalb des zu beurteilenden Einzugsgebietes erfolgt überwiegend im Mischsystem. Lediglich einzelne Streusiedlungen entwässern im Trennverfahren. Die Größe des kanalisierten Einzugsgebietes beträgt 333 ha. Die befestigte Fläche A_{red} beträgt 145 ha. Hieraus errechnet sich ein mittlerer Versiegelungsgrad von 44 %. Aufgrund der Geländeverhältnisse im Untersuchungsgebiet ist das Kanalnetz der Stadt Wermelskirchen steil ausgebildet. Der Eifgenbach wird im Oberlauf durch zwei Kläranlageneinleitungen belastet. Die Kläranlage Wermelskirchen-Süd (18.000 EW), sowie die Kläranlage des Ortes Dhünn entwässern in das obere Teileinzugsgebiet. Es handelt sich um Anlagen mit weitergehender Stickstoff- und Phosphatelimination.

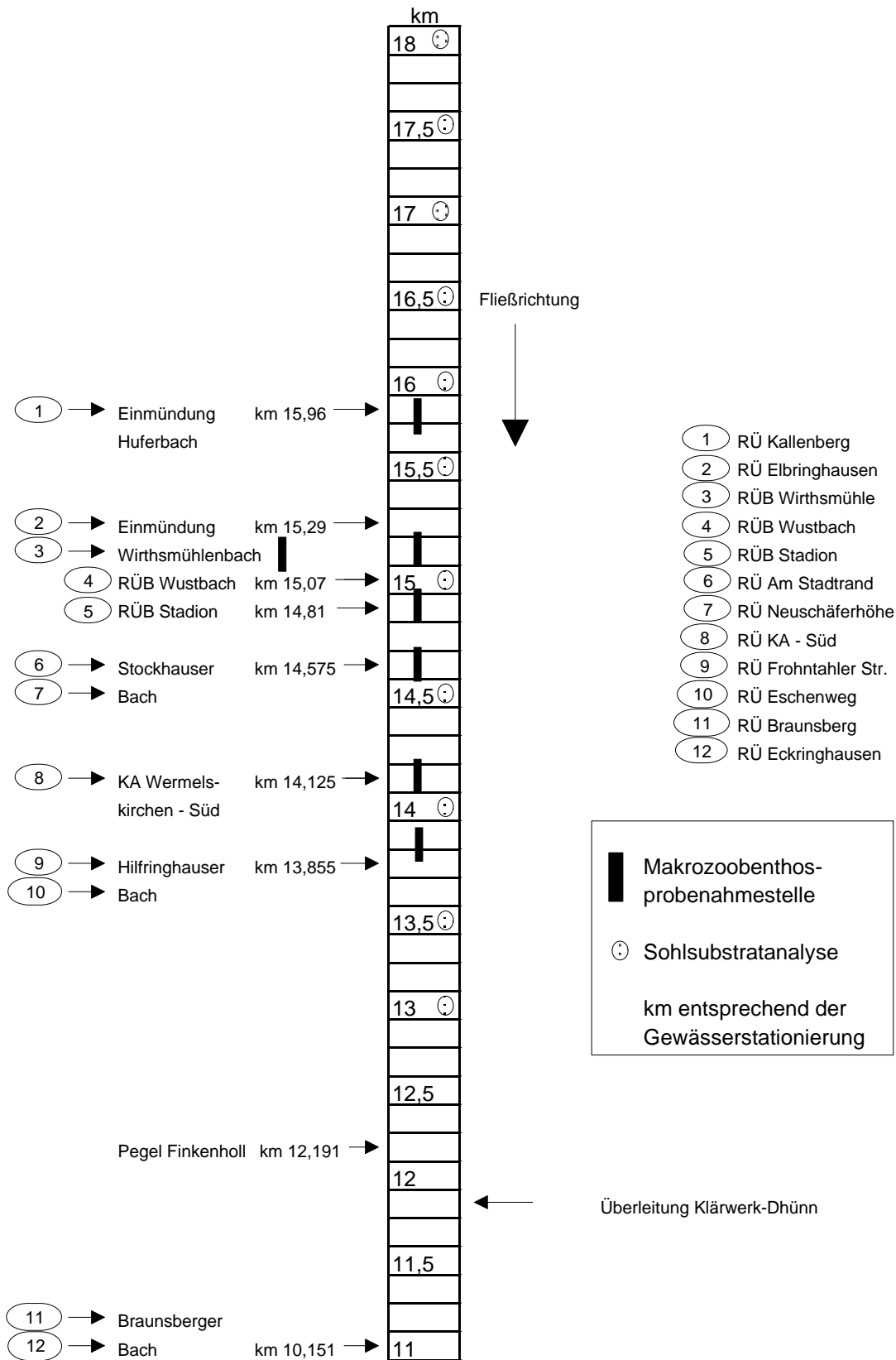


Bild 3-4: Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse am Eifgenbach

3.5 Schondelle

Das Schondelle / Olpkebachsystem ist im Süden der Stadt Dortmund gelegen. Es mündet nach 5,2 km Fließweg in die Emscher. Das mittlere Sohlgefälle beträgt 19,8 ‰, wobei dies abschnittsweise stärker variiert. Das Gewässersystem verläuft bis km 4,0 sehr steil (39 ‰), im weiteren bis km 1,9 steil (1 ‰), und schließlich bis zur Mündung in die Emscher flach (5 ‰). Das Quellgebiet des Olpkebaches ist im Bereich des Autobahnkreuzes Dortmund-Süd im Nordhang des Ardey-Gebirges gelegen.

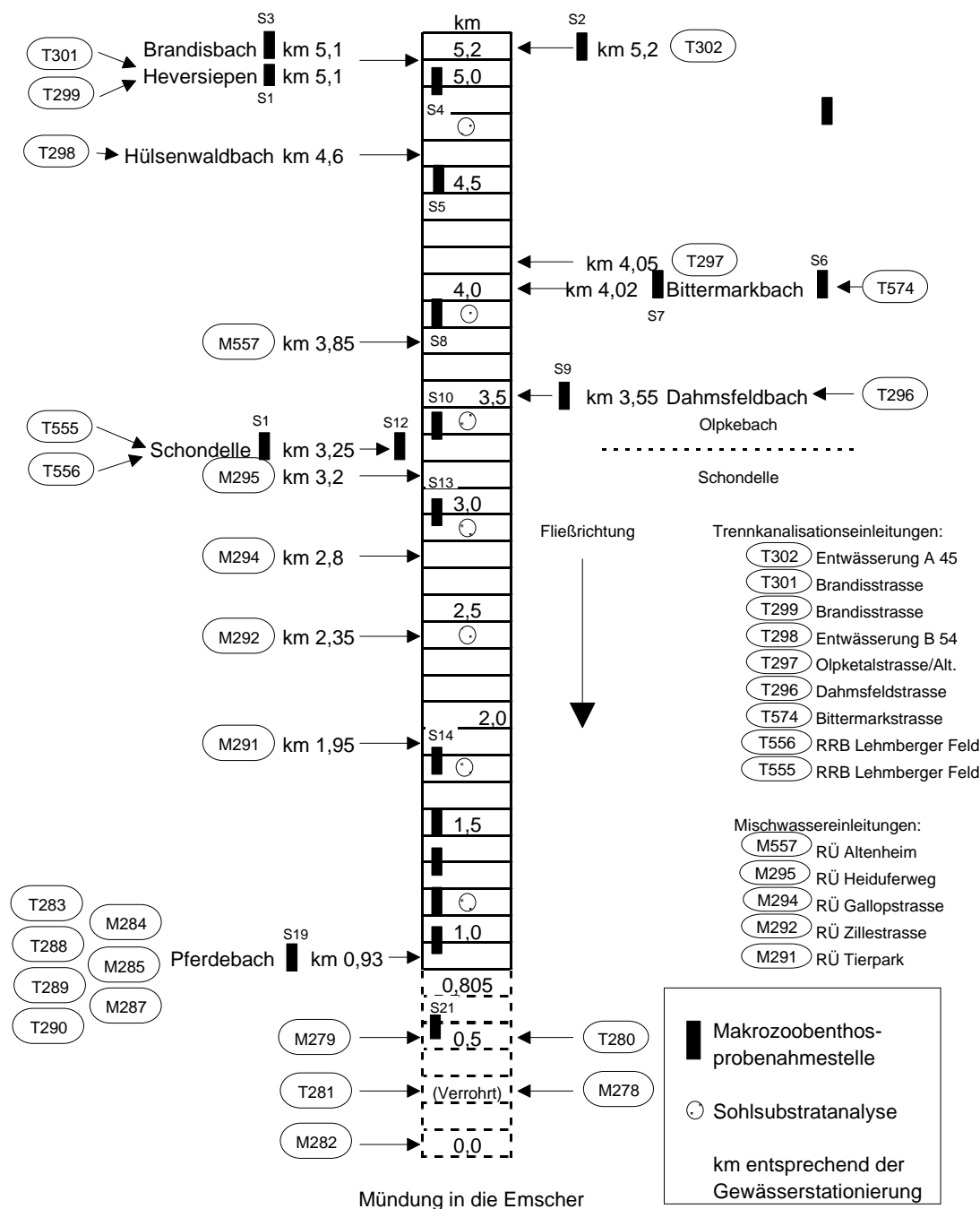


Bild 3-5: Vereinfachte Darstellung der Einleitungsverhältnisse an der Schondelle

Der Oberlauf des Gewässersystemes durchfließt überwiegend Waldstrecken, wobei dann im Mittel- und Unterlauf die Siedlungstätigkeit überwiegt. Im Unterlauf befinden sich teils ausgedehnte Grünflächen innerhalb des Rombergparkes. Das kanalisierte Einzugsgebiet besteht überwiegend aus Wohn- und Mischbebauung, mit teils hohen Gartengrundstücksanteilen. Insgesamt beträgt die kanalisierte Einzugsgebietsfläche 635 ha, wobei die befestigte Fläche mit 343 ha anzusetzen ist. An 26 Standorten erfolgen Niederschlagswassereinleitungen in die Schondelle. Darunter sind 11 Einleitungen aus Regenüberläufen der Mischwasserkanalisation.

4 Methodisches Vorgehen

In diesem Kapitel wird eine Übersicht über das entwickelte Erhebungsprogramm gegeben. Dabei ist es wesentlich, die örtlichen Gegebenheiten an den Gewässern detailliert zu ermitteln. Insbesondere die Gewässerabschnitte zwischen einzelnen Niederschlagswassereinleitungen sind im Hinblick auf eine Beurteilung der Einleitungsbedingungen auf Beeinträchtigungen hin zu überprüfen. Hierzu wurden neben hydrologischen, biologischen und morphologischen Erhebungen auch weitergehende hydraulische Modellrechnungen an den Gewässern durchgeführt.

4.1 Umfang der Erhebungen

Im wesentlichen wurden für die Untersuchungsgewässer die in Tabelle 4-1 angeführten Aspekte ermittelt.

Tabelle 4-1: Erhebungen zur Beurteilung des aktuellen Gewässerzustandes an den Untersuchungsgewässern

Hydrologie	Hydraulik	Struktur	Qualität
<ul style="list-style-type: none"> • Detaillierte Erhebung der Einzugsgebietskenndaten • Auswertungen vorhandener Pegelmeßdaten • Bestimmung der Abflußverhältnisse 	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrologische Niederschlags-Abfluß-Modellierung zur Abschätzung der Sohlschubspannungen • Ermittlung der Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates im Längsverlauf der Gewässer zur Vorgabe kritischer Sohlschubspannungen in einzelnen Gewässerabschnitten 	<ul style="list-style-type: none"> • Erhebung und Auswertung der Gewässerstrukturgüte • Abschätzung des Wiederbesiedlungspotentials in den Einzugsgebieten • Begehung der Gewässer 	<ul style="list-style-type: none"> • Ermittlung der Gewässergüteklasse • Erhebung des biol. Bildes in einzelnen Gewässerabschnitten • Analyse der Feinfraktion < 0,063 mm des Sohlsubstrates, Bestimmung des organischen Anteiles und der Schwermetallbelastung dieser Fraktion

Soweit möglich wurden bereits vorhandene Informationen und Daten in dieser Studie verwendet. Fehlende Positionen zu einer einheitlichen Beurteilung an einzelnen Gewässern wurden ergänzt. Die Tabelle 4-2 gibt einen Überblick zum Bearbeitungsumfang:

Tabelle 4-2: Bearbeitungsumfang einzelner Teilpositionen zur Beurteilung der Untersuchungsgewässer

	Braunebach	Eifgenbach	Gievenbach	Schondelle
hydrologisches N-A Modell	vorhanden	erstellt	erstellt	vorhanden
Makrozoobenthos-erhebung	erstellt	vorhanden	erstellt	vorhanden
Gewässerstrukturgütekartierung	teilweise erstellt	erstellt	vorhanden	vorhanden

4.2 Erhebung der Gewässerstrukturgüte

Der LAWA ad-hoc-Arbeitskreis „Gewässerbewertung Fließgewässer“ entwickelte eine Kartieranleitung für eine Erhebung der Gewässerstrukturgüte, die vergleichbar der bereits bestehenden Gewässergütekarte den ökomorphologischen Gewässerzustand dokumentiert (LAWA, 1998). Diese Verfahrensweise wurde im Rahmen dieser Studie mit zu einer Beurteilung der Einleitungsbedingungen und der aktuellen Gewässerzustandsbeschreibung an den Gewässern „Braunebach“ und „Eifgenbach“ angewendet. Für die Gewässer „Gievenbach“ und „Schondelle“ lagen aktuelle Strukturgütekartierungen gemäß den Kartieranleitungen des LANDESUMWELTAMTES NRW (1993) vor. Die Gewässerstrukturgütekartierung, sowie die Vorgehensweise der Erhebung wird im weiteren kurz erläutert.

Die Gewässerstrukturgüte ist ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen, und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse. Es erfolgt eine Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer. Maßstab der Bewertung ist der heutige potentielle natürliche Gewässerzustand (hpnG). Dieser bezeichnet denjenigen Zustand, den das Gewässer bei vollständiger Aufgabe aller anliegenden Nutzungen einnehmen würde. Da diese Zustände bei unterschiedlichen Gewässertypen durchaus breit variieren können, werden bei der Bewertung naturraumspezifische Leitbilder einzelnen Gewässertypen zugeordnet. Die Leitbilderstellung ist in Nordrhein-Westfalen für kleine und mittlere Gewässer des Mittelgebirges und des Tieflandes abgeschlossen.

Eine Gesamtbewertung der Strukturgüte setzt sich aus zwei Bewertungsansätzen zusammen. Einer indexgestützte Bewertung von definierten Haupt- und Einzelparametern, sowie einer Bewertung nach funktionalen Einheiten auf Hauptparameterenebene. Zu den Hauptparametern zählen die Laufentwicklung, das Längsprofil, das Querprofil, die Sohlenstruktur, die Uferstruktur, sowie das Gewässerumfeld. Das Verfahren mündet in einer siebenstufigen Klassifikation von „kaum beeinträchtigt“ (Güteklasse 1) bis „übermäßig geschädigt“ (Güteklasse 7).

Für eine immissionsbezogene Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen ergibt sich aus der Gewässerstrukturgütekarte eine umfangreiche Datengrundlage. Das Schädigungspotential von Mischwassereinleitungen wird wesentlich von der Morphologie des belasteten Gewässers beeinflusst.

4.3 Erhebung der Makrozoobenthoszönose

In ausgewählten Gewässerabschnitten des „Gievenbaches“, sowie des „Braunebaches“ wurde eine Erhebung der Makrozoobenthoszönose durchgeführt. Für die Gewässer „Eifgenbach“ und „Schondelle“ lagen Makrozoobenthoserhebungen aus Immissionsuntersuchungen vor.

Sämtliche zur Beurteilung herangezogenen biozönotischen Daten sind aus Zeitaufsammlungen bei Trockenwetter hervorgegangen. Diese Vorgehensweise ermöglicht die Berücksichtigung aller Habitate in einem Gewässerabschnitt. Vor Ort erfolgte eine halbquantitative Häufigkeitsbestimmung der vorgefundenen Arten entsprechend der Schätzsкала der DIN 38 410. Die Probenahmen erfolgten unter Wahrung eines zeitlichen Mindestabstandes von 20 Tagen nach einer Niederschlagswassereinleitung. So wurde eine Beprobung akuter Auswirkungen im Gesamtsystem ausgeschlossen.

Die taxonomische Bestimmung der erhobenen Makrozoobenthosbiozönose wurde weitestgehend differenziert durchgeführt. Ziel war es, die spezifischen Verhaltensweisen und Lebensraumsprüche einzelner Taxa in einer Beurteilung zu berücksichtigen, sowie durch eine autökologisch-funktionale Analyse der Makrozoobenthosbiozönose eine Wirkhierarchie der Einflußgrößen zu ermitteln. Hierzu wurden die Gewässer in ausgewählte Gewässerabschnitte unterteilt und abschnittsweise beprobt. Die Auswertung der Unterschiede zwischen den Probenahmestellen erfolgte nach Habitatpräferenzen, Ernährungstypenverteilungen, Regionalpräferenzen und Strömungspräferenzen. Der Umfang und die Standorte der Makrozoobenthoserhebungen an den Untersuchungsgewässern sind bereits im vorangegangenen Kapitel bildlich dargestellt worden. Eine vertiefte Darstellung der angewendeten Auswertemethodik ist dem Anhang C zu entnehmen.

4.4 Erhebung der Sohlsubstratbeschaffenheit

Entlang der Untersuchungsgewässer wurde in regelmäßigen Abständen von 500 m Sohlsubstrat entnommen. Im weiteren wurde die Korngrößenverteilung mittels eines Normsiebsetzes nach DIN 18 123 ermittelt. Tabelle 4-3 zeigt Beispiele für die anzusetzenden kritischen Sohlschubspannungen τ_{krit} .

Tabelle 4-3: Grenzwerte für kritische Sohlschubspannung τ_{krit} (KRIER, 1995)

Sohlbeschaffenheit		Korngröße in mm	τ_{krit} in N/m ²
Einzelkorngefüge vorherrschend	Mittelsand	0,2 bis 0,63	2,0
	Grobsand	1 bis 2	4,0
	Grobsand	0,63 bis 2	6,0
	Kies-Sand-Gemisch, festgelagert, langanhaltend überströmt	0,63 bis 6,3	9,0
	vorübergehend überströmt	0,63 bis 6,3	12,0
	Mittelkies	6,3 bis 20	15,0
	Grobkies	20 bis 63	45,0
	plattiges Geschiebe		50,0
Boden wenig kolloidal	lehmiger Sand		2,0
	lehmhaltige Ablagerungen		2,5
	lockerer Schlamm		2,5
	lehmiger Kies, langüberströmt		15,0
	lehmiger Kies, kurz überströmt		20,0
Boden stark kolloidal	lockerer Lehm		3,5
	festgelagerter Lehm, Ton		12,0
	festgelagerter Schlamm		12,0

Rasen verwachsen	Rasen, langanhaltend überströmt Rasen, vorübergehend überströmt	15,0 30,0
---------------------	--	--------------

Aus den erstellten Sieblinien wurde der charakteristische Korndurchmesser d_{50} und d_{90} bestimmt. Diese Kennwerte dienen als Grundlage zur Quantifizierung der kritischen Sohlschubspannung in den einzelnen Gewässerabschnitten gemäß Tabelle 4-3.

Die Korngrößenfraktion $< 0,063$ mm (Feinsediment) wurde auf den Gehalt an organischer Substanz, gemessen als Glühverlust der Trockenmasse, sowie auf den Schwermetallgehalt hin untersucht. Diese Fraktion wurde zur Analyse ausgewählt, da nach Literaturrecherchen von GEIGER et al. (1998) etwa 70 % der eingetragenen Partikel aus Mischwassereinleitungen, sowie etwa 40 % aller Partikelgrößen aus Einleitungen der Trennkanalisation in dieser Fraktion vorliegen. Etwaige Unterschiede entlang des Längsverlaufes der Gewässer können innerhalb dieser Fraktion am ehesten angezeigt werden. Nachstehend sind die Ergebnisse der genannten Literatursauswertung der Partikelgrößenverteilungen dargestellt. Es ist offensichtlich, daß die partikulären Bestandteile aus den Trennsystemen einem breiteren Spektrum unterliegen. Sie weisen gegenüber den Partikeln aus den Mischentwässerungssystemen einen tendenziell erhöhten Durchmesser auf.

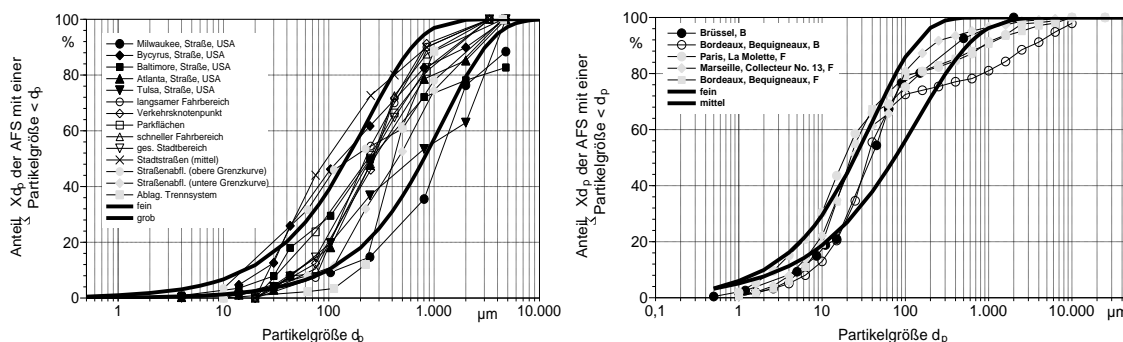


Bild 4-1: Partikelgrößenverteilungen der aus Trenn- (links) und Mischsystemen emittierten Inhaltsstoffe (GEIGER et al., 1998)

Die Probenahme der Sohlsubstratproben in den Gewässern wurde mit abgedeckten Stechringen von 10 bis 20 cm Durchmesser durchgeführt. Durch diese Art der Probenahme wurde gewährleistet, daß insbesondere Feinanteile repräsentativ in der Probe enthalten sind. Grobsubstratanteile > 10 cm oder Blocksteinschüttungen werden von dem Verfahren nicht erfaßt. Die Probenahme wurde als Linienprobe in einem 20 m Gewässerabschnitt ausgeführt, wobei an mindestens 5 Stellen im Hauptgerinnequerschnitt Proben entnommen wurden.

Die analytische Bestimmung des Glühverlustes der Proben erfolgte nach DIN 38 409, die Analyse des Gesamtschwermetallgehaltes der Feinfraktion durch eine ICP-AAS nach vorhergehender Zugabe von Salpetersäure (HNO_3) und anschließendem Mikrowellenaufschluß.

4.5 Durchführung der Niederschlags-Abfluß-Modellierung

Zur Niederschlags-Abflußmodellierung wurde das hydrologische Modell HYDRO (RÖDDER & GEIGER, 1993) verwendet. Das Programmpaket dient der rechnerischen Nachbildung von Niederschlagsabflüssen und deren Beschaffenheit aus städtischen und natürlichen Einzugsgebieten. Es wurde am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft bereits mehrfach erfolgreich angewendet. Eine detaillierte Beschreibung des Modelles findet sich bei RÖDDER (1997). Im Rahmen dieser Studie wurde das Programm zur Berechnung der langjährigen Hochwasserabflüsse an den Untersuchungsgewässern verwendet. Aus den stationären Wasserstands - Abfluß Beziehungen wurden die Sohl-schubspannungen in den einzelnen Gewässerabschnitten berechnet. Das Modell wurde zur Ermittlung der Häufigkeiten kritischer Zustände innerhalb der verschiedenen Gewässerabschnitte angewendet. Die Hochwasserabflüsse und Sohl-schubspannungsverteilungen im Längprofil können somit simuliert werden. Die Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung können so auf ihre Wirkung im Gewässer hin untersucht werden.

Zur Gewährleistung eines einheitlichen Bezugsmaßstabes wurden die Einzugsgebiete „Gievenbach“ und „Eifgenbach“ (oberes Einzugsgebiet bis zum Pegel „Finkenholl“) entsprechend für das Programm Hydro aufbereitet und kalibriert. Dabei wurde auf bereits durchgeführte N-A Modellierungen an den Gewässern zurückgegriffen (BJOERNSEN, 1993; SOENNICHSEN, 1997). Für die Gewässer Schondelle (Schondelle-Nord bis zum Regenüberlauf Heiduferweg) und Braunebach lagen bereits aufbereitete Einzugsgebiete vor (RÖDDER, 1997; GEIGER et al., 1994;). Als langjährige Regenreihe wurde für die Gewässer Braunebach, Schondelle und Gievenbach eine 26jährige Reihe der Station Dortmund-Kurl verwendet. Für das Einzugsgebiet des Eifgenbaches wurde eine 21-jährige Niederschlagsreihe der Station Bevertalsperre verwendet.

5 Ist-Zustand der Untersuchungsgewässer

Der Ist-Zustand eines Gewässers ist bei der Beurteilung der Wirkung von Niederschlagswassereinleitungsbedingungen besonders wichtig. Nur mit detaillierter Kenntnis des Ist-Zustandes lassen sich die Ergebnisse eines Verfahrensvergleiches bewerten. Deshalb wurde der Ist-Zustand an den Gewässern im Detail aufgenommen. Die Bestandsaufnahme erfolgte nach hydrologischen, hydraulischen, morphologischen und ökologischen Gesichtspunkten gemäß der in Kapitel 4 erläuterten Vorgehensweise. Die für eine Bewertung im weiteren erforderlichen Kenngrößen werden vorgestellt.

5.1 Hydraulische und hydrologische Verhältnisse

Die hydrologischen und hydraulischen Gegebenheiten bestimmen maßgeblich die ökologischen Verhältnisse in den Fließgewässern. Neben der jeweiligen Abflußspende werden Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannungen aus den jeweilig verfügbaren hydraulischen und geometrischen Daten erhoben. Hierzu wurden zunächst die vorliegenden Abflußmessungen aufbereitet und ausgewertet. Für die Gewässer waren unterschiedlich lange Pegelaufzeichnungen verfügbar. Die Verteilung der Hoch-, Mittel- und Niedrigwasserabflüsse kann anhand von Abflußdauerlinien ermittelt werden. Hieraus lassen sich die langfristigen Verteilungen der Abflüsse ableiten. Wie bereits in Kapitel 2 erläutert wurde, sollte eine Beurteilung der hydrologischen Verhältnisse im Hinblick auf eine nachhaltige Wiederherstellung einer natürlichen Wasserführung in Anlehnung an ein entsprechendes Leitbild erfolgen. Tabelle 5-1 führt die wesentlichen gewässerkundlichen Hauptzahlen der betrachteten Gewässer an. Die aufgeführten Verhältniswerte dienen zur Bestimmung des jeweiligen Dauerlinientypes nach KILIAN (1994).

Tabelle 5-1: Verhältniswerte der maßgeblichen Abflüsse der Untersuchungsgewässer

		Braunebach	Eifgenbach	Gievenbach	Schondelle / Olpkebachsystem
Gewässertyp*	[-]	Löß / Lehmgewässer	Kl. Talauenbach im Grundgebirge	Sandbach	Kl. Talauenbach im Grundgebirge
MHQ	[m ³ /s]	0,5	3,5	2,04	0,370
MHq	[l/(s km ²)]	100	314	300	56
MQ	[m ³ /s]	0,06	0,4	0,07	0,040
Mq	[l/(s km ²)]	12	39	11,2	6,1
MNQ	[m ³ /s]	0,0001	0,07	0,015	0,0015
MNq	[l/(s km ²)]	0,18	6,3	2,4	0,2
Leitbildvorgabe* MQ / MNQ	[-]	> 4:1	5 - 25:1	etwa 2:1	5 - 25:1
MQ / MNQ	[-]	60	5,7	10	26
MHQ / MQ	[-]	8,3	8,8	15	9,3
MHQ / MNQ	[-]	>> 1000	50	153	>> 1000
Dauerlinientyp n. Kilian (1994)	[-]	II	II	Ib	II

* Gemäß den Klassifikationen zur Typisierung der Gewässer in NRW gemäß TIMM et STEINER, 1993 und PODRAZA et AL., 1998

Anhand einer normierten Betrachtung der Jahresdauerlinien läßt sich das Abflußgeschehen eingehend beurteilen. In den Bildern 5-1 bis 5-4 sind die anhand von Pegeldaten ermittelten Jahresdauerlinien, hier bezogen auf den Mittelwasserabfluß MQ dargestellt. Durch diese Form der Auftragung kann die jeweilige Variabilität der Wasserführung anschaulich aufgezeigt werden. Ausgeprägte Niedrigwasserzeiträume liegen demnach im Wertebereich kleiner 1 vor. Ein schneller Anstieg der Verhältniswerte zeigt eine ausgeprägte Dynamik der Abflußverhältnisse bei Niederschlagsereignissen an. Durch die Ermittlung des Dauerlinientypes nach KILLIAN (1994) lassen sich vor dem Hintergrund der Beurteilung der Niederschlagswasserbehandlung die Ausgangssituationen je nach Gewässertyp festhalten. Der Jahresdauerlinientyp I ist gekennzeichnet durch ein weitgehend ausgeglichenes Abflußregime mit kurzen Niedrigwasserzeiten und langsamen Hochwasseranstieg. Dem „Gievenbach“ kann dieser Dauerlinientyp zugeordnet werden. Bedingt durch die ausgeprägte Grundwasserspeisung treten Niedrigwasserzeiträume nur begrenzt auf. Den Auswertungen in Bild 5-2 liegen die Pegelaufzeichnungen der Jahre 1996 und 1997 zugrunde.

Der Jahresdauerlinientyp II weist ausgeprägte Niedrigwassersituationen auf. In der Mittelgebirgsregion Nordrhein-Westfalens dominiert dieser Dauerlinientyp (PODRAZA et AL., 1998). Aus den Bildern 5-1, 5-3 und 5-4 sind die ausgeprägten Niedrigwasserzeiträume an den Gewässern „Schondelle“ (3 ahre Pegelaufzeichnungen), „Eifgenbach“ (1 ahre Pegelaufzeichnungen) und „Braunebach“ (1-jährige Pegelauswertung) ersichtlich. Hierfür zeichnen vermutlich die Lage im Bergsenkungsgebiet („Schondelle“, „Braunebach“), sowie die geringe Grundwasserspeisung („Eifgenbach“) verantwortlich.

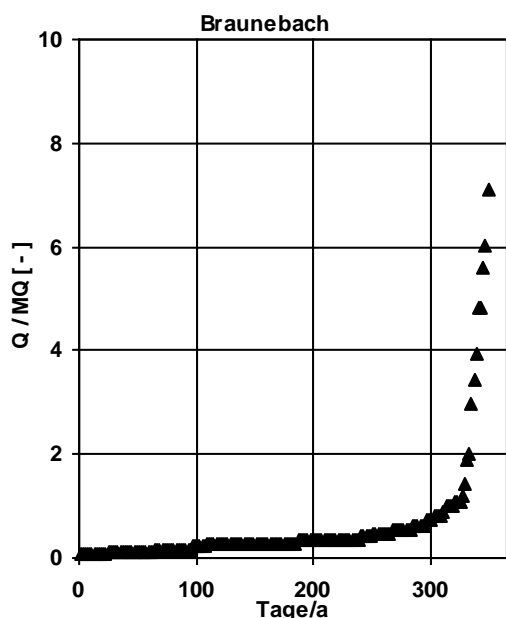


Bild 5-1: Dauerlinienauswertung
Pegel Braunebach (1 Jahr)

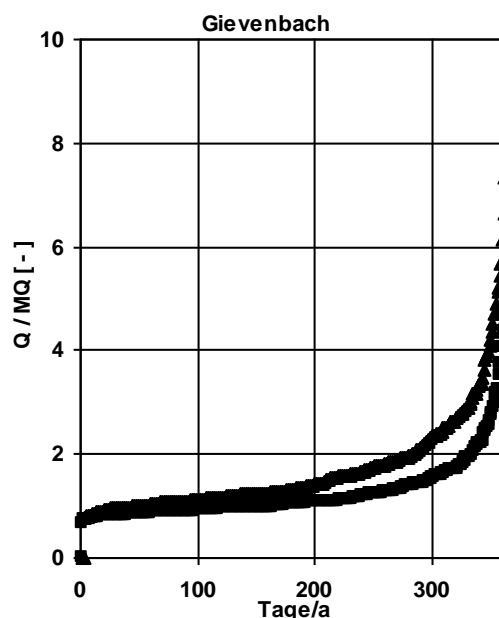


Bild 5-2: Dauerlinienauswertung
Pegel Gievenbach (2 Jahre)

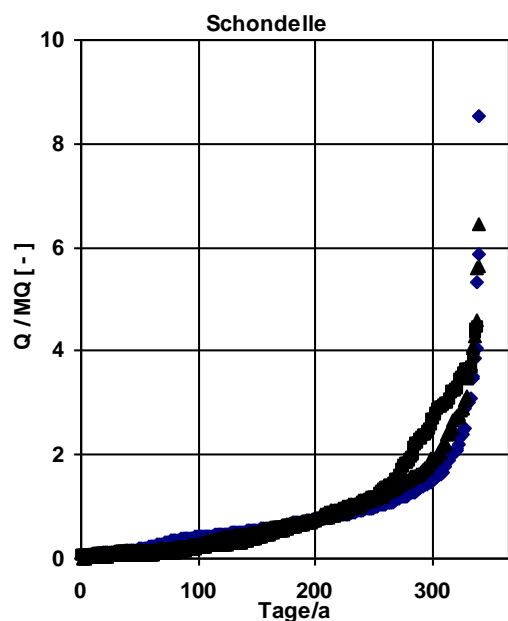


Bild 5-3: Dauerlinienauswertung
Meßpegel Schondelle (3 Jahre)

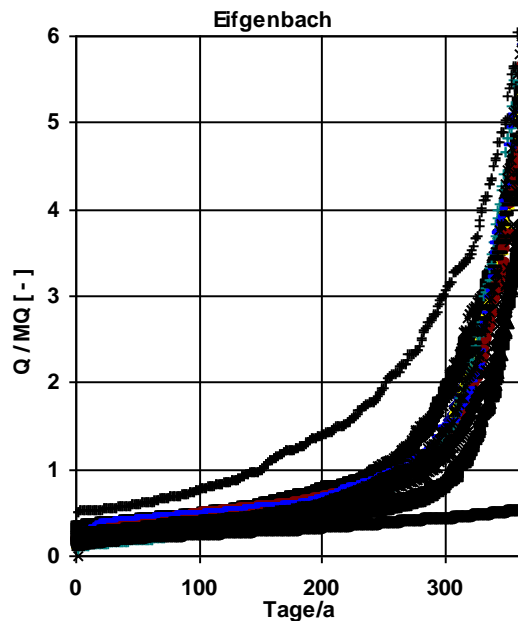


Bild 5-4: Dauerlinienauswertung Pegel
Finkenhol, Eifgenbach (17 J.)

5.2 Sohlsubstratbeschaffenheit

Neben dem Abflußregime bestimmt die jeweilige Sohlsubstratbeschaffenheit als morphologische Kenngröße den ökologischen Zustand kleinerer und mittlerer Fließgewässer. Aus der Kenntnis der Eigenschaften des Sohlsubstrates lassen sich, wie bereits im Kapitel 4 beschrieben, wichtige Erkenntnisse für die Beurteilung des Wirkungsgefüges von Niederschlagswassereinleitungen erlangen. So lassen sich aus den Korngrößenverteilungen im Längsverlauf der Gewässer abschnittsweise kritische Sohlschubspannungen festlegen. Durch die Analyse der Sohlsubstratproben auf den organischen Gehalt und die Schwermetallbelastung können gleichzeitig signifikante Einflüsse von Niederschlagswassereinleitungen entlang der Gewässer ermittelt werden.

5.2.1 Korngrößenverteilungen des Sohlsubstrates

An den Untersuchungsgewässern wurden entlang des Längsverlaufes in regelmäßigen 500 m Abständen Sohlsubstratproben entnommen. Aus der Analyse der Proben konnten die als wirksam anzusehenden Korndurchmesser ermittelt werden. Für den „Gievenbach“ als Sand- und dem „Braunebach“ als Löß- / Lehmgewässer ist der Korndurchmesser d_{50} als maßgeblich anzusehen. Für die „Schondelle“ und den „Eifgenbach“ hingegen sollte der Korndurchmesser d_{90} zur Festlegung kritischer Sohlschubspannungen verwendet werden, da in diesen Gewässern die größeren Durchmesser den überwiegenden Teil der Refugialräume bereitstellen. Die Entnahmestellen der Proben sind bereits bei der Darstellung der Einleitungssituationen in Kapitel 3 aufgeführt worden. Die Tabelle 5-2 zeigt die Ergebnisse der Erhebung, sowie die daraus abgeleitete Festlegung von als kritisch anzusehenden Gewässerabflüssen.

Tabelle 5-2: Ermittelte maßgebliche Korndurchmesser d_{50} und d_{90} , sowie kritische Wassermengen Q_{krit} an den Untersuchungsgewässern

Nr.	Braunebach		Gievenbach		Eifgenbach		Schondelle	
	d_{50}	d_{90}	d_{50}	d_{90}	d_{50}	d_{90}	d_{50}	d_{90}
1	2,0	13,0	1,8	3,6	6,0	27,0	4,0	20,0
2	6,5	26,0	0,8	12,0	11,0	40,0	4,5	17,0
3	1,5	18,0	1,7	4,0	20,0	40,0	4,8	26,0
4	1,9	19,0	0,5	1,2	4,0	21,0	5,9	32,0
5	1,8	18,0	2,5	25,0	10,5	32,0	18,5	40,0
6	1,5	15,0	1,0	40,0	2,3	17,0	13,5	32,0
7	5,9	28,0	1,7	3,6	6,3	32,0	3,2	25,0
8			8,0	40,0	7,7	40,0		
9					15,0	40,0		
Mittelwert	3,0	19,6	2,2	16,2	9,5	32,9	7,8	27,4
Std-Abw.	2,2	5,5	2,4	16,6	5,4	8,7	5,9	7,9
Varianz	4,8	30,3	5,9	274,2	28,6	75,9	34,3	62,0
Anzahl	7	7	8	8	10	10	7	7
Q_{krit} (l/s)	500 l/s		300 l/s		850 l/s		650 l/s	

[Korngrößenangaben in mm]

Die kritische Wassermenge Q_{krit} wurde dabei an einem repräsentativen Querprofil aus der zugehörigen stationären Abflußkurve ermittelt. Vereinfachend wurde diese kritische Wassermenge als maßgeblich für die gesamte Gewässerlänge angenommen. Die Ergebnisse in Tabelle 5-2 zeigen deutlich die unterschiedlichen Sohlsubstrattypen der Untersuchungsgewässer. Eine Unterteilung in unterschiedliche Gewässerabschnitte erfolgte aufgrund der Ergebnisse nicht, da die Variation der Korngrößen entlang des Längsverlaufes der Gewässer gering ist. Lediglich beim „Gievenbach“ ist mit einer Standardabweichung von 16,6 ein erhöhtes Streuungsmaß der Werte erkennbar (d_{90}), wie auch aus Bild 5-5 ersichtlich ist. Setzt man die jeweilige Sohlsubstratprobenahmestelle in Beziehung zu den oberhalb gelegenen Einleitungen (Nahbereich), so läßt sich kein regelmäßiges Muster ermitteln. Ein verstärkter Austrag feinen Sohlmaterials durch Niederschlagswassereinleitungen kann somit nicht eindeutig nachgewiesen werden. Nur am „Braunebach“ ist das Sohlsubstrat an der Probenahmestelle unterhalb der Einleitungen des RÜ 1, sowie unterhalb der Regenrückhaltestrecke ausgeprägt gröber. Dies läßt auf die verstärkte hydraulische Inanspruchnahme schließen. Dies wird durch die Erhebung des biologischen Bildes gleichsam bestätigt.

Insgesamt ist festzuhalten, daß die natürliche Sohlsubstratbeschaffenheit an den Untersuchungsgewässern im Längsverlauf keiner ausgeprägten Veränderung unterliegt. Somit kann die Wahl einer kritischen Sohlschubspannung in kleinen Einzugsgebieten vereinfachend aus Einzelproben heraus erfolgen.

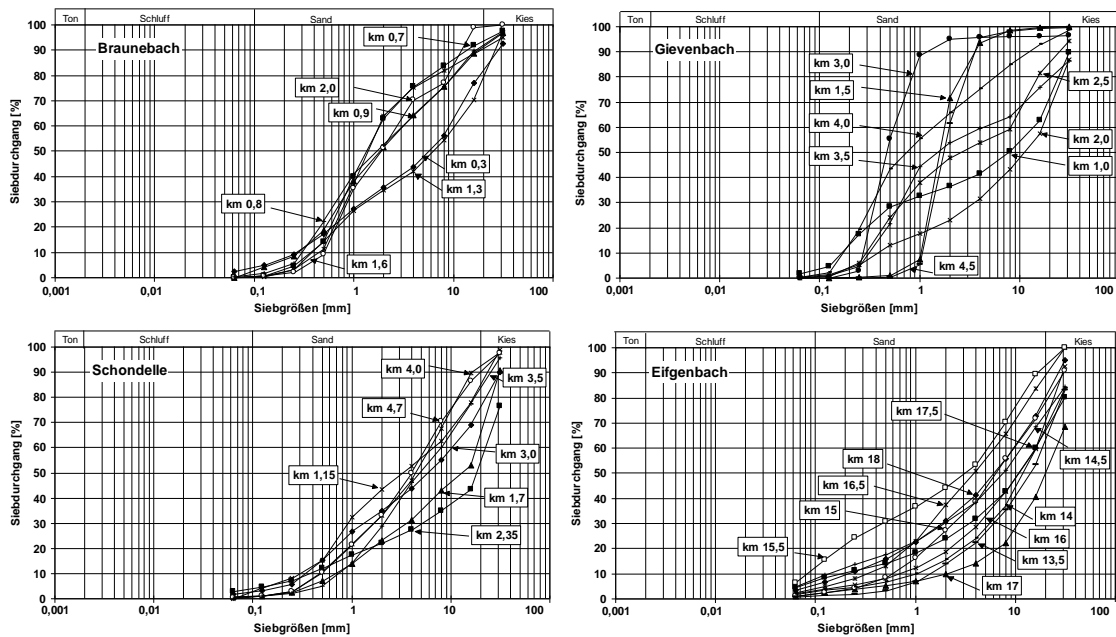


Bild 5-5: Ergebnisse der Sohlsubstratanalysen an den Gewässern

5.2.2 Anteil an organischem Material und Schwermetallbelastung in der Feinfraktion des Sohlsubstrates

Zur Identifikation signifikanter Beeinträchtigungen wurden die Feinfraktionsanteile der Sohlsubstratproben auf ihren Gehalt an organischer Substanz, gemessen als Glühverlust, sowie ihre Schwermetallgehalte überprüft. Im Ergebnis konnten keine signifikante Beeinträchtigungen ermittelt werden.

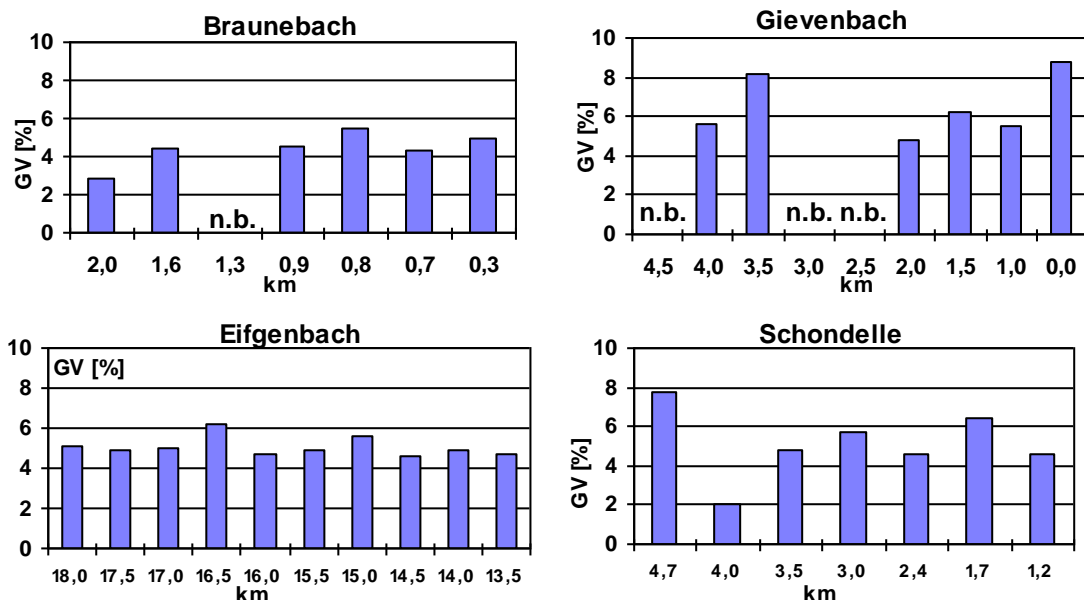


Bild 5-6: Gehalt an organischer Substanz, ermittelt als Glühverlust, im Längsverlauf der Untersuchungsgewässer

Wie Bild 5-6 zeigt, liegen die Glühverluste im Längsverlauf der Untersuchungsgewässer unter 10 % und sind auch zwischen den einzelnen Einleitungen nicht ausgeprägt erhöht. Auch die Schwermetallgehalte in der Feinfraktion weisen keine signifikante Belastungserhöhung auf. Die Werte sind den Grenzwerten der Klärschlammverordnung in Tabelle 5-3 gegenübergestellt und überschreiten die genannten Grenzwerte nicht. Lediglich im Quellgebiet der Schondelle und an einer Probenahmestelle des Gievenbaches konnten erhöhte Zink-Gehalte festgestellt werden. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß dies durch die in diesem Gebiet befindlichen Trennkanalisationseinleitungen verursacht ist.

Tabelle 5-3: Schwermetallgehalte im Längsverlauf der Untersuchungsgewässer

Schondelle

Station	Cd	Cu	Zn	Pb
[km]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
4,70	0,16	61	343	67
4,00	n.b.	n.b.	n.b.	0
3,50	n.b.	41	211	40
3,00	0,97	41	217	47
2,35	0,50	30	160	26
1,70	0,98	46	174	43
1,15	n.b.	27	169	40
Grenzwert*	3	100	300	100

Braunebach

Station	Cd	Cu	Zn	Pb
[km]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
2,00	0,38	21	134	15
1,60	0,69	29	216	40
1,30	0,14	42	225	40
0,90	0,84	30	226	33
0,80	0,66	26	195	26
0,70	0,65	26	197	30
0,30	0,79	34	278	36
Grenzwert*	3	100	300	100

* gemäß Klärschlammverordnung
n.b.: Bestimmung nicht möglich

Eifgenbach

Station	Cd	Cu	Zn	Pb
[km]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
18,0	1,55	28	234	58
17,5	0,03	7	22	4
17,0	0,04	6	43	5
16,5	2,18	22	220	52
16,0	0,00	54	289	40
15,5	0,79	19	123	23
15,0	0,04	8	30	6
14,5	1,23	22	164	23
14,0	0,08	7	24	4
13,5	0,04	9	41	7
Grenzwert*	3	100	300	100

Gievenbach

Station	Cd	Cu	Zn	Pb
[km]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
4,5	0,10	29	89	29
4,0	0,47	51	230	33
3,5	0,00	54	289	40
3,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
2,5	0,86	43	249	47
2,0	0,78	57	287	22
1,5	0,80	63	377	63
1,0	0,43	39	223	33
0,0	0,32	32	215	12
Grenzwert*	3	100	300	100

* gemäß Klärschlammverordnung
n.b.: Bestimmung nicht möglich

5.3 Gewässerstrukturgüte

In diesem Abschnitt werden die wesentlichen Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierungen aufgeführt. Das Wirkpotential von Niederschlagswassereinleitungen wird an den Gewässern vor dem Hintergrund der Gewässerstrukturgüte gewertet. Dabei wird insbesondere auf das zur Verfügung stehende Wiederbesiedlungspotential eingegangen.

Braunebach

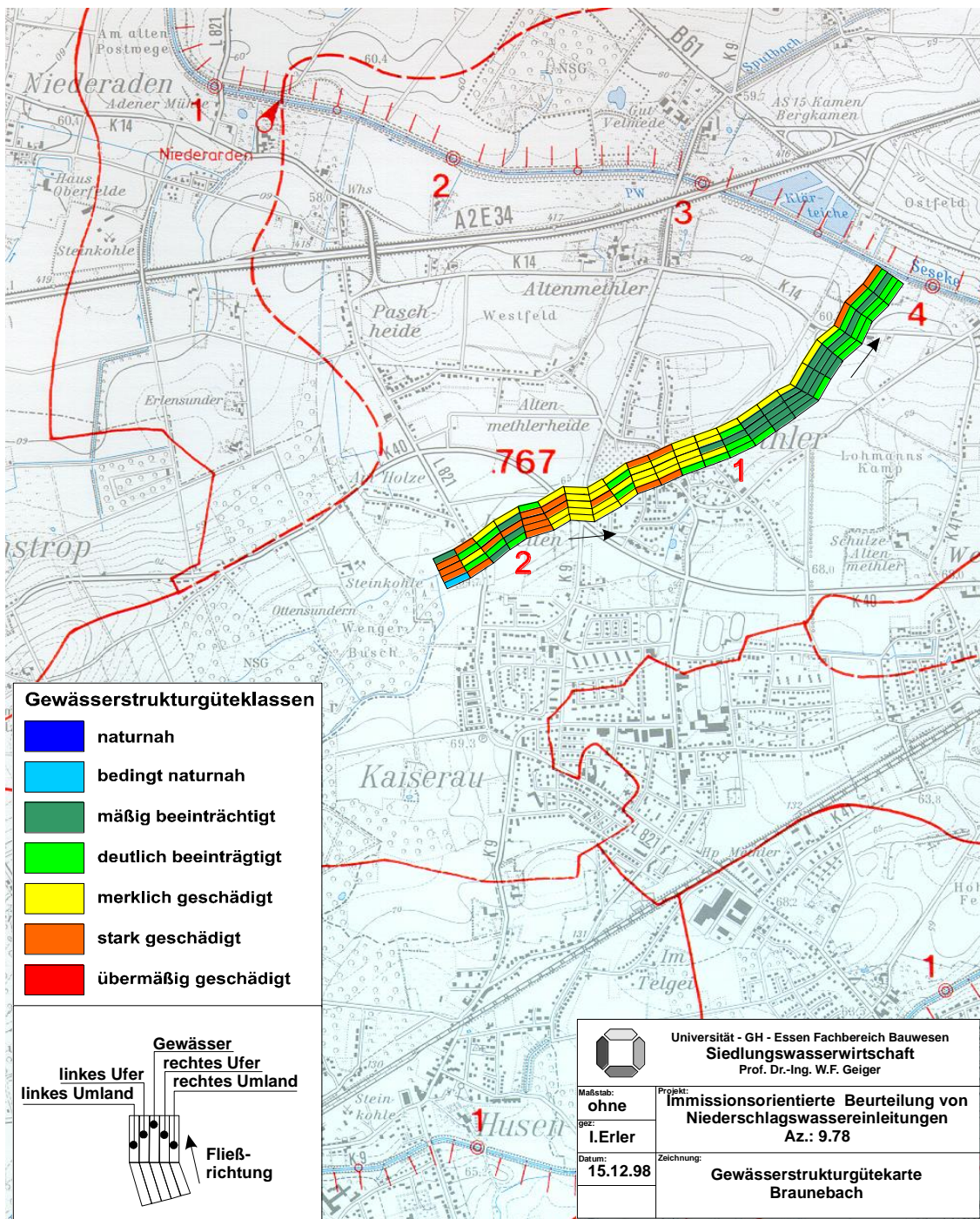


Bild 5-7: Gewässerstrukturgütekartierung Braunebach

Die Gewässerstrukturgüte nach LAW (1998) ist in Bild 5-7 dargestellt. Zwischen km 0,0 und 1,0, außerhalb der Ortslage Kamen-Methler im Braunebachunterlauf, sind Gewässer und Uferbereich sehr homogen gewertet. Die Strukturgüte kann für das Gewässer als „mäßig beeinträchtigt“ bewertet werden. Eine naturnahe Sohlverlagerung, sowie die damit verbundene Substratverteilung führt zur Ausbildung von Längsbänken. Im Uferbereich ist der Braunebach innerhalb dieses Abschnittes als deutlich beeinträchtigt zu bewerten. Bedingt durch die starke Festlegung des Gewässers in Längsrichtung bildete sich eine Gewässereintiefung mit entsprechend steilen Uferböschungen aus. Dies ist gemäß der Leitbilddefinition nach TIMM & STEINER (1993) für diesen Gewässertyp untypisch. Die Kontaktzone zur (potentiell) umliegenden Aue kann so dauerhaft nicht hergestellt werden. Dementsprechend ist die Strukturgüte zu bewerten. Beim Gewässerumfeld unterscheiden sich innerhalb dieses Abschnittes linkes und rechtes Umfeld sehr. Linksseitig reicht die intensive landwirtschaftliche Nutzung bis an den Uferböschungsbereich heran („stark geschädigt“), wohingegen rechtsseitig der vorhandene Unterhaltungsweg der Mischwasserbehandlungsanlage eine Schutzstreifenfunktion bildet („deutlich beeinträchtigt“). Dennoch ist das Gewässer in seiner Richtung weiterhin derart festgelegt, so daß sich keine Eigendynamik des Längsverlaufes einstellen kann. Eine leicht ausgeprägte Tendenz zu Krümmungserosionen ist erkennbar, so daß sich auch die Strukturen im Uferbereich weiter innerhalb der durch die Festlegung vorgegebenen Grenze verbessern werden. Die vorhandene Strukturgütebewertung bestätigt eine Erfolgskontrolle der Umgestaltung des Braunebaches durch den Lippeverband aus dem Jahre 1995 (GLACER, 1995).

Der Gewässermittellauf des Braunebaches von km 2,2 bis 1,0 ist strukturell deutlich schlechter bewertet. Die teils bis an die Uferböschung reichende Siedlungsbebauung in diesem Bereich bewirkt abermals eine starke Festlegung des Gewässerbettes. Hinzu kommt die gesicherte Führung des Braunebaches in einem Regeltrapezprofil. Elemente wie Breitenvarianz und Strömungsdiversität können sich hier auf absehbare Zeit nicht ausbilden. Demzufolge sind in diesem Gewässerabschnitt das Gewässer, sowie die Uferbereiche als mindestens „merklich geschädigt“ eingestuft. Die Bebauung bedingt für das Gewässerumland auch eine Bewertung mit mindestens „merklich geschädigt“.

Niederschlagswassereinleitungen weisen in diesem Bereich ein sehr hohes Schadpotential auf. Fehlende Refugialräume, sowie die gestreckte Linienführung in einem Regelprofil erhöhen die Driftgefahr für die Makrozoobenthoszönose. Die Ergebnisse der Erhebung des biologischen Bildes bestätigen die negativen Auswirkungen der beiden Regenüberläufe innerhalb dieses Gewässerabschnittes.

Gievenbach

Die vorliegende Kartierung aus dem Jahre 1997 wurde vom Umweltamt der Stadt Münster zur Verfügung gestellt.

Das Quellgebiet des Gievenbaches kann bis zum Beginn des Stadtteiles Münster-Gievenbeck als stark denaturiert bezeichnet werden (km 6,0 bis km 4,0). Der Gieven-

bach ist hier über weite Strecken als Entwässerungsgraben für die umliegenden landwirtschaftlichen Flächen umgestaltet worden. Die landwirtschaftliche Nutzung geht hier bis an den Böschungsrand heran. Er weist eine unnatürliche Eintiefung, sowie eine gestreckte Linienführung auf. Ein Kontakt mit der natürlichen Aue ist hier dauerhaft nicht mehr realisierbar. Entsprechend fehlen natürlich fluktuierende Sohlstrukturen, sowie eine entsprechende Breitenvarianz und Krümmungserosion. Die Bewertung der Teile Gewässer und Uferbereiche variiert somit zwischen „deutlich beeinträchtigt“ und „stark geschädigt“. Bedingt durch die meist gewässernahe, landwirtschaftliche Nutzung ist das Gewässerumfeld in diesem Abschnitt als „merklich geschädigt“ zu bewerten.

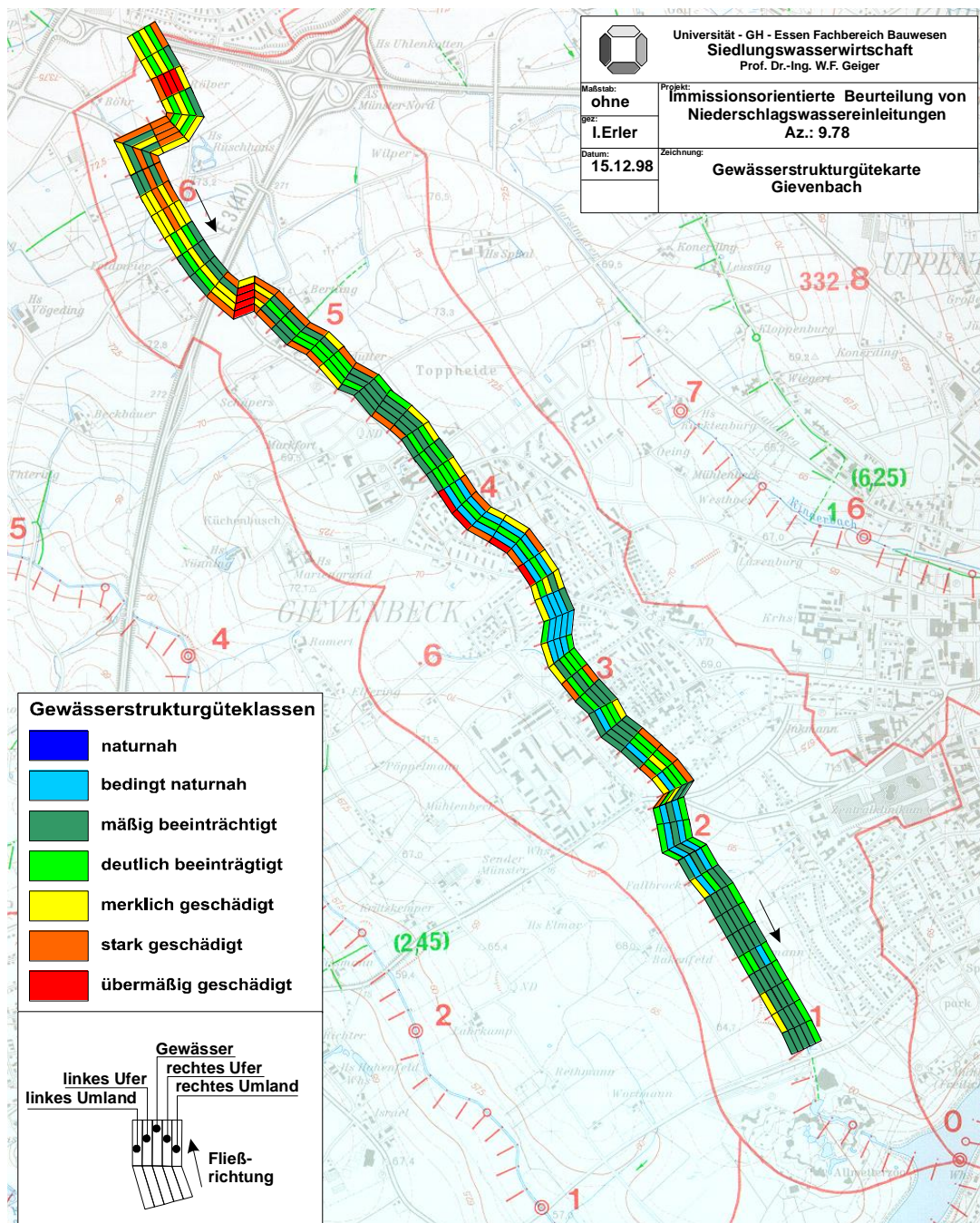


Bild 5-8

Gewässerstrukturgütekartierung Gievenbach

Innerhalb der Ortslage Gievenbeck sind 1995 umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt worden. Diese zeigen sich auch in der Bewertung des Abschnittes von km 4,0 bis 2,2. So wurde hier größtenteils ein intakter Uferstreifen realisiert, der jedoch immer wieder durch vorhandene Querbauwerke unterbrochen wird. Das Querprofil wurde aufgeweitet und, soweit möglich, ein Kontakt mit der Uferzone hergestellt. Es kommt so zu vereinzelter Ausbildung von Längsbänken und zu erhöhter Krümmungserosion. Die Strömungsdiversität variiert in erhöhtem Maße. Dies zeigt sich auch in der Bewertung, so wird in diesem Abschnitt das Gewässer als „mäßig beeinträchtigt“ bewertet. Der Uferbereich kann nunmehr weitgehend als „gering beeinträchtigt“ gelten. Das Gewässerumfeld kann aufgrund der dichten Bebauung nur von „merklich bis stark geschädigt“ eingestuft werden.

In dem letzten Abschnitt bis zur Mündung in den Münsterschen Aasee (km 2,2 bis 0,0) verläßt der Gievenbach die Ortslage wieder. Ein abgezaunter Uferstreifen unterstützt die eigendynamische Entwicklung des hier wieder gestreckt verlaufenden Gewässers. Diese Renaturierungsmaßnahme erfolgte erst kürzlich und dürfte mittelfristig Wirkung zeigen. Aufgrund der gestreckten Linienführung mit entsprechender Eintiefung und resultierendem Verlust der Kontaktzone zwischen Gewässer und Uferbereichen kann die Gewässerstrukturgüte für den Teil Gewässer und Uferbereich mit „mäßig bis deutlich beeinträchtigt“ eingestuft werden. Dies gilt ebenfalls für das anliegende Gewässerumfeld, das als landwirtschaftliche Brachfläche genutzt wird.

Die hohe Anzahl an Niederschlagswassereinleitungen innerhalb des Siedlungsgebietes läßt Beeinträchtigungen der Biozönose und lokale Überlastungen als wahrscheinlich erscheinen. Bei der Erhebung des biologischen Bildes konnten Abhängigkeiten aufgezeigt werden, die im weiteren noch diskutiert werden. Bedingt durch die Renaturierungsmaßnahmen in diesem Bereich sind die verfügbaren Refugialräume für die Makrozoobenthoszönose erhöht worden. Dies wirkt sich positiv auf die Kompensationskraft des Gewässers aus.

Eifgenbach

Von km 17,5 bis zur Verrohrung des Eifgenbaches am Staubecken Kowelsberg bei km 15,1 durchfließt der Eifgenbach überwiegend Wiesen- und Weidenflächen. Der Bach ist in weiten Teilen begradigt und verlegt worden. Eine aktuell gesetzte Uferstreifensicherung verhindert die bis dato weitverbreiteten Schädigungen durch Viehtritt. Oftmals ist der Bach von Durchlässen für die Viehwirtschaft unterbrochen. Die für diesen Gewässertyp typische Vielfalt an Sohlstrukturen, Breitenvarianz, Strömungsdiversität und Krümmungserosion ist nunmehr erneut in ihrer Entwicklung, und bereits deutlich erkennbar. Aufgrund der Sicherungsmaßnahmen kann das Gewässer in diesem Abschnitt größtenteils mit „gering beeinträchtigt“ bewertet werden. Die Uferbereiche und vor allem das Gewässerumfeld sind zu weiten Teilen steil und überhängend. Der

Uferbereich unterliegt jedoch oftmals noch einer landwirtschaftlichen Nutzung, so daß hier die Bewertung „deutlich beeinträchtigt“ bis „merklich geschädigt“ anzusetzen ist.

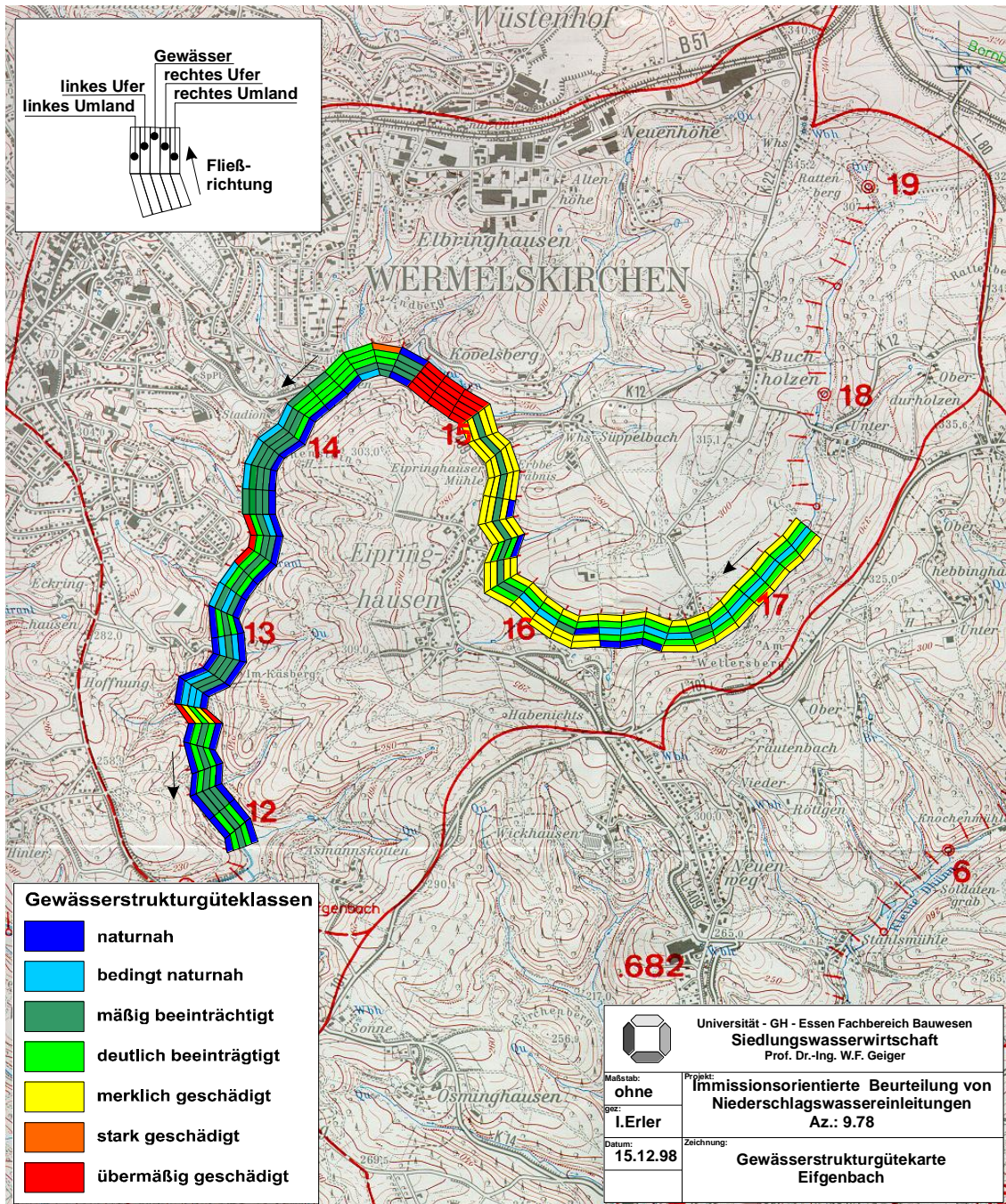


Bild 5-9: Gewässerstrukturgütekartierung Eifgenbach

Die etwa 300 m lange Verrohrung des Eifgenbaches mit anschließendem etwa 3 m hohem Absturz des Eifgenbaches trennt den Oberlauf des Eifgenbaches vollständig vom Mittel- und Unterlauf. Dieser Gewässerabschnitt ist mit „übermäßig geschädigt“ zu beurteilen.

Der Abschnitt von km 14,8 bis km 12,0 liegt im Siedlungsgebiet der Stadt Wermelskirchen. Die anliegenden Nutzungen sind hier heterogen. Das Querprofil ist gegenüber dem Oberlauf um 200 % aufgeweitet. Dies ist bedingt durch die verstärkte hydraulische Belastung durch größere zufließende Seitenbäche und durch Niederschlagswassereinleitungen. In der Folge ist das Gewässer bis zu einem Meter eingetieft. Sohlsubstrat und Strömungsdiversität sind relativ einheitlich. Die Lage am Talrand bedingt eine unterschiedliche Bewertung des Gewässerumfeldes und der Uferbereiche. So ist der linkseitige eil überwiegend naturbelassen und kann stellenweise als „naturnah“ gelten. Rechtseitig liegen eine Vielzahl von Nutzungen an, die Bewertung wechselt heterogen zwischen „gering beeinträchtigt“ und „stark geschädigt“ im Bereich der Kläranlage. Das Gewässer wird mit „mäßig bis deutlich beeinträchtigt“ bewertet, der Uferbereich etwas besser mit „mäßig beeinträchtigt“.

Der Eifgenbach weist aufgrund der heterogenen Sohlstrukturen, sowie zahlreicher unbelasteter und belasteter seitlicher Zuflüsse ein hohes Wiederbesiedlungspotential auf. Das Schadpotential von Niederschlagswassereinleitungen ist im Vergleich mit den vorstehend genannten Gewässern deutlich geringer.

Schondelle

Das Quellgebiet der Schondelle in Dortmund-Kirchhörde (km 5,2 bis 4,1) durchfließt überwiegend bewaldete Abschnitte mit überwiegend naturnahen Strukturen und vielfältiger struktureller Diversität. Das Gewässer, Uferbereich sowie das Gewässerumfeld sind weitgehend einheitlich mit „gering beeinträchtigt“ bewertet. Lediglich an Siedlungsbereich angrenzende Strecken werden vereinzelt als „mäßig beeinträchtigt“ beurteilt.

Der Abschnitt von km 4,1 bis 2,8 ist von der umliegenden Bebauung geprägt. Anliegende Nutzungen bis an den Böschungsrand, sowie steile Böschungen mit entsprechenden Eintiefungen und geringen Strömungsdiversitäten bedingen ein weitgehend einheitliches Sohlsubstrat. Die Breitenvarianz und Krümmungserosion ist gering und kann sich hier dauerhaft nicht ausbilden. Prall- und Gleithänge finden sich nur vereinzelt. Zahlreiche Durchlässe prägen diesen Abschnitt. Das Gewässer und die Uferbereiche werden mit „deutlich beeinträchtigt“, das Gewässerumfeld mit „merklich geschädigt“ bewertet.

In dem Gewässerabschnitt von km 2,7 bis 0,9 wird die Schondelle sehr heterogen bewertet. Trotz der anliegenden Nutzung in Form eines Tierparkes und einer Parkanlage können sich hier teils strukturell hochwertigere Merkmale ausbilden. So finden sich gerade zu Beginn dieses Abschnittes Bereiche die in allen Kompartimenten mit „bedingt naturnah“ und „mäßig beeinträchtigt“ bewertet werden können. Die gestreckte Linienführung zeichnet jedoch teilweise für eine Eintiefung verantwortlich, aufgrund dessen der Kontakt zum Uferbereich gestört ist. Zahlreiche Durchlässe unterbrechen die Durchgängigkeit der Uferabschnitte in diesem Abschnitt. Bedingt durch das abflachen-

de Gefälle ist das Sohlsubstrat in diesem Abschnitt mit vielfältigen partikulären Ablagerungen weitgehend gleichförmig. Gewässer, Uferbereiche und Gewässerumfeld sind somit „deutlich beeinträchtigt“ bis „merklich geschädigt“ zu bewerten.

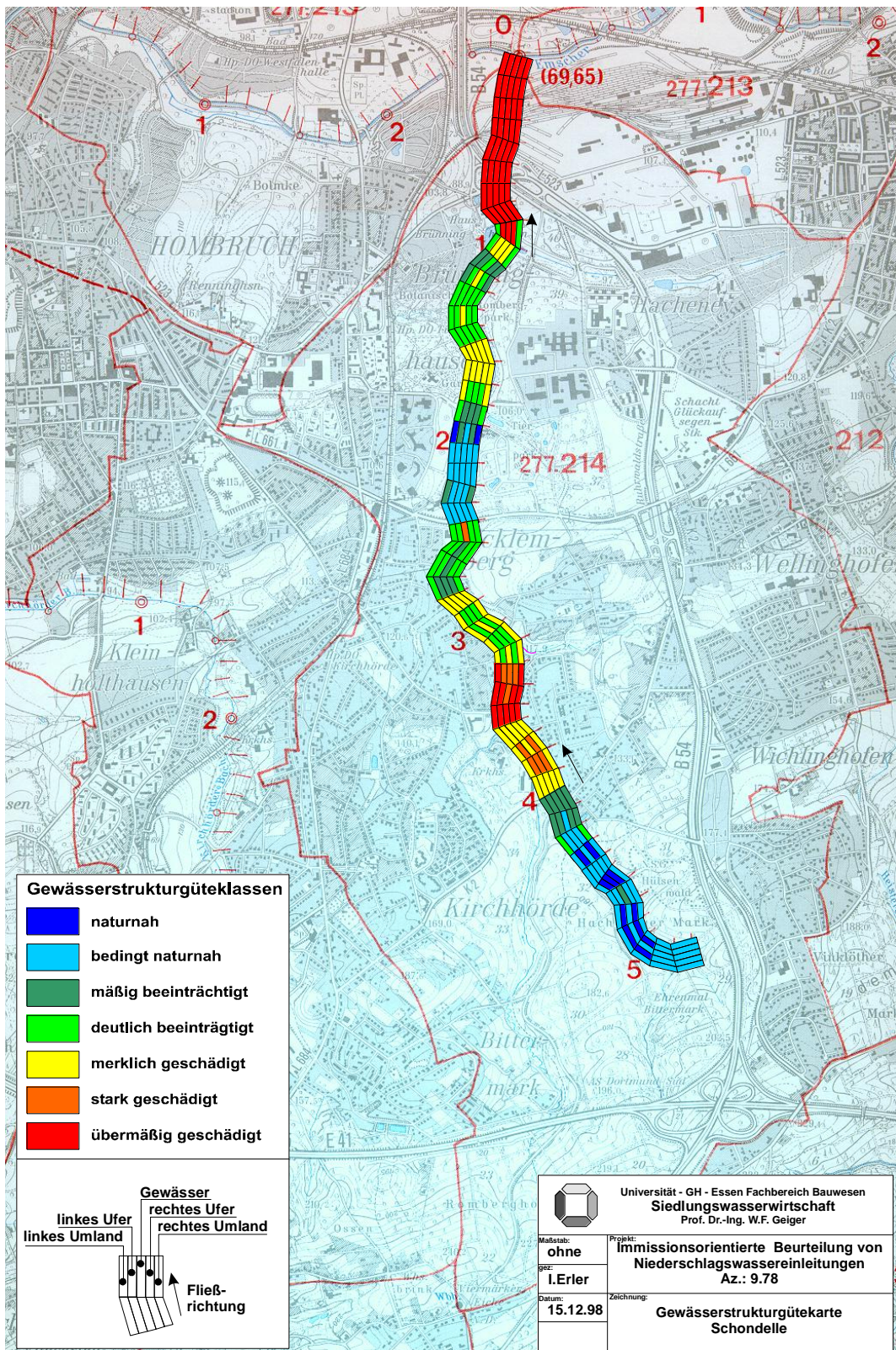


Bild 5-10: Gewässerstrukturgütekartierung Schondelle (GOERZ, 1996)

Der folgende Abschnitt von km 0,9 bis zur Mündung in die Emscher verläuft in einer Verrohrung und ist mit „übermäßig geschädigt“ einzustufen.

Das Wiederbesiedlungspotential der Schondelle kann insbesondere im Ober- und Mittellauf bis km 2,5 als hoch gelten. Zahlreiche seitliche Zuflüsse, hohe Strömungsdiversitäten und ein über weite Strecken heterogenes Sohlsubstrat bilden ausgeprägten Rückzugsraum. Dies zeigten auch die durchgeführten Untersuchungen am Regenüberlauf „Heidufeweg“ (GEIGER ET AL., 1994; WAGNER, 1996; PODRAZA, 1996). Niederschlagswassereinleitungen können somit recht gut kompensiert werden, das Schadpotential kann hier als überwiegend hydraulisch angesehen werden. Im Unterlauf der Schondelle verhält sich dies anders. Das reduzierte Gefälle und fehlende unbelastete Zuflüsse reduzieren den Refugialraum für die Makrozoobenthoszönose. Die Gewässer- sohle ist mit sedimentiertem Material verschlammt und steht als Refugialraum nicht mehr zur Verfügung. Aufgrund dieser Gegebenheiten müssen die Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen auf diese Gewässerstrecke ausgelegt werden.

5.4 Gewässergüte nach DIN 38 410

Im weiteren werden die Ergebnisse der biologischen Erhebungen der Makrozoobenthosbiozönose erläutert. Eine detaillierte Übersicht über die Ergebnisse an den einzelnen Probenahmestellen findet sich im Anhang B.

Aus den Erhebungsergebnissen wurde der Saprobienindex nach DIN 38 410 ermittelt. Zur ersten Abschätzung der Gütesituation an den Untersuchungsgewässern zeigt die Tabelle 5-4 die ermittelten Gewässergüteklassen nach LAWA.

Tabelle 5-4: Gewässergüte der Untersuchungsgewässer nach DIN 38 410

	Braunebach	Gievenbach	Eifgenbach	Schondelle / Olpkebachsystem
Saprobienindex (Min.)	2,3	2,3	1,6	1,6
Saprobienindex (Max.)	2,6	2,0	1,8	2,8
Gewässergüteklasse	II bis III	II	I-II bis II	I-II bis II

Braunebach

Mit Ausnahme der Probestelle B3 (nordöstlich des Siedlungsbereichs Kamen-Methler), an der die Gewässergüteklasse II knapp erreicht wird (SI = 2,28), weist der Braunebach durchgehend die Gewässergüteklasse II-III (kritisch belastet) auf. Damit wird das Ergebnis einer 1994 vom Lippeverband durchgeführten Untersuchung bestätigt. Obwohl der als Tieflandbach zu typisierende Braunebach auch im natürlichen Zustand keine so geringe saprobielle Einstufung wie ein unbeeinträchtigter Mittelgebirgsbach aufweisen kann, weist die Einstufung in die Güteklasse II-III auf noch immer bestehende saprobielle Belastungsquellen hin.

Hinsichtlich der Feindifferenzierung der saprobiellen Belastungssituation kann der Untersuchungsbereich des Braunebaches in drei Abschnitte unterteilt werden:

- den Oberlauf mit den Auswirkungen der bergsenkungsbedingten Gefälleveränderungen und den damit einhergehenden Stillwasserverhältnissen innerhalb des Bachbetts bzw. dem großflächig entstandenen Senkungsgewässer, das vom Braunebach am ordrand des „Kurler Busch“ durchflossen wird,
- den Mittellauf bis zur Einmündung eines grabenartigen Wiesenbaches bei km 0,6 in Höhe der Mischwasserbehandlungsanlage, aber noch oberhalb der Einleitungsstelle des dauerbespannten Teiles der Regenrückhaltstrecke, und
- den Unterlauf bis zur Einmündung in die Seseke.

Im Oberlauf läßt sich die saprobielle Belastungssituation aufgrund des hohen Stillwassereinflusses nicht statistisch abgesichert ermitteln. So wurde hier ein Saprobienindex von 2,6 ermittelt, bei dem die Abundanzziffer jedoch mit 11 unter der statistisch erforderlichen Abundanzklassensumme der Indextaxa von 15 lag. Der Mittellauf weist mit Indexwerten um 2,3 die niedrigsten Belastungen auf. Erst im Unterlauf nach der Einmündung des offenbar stärker belasteten Wiesengrabens steigen die Indexwerte leicht um 0,1 auf 2,4 an. Dies weist keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probestellen oberhalb und unterhalb der Einleitung der Mischwasserbehandlungsanlage aus.

Gievenbach

Bis auf die Probestelle G8 (Gewässergüteklasse II) lassen sich die ermittelten Saprobienindizes der anderen acht Probestellen des Gievenbaches aufgrund zu geringer Taxazahlen und damit auch zu geringen Vorkommens von Indikatortaxa statistisch nicht absichern. Die Saprobienindizes liegen ausschließlich im Bereich der Güteklasse II (mäßige Belastung). Eventuell müssen einige der Gewässerabschnitte jedoch - unter Berücksichtigung der Artenarmut - der Güteklasse II-III (kritische Belastung) zugeordnet werden. Als saprobielle Hauptbelastungsquelle des Gievenbaches ist die landwirtschaftliche Umfeldnutzung im Oberlaufbereich zu nennen.

Eifgenbach

Der Eifgenbach hat innerhalb des Untersuchungsbereiches mit Ausnahme der Probestelle E7 an allen anderen neun untersuchten Probestellen eine Gewässergüte von I-II und ist somit als saprobiell gering belastet einzustufen. Bis auf die Probestellen E7 und E10 bewegen sich die Saprobienindizes um 1,7 und sind durchgehend statistisch gut abgesichert. An den Probestellen E7 unterhalb der Niederschlagswassereinleitungen „Wirthsmühle“, „Wustbach“ sowie „Stadion“ und E10 unterhalb der Kläranlage liegen die Saprobienindizes etwa um 0,1 höher, d.h. bei 1,8 und indizieren somit stoffliche Belastungskomponenten der jeweiligen Einleitungen.

Schondelle

Die Probestellen des Schondelle- / Olpkebachsystems liegen in sehr unterschiedlichen Gewässerabschnitten und unterscheiden sich daher auch deutlich hinsichtlich der Gewässergüteeinstufungen. An etwa der Hälfte der untersuchten Probestellen des Schondelle- / Olpkebachsystems lassen sich keine statistisch abgesicherten Saprobienindizes ermitteln, die sich zudem aufgrund der sehr unterschiedlichen Lagen und Einflußfaktoren zwischen 1,4 und 2,8 bewegen. Die geringsten saprobiellen Belastungen (Gewässergüteklasse I-II) treten in den Oberlaufabschnitten des Olpkebaches und seiner Quellzuflüsse sowie im Bittermarksbach auf (Probestellen S1 bis S7). Unterhalb des Zusammenflusses von Olpkebach und Bittermarksbach erreichen die Saprobienindizes bereits Werte über 1,8 und sind somit der Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) zuzuordnen. Als Belastungsquellen kommen sowohl Mischwassereinleitungen als auch Fehlschlüsse der Trennkanalisation in Betracht. In der gleichen Größenordnung liegen auch die saprobiellen Belastungsverhältnisse an den beiden Probestellen in der Schondelle vor dem Zusammenfluß mit dem Olpkebach, für die insbesondere der Anstau des Quellbereiches und die Verringerungen des Oberflächenabflusses wesentlich sind. Der Saprobienindex des beeinträchtigten Pferdebaches liegt rechnerisch bei 2,8, ist aber weder hinsichtlich der Abundanzziffer noch des Streuungsmaßes statistisch abgesichert.

5.5 Autökologisch-funktionale Analyse der Makrozoobenthosbiozönose

Die nachstehend diskutierte autökologisch-funktionale Analyse ermittelt auf höherem Niveau die Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose. Auf dieser Ebene können die Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen ansatzweise erkannt werden. Im ungünstigen Fall werden die induzierten Effekte von weiteren wirksamen Belastungsquellen überlagert. Die folgenden Erläuterungen setzen erweiterte Kenntnisse der funktionalen Zusammenhänge in der Fließgewässerökologie voraus. Im abschließenden Unterkapitel wird der gesamtökologische Status der Untersuchungs-gewässer zusammenfassend erläutert. Die Beschreibung der rechnerischen Auswertungsmethodik, der Begriffsdefinitionen sowie die Taxalisten und die graphischen Ergebnisdarstellungen befinden sich im Anhang C. Die genaue Lage der Probenahmestellen ist dem Kapitel 3 oder dem Anhang A zu entnehmen.

Braunebach

An der Probestelle B1 zeigt sich der Einfluß der oberhalb der Probestelle herrschenden Stillwasserverhältnisse (Bergsenkungsgebiet) an den sehr stark dominierenden Litoral-Taxaanteilen in der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung, wie an den ebenso dominierenden Anteilen der limnophilen Taxa in der Strömungspräferenzverteilung. Auch die Habitatpräferenz- und die Ernährungstypenverteilungen bestätigen den hohen Stillwassereinfluß durch die nur sehr geringen Anteile von Taxa, die auf anorganische Hartsubstrate angewiesen sind und die vorherrschende Bedeutung der Sedimentfresser bei den Ernährungstypen.

Im Vergleich zur Probestelle B1 ist die Probestelle B2 durch eine tendenzielle Abnahme des relativen Anteils der stillwassercharakteristischen Taxa gekennzeichnet, wobei die Arten- und Abundanzzusammensetzung aber noch immer deutlich von naturnahen Verhältnissen abweicht.

In der Strömungspräferenzverteilung geht die Abnahme der limnophilen Taxa sowohl mit einer relativen Zunahme der rheophilen sowie der strömungsindifferenten Taxa einher und stellt somit nicht nur einen Hinweis auf erhöhte, sondern auch auf stark wechselnde Abflußverhältnisse dar.

In der Habitatpräferenzverteilung haben in Folge der höheren hydraulischen Beanspruchung die Taxa mit Festsubstratpräferenzen zu- und bei den Ernährungstypen die Sedimentfresseranteile abgenommen.

An der Probestelle B3 spiegelt die Makroinvertebratenzönose eine leichte Abnahme der episodischen hydraulischen Belastungen wieder. Daher nehmen hier sowohl die Litoral-Taxaanteile als auch die der limnophilen Taxa und der Sedimentfresser wieder zu.

Die Probestelle B4 ist im Vergleich zu B3 nur durch relativ leichte Veränderungen aufgrund des einmündenden grabenartigen Wiesenbaches gekennzeichnet, die als „otamalisierung“ bezeichnet werden können und sowohl auf den chemisch-physikalischen Einfluß des einmündenden Gewässers (erhöhte Temperaturen, geringere Sauerstoffkonzentrationen und höhere saprobielle Belastungen) als auch auf dessen organismische Eindrift zurückzuführen ist:

- Zunahme der potamalen Taxaanteile bei den biozönotischen Regionalpräferenzen,
- Zunahme limnophiler und strömungsindifferenten Taxaanteile bei den Strömungspräferenzen,
- Zunahme von Feinsubstrate präferierenden Taxaanteilen bei den Habitatpräferenzen,
- Zunahme von Sedimentfresser- und Filtriereranteilen bei den Ernährungstypen und
- Zunahme saprobieller Belastungszeiger.

Im Bereich der Probestelle B5 spiegelt die Makroinvertebratenzönose sowohl die starken Abflußschwankungen als auch den biologischen Einfluß des dauerbespannten Teiles der Mischwasserbehandlungsanlage auf den Braunebach wider.

Die Auswirkungen zeigen sich insbesondere bei der Strömungspräferenzverteilung, bei der sowohl die rheo- bis limnophilen als auch die strömungsindifferenten Taxaanteile im Vergleich zur Probestelle B4 stark zugenommen haben. Beide Veränderungen sind charakteristisch für Fließgewässer, die von Stillgewässern beeinflusst werden, da die rheo- bis limnophilen Taxa des Baches in unregelmäßigen Abständen durch die aus dem Stillgewässer (dauerbespanntes RRB) ausdriftenden Organismen angereichert werden. Daß es hier statt einer Anteilszunahme zu einer Abnahme der limnophilen Ta-

xa kommt, ist dagegen auf die temporären hydraulischen Streßsituationen zurückzuführen. Diese verursachen auch die Zunahme der strömungsindifferenten Taxaanteile.

Gievenbach

Die Makroinvertebratenzönose der Probestelle G1 reflektiert die oberhalb des Siedlungsraumes herrschenden Gewässerverhältnisse und Einflußfaktoren auf den Gievenbach. Der naturferne, gradlinige, grabenartige und überwiegend unbeschattete Gewässercharakter und weiter oberhalb gelegene Stillgewässer führen hier zu einer biozönotischen Regionalpräferenzverteilung, bei der statt epirhithralen Faunenelementen litorale und metarhithale bis epipotamale Taxaanteile vorherrschen (Potamalisierung- und Litoralisierungseffekte). Auch in der Strömungspräferenzverteilung spiegeln sich Begräbigung und Strukturarmut wider, indem die strömungsindifferenten eine ebenso dominierende Rolle wie die rheophilen Taxaanteile spielen.

An den Ernährungstypen haben die Sedimentfresser einen im Vergleich zu naturnahen Verhältnissen deutlich überhöhten Anteil, was vermutlich auf die überhöhten Feinsubstrateinträge (Verschlammung) aus den umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen zurückzuführen ist.

Im Vergleich zur Probestelle G1 zeigt sich an der Probestelle G2 eine leichte Abnahme der litoralen Faunenanteile an der Makroinvertebratenzönose bei gleichzeitiger Zunahme der epi- bis metarhithralen Taxaanteile. Dieser leichte Rhithralisierungseffekt ist sehr auf die in diesem Bereich beginnenden naturnah umgestalteten Gewässerabschnitte zurückzuführen, in dem der Fließgewässercharakter im Unterschied zu den Grabenstrukturen wieder hergestellt werden.

Viel deutlicher ändert sich jedoch die Strömungspräferenzverteilung: so kommt es einerseits zu einem vollständigen Ausfall der rheobionten und einer Abnahme der strömungsindifferenten Taxaanteile und andererseits zum relativen Anstieg von rheophilen, rheo- bis limnophilen und limnophilen Faunenanteilen. Hierfür dürfte insbesondere die Zunahme strömungsgeschützter Mikrohabitate verantwortlich sein. Die Habitatpräferenzverteilung mit erhöhten Phytal-Taxaanteilen zeigt, daß dafür u.a. auch Pflanzenwuchs innerhalb des Bachbetts mitverantwortlich ist, der sich aufgrund der noch immer starken Besonnung und der hier - im Gegensatz zu den oberen Gewässerabschnitten nicht mehr durchgeführten Entkrautungsmaßnahmen besser entfalten kann.

Bei den Ernährungstypen ist ein Ausfall der Filtrierer zugunsten der Räuber festzustellen, der möglicherweise ebenfalls auf die Zunahme strömungsgeschützter Kleinräume zurückzuführen ist. Eine durch Trennkanalisationseinleitungen verursachte hydraulische Faunenbeeinträchtigung läßt sich an der Probestelle G2 nicht nachweisen.

Im Gegensatz zur Probestelle G2 spiegeln die faunistischen Verhältnisse an der Probestelle G3 eine hydraulische Belastungssituation wieder, die sich einerseits in einer Abnahme des Litoral-Taxaanteils bei der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung und andererseits in einem erheblichen Anstieg der strömungsindifferenten Taxaanteile bei

gleichzeitiger Abnahme der rheophilen bis limnophilen und limnophilen Faunenelemente ausdrückt. Auch bei den Habitatpräferenzen kommt es zu einer Verschiebung zu solchen Taxa, die gröbere Substrate präferieren: Lithal-, Akal- und Psammal-Taxa und damit höhere Sohlschubspannungen indizieren. Damit einhergehend ist auch die Abnahme des Räuber- zugunsten des Filtriereranteils.

Eine wahrscheinlich auf sehr starke hydraulische Überlastungsverhältnisse im Verhältnis zum (unzureichenden) Angebot an strömungsgeschützten Mikrohabitaten zurückzuführende extreme Artenarmut ist an der Probestelle G4 festzustellen. Eine sinnvolle und plausible Auswertung der autökologisch-funktionalen Verteilungen ist daher aufgrund der zu geringen Taxazahl für diese Probestelle nicht durchführbar.

Die in einem grabenartigen Seitenzufluß des Gievenbaches gelegene Probestelle G5 weist eine ähnliche biozönotische Regionalpräferenzverteilung wie die Probestelle G1 auf (Potamalisierung- und Litoralisierungseffekte), die ebenfalls auf die naturfernen Strukturverhältnisse und den Stillgewässereinfluß eines dauerbespannten Regenrückhaltebeckens zurückzuführen ist. Im Unterschied zur Probestelle G1 zeigt sich hier jedoch der unmittelbare Stillgewässereinfluß des RRB s durch einen ebenso hohen Anteil rheo- bis limnophiler Taxa wie strömungsindifferenter Taxa.

Eutrophierungseinflüsse und Feinsedimenteinträge aus dem RRB zeigen sich darüberhinaus an hohen Pelal- und Phytal-Taxaanteilen der Habitatpräferenzverteilung sowie an überhöhten Sedimentfresseranteilen bei der Ernährungstypenverteilung.

Die unterhalb der Einmündung des Seitenzuflusses mit der Probestelle G5 gelegene Probestelle G6 weist eine Makroinvertebratenzönose auf, die sowohl von dem Seitenzufluß und dem in hier einleitenden dauerbespannten RRB „Schmeddingstrasse“ als auch vom hydraulisch überlasteten Hauptlauf geprägt ist und daher hinsichtlich der autökologisch-funktionalen Typenverteilungen eine Mischform darstellt. Kennzeichnend ist insbesondere der hohe Anteil strömungsindifferenter Taxa bei der Strömungspräferenzverteilung, hohe Lithal- und Phytal-Taxaanteile bei der Habitatpräferenzverteilung und hohe Sedimentfresseranteile bei der Ernährungstypenverteilung.

An der Probestelle G7 zeichnet sich bei den autökologisch-funktionalen Typenverteilungen der Makroinvertebratenzönose eine deutliche Verbesserung der strukturellen Verhältnisse im Hinblick auf die vorhandenen hydraulischen Verhältnisse ab. Das heißt, es ist eine hinreichende Strömungsdiversität vorhanden, die den Anteil strömungsindifferenter Taxa gegenüber spezialisierteren Taxa zurückdrängt. An der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung ist daher ein Rhithralisierungseffekt durch die anteilige Zunahme epi- bis hyporhithraler Taxa festzustellen. Die Habitatpräferenzverteilung zeigt die Tendenz zu einer stärkeren Gleichverteilung und bei der Ernährungstypenverteilung nehmen insbesondere die Zerkleinerer anteilmäßig zu.

An der Probestelle G8 kehrt sich das Verhältnis von hydraulischer Belastung zum Angebot an strömungsgeschützten Mikrohabitaten wieder um und verursacht wieder einen Potamalisierung- und Litoralisierungseffekt, der sich in der biozönotischen Regional-

präferenzverteilung niederschlägt. Bei der Strömungspräferenzverteilung nehmen dagegen sowohl die rheophilen, die rheo- bis limnophilen als auch die limnophilen Taxaanteile ab und die strömungsindifferenten Taxa besonders stark zu. Zudem treten die rheobionten Taxa wieder neu hinzu.

Die Probestelle G9 wird nicht nur von den Abfluß- und Strukturverhältnissen des Gievenbaches selbst, sondern auch von dem innerhalb des Waldes (oberhalb des Sandfangs an der Mündung des Gievenbaches in den Aasee) hoch anstehenden Grundwasser und dem Gievenbach zufließenden Entwässerungsgräben geprägt. Das faunistische Besiedlungspotential dieser Gräben hat hier vermutlich zu einem erheblichen Anstieg der rheo- bis limnophilen Taxaanteile geführt. Gleichzeitig zeigt sich bei den biozönotischen Regionalpräferenzen wieder ein deutlicher Rhithralisierungseffekt. Aufgrund des unklaren Einflusses der einmündenden Gräben kann hier zur hydraulischen Belastungssituation auf Basis der autökologisch-faunistischen Analyse keine weitergehende Aussage getroffen werden.

Eifgenbach

Alle Probestellen der untersuchten Eifgenbachabschnitte einschließlich seiner Seitenzuflüsse zeichnen sich durch hohe Taxazahlen aus. Die Makroinvertebratenzönose der Probestelle E1 kennzeichnet den namenlosen Seitenbach als mäßig naturnah. Naturnäheinschränkungen ergeben sich durch landwirtschaftliche Umfeldnutzungen, verbunden mit fehlenden Ufergehölzen und einer Teichanlage im Gewässerhauptschluß. Dadurch kommt es zu leicht bis mäßig überhöhten Anteilen:

- der Metarhithral-Taxa (der Gewässerabschnitt liegt noch in der epirhithralen Zone) in der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung,
- der Phytal-Taxa in der Habitatpräferenzverteilung (Hinweis auf mangelhafte Beschattung),
- der rheo- bis limnophilen Taxa in der Strömungspräferenzverteilung und
- der Filtrierer- und der Sedimentfresser in der Ernährungstypenverteilung.

Die Makroinvertebratenzönose der Eifgenbachprobestelle E2 (am unteren Ende der Verrohrungsstrecke) sollte aufgrund ihrer gewässerzonalen Lage etwa gleich hohe epirhithrale wie meta-rhithrale Taxaanteile in der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung aufweisen, wird aber von metarhithralen Taxa dominiert und weist zudem überhöhte hyporhithrale Taxaanteile auf. Als Ursachen sind neben landwirtschaftlichen Beeinträchtigungen (oberhalb der Verrohrungsstrecke ist teilweise keine Pufferstreifen zur landwirtschaftlichen Umfeldnutzung vorhanden) stark veränderte Strukturverhältnisse in Folge des Absturzbauwerkes (Ausbildung eines tiefen Kolkes, der epirhithralen Taxa keinen adäquaten Lebensraum bietet) zu nennen.

Der deutlich überhöhte Phytal-Taxaanteil der Habitatpräferenzverteilung beruht auf einem starken Algen- und Moosbewuchs des Absturzbauwerkes (Eutrophierungs-

merkmal), der sich auch in einem hohen Anteil der Weidegänger in der Ernährungsartenverteilung niederschlägt.

Die biozönotische Regionalpräferenzverteilung der Makroinvertebratenzönose der Probestelle E3 entspricht annähernd der Gewässerzone und ist daher als naturnah zu bezeichnen. Auch die Strömungspräferenzverteilung weist keine Auffälligkeiten auf. Sowohl die Habitatpräferenz- als auch die Ernährungsartenverteilung sind jedoch von anthropogen bedingten Verschiebungen gekennzeichnet:

- deutlich überhöhte Phytal-Taxaanteile in der Habitatpräferenzverteilung,
- zu geringe Zerkleinereranteile und zu hohe Weidegänger-, Filtrierer- und Sedimentfresseranteile.

Insbesondere der überhöhte Filtriereranteil ist wahrscheinlich auf verrohrte Seitenzuflüsse aus der bachparallelen Fischteichanlage zurückzuführen.

An der Probestelle E4 innerhalb des Wirthsmühlenbaches lassen sich trotz des am Verlauf vorhandenen Regenüberlauf „Elbringhausen“ keine hydraulischen Beeinträchtigungen nachweisen. Die im Vergleich zu naturnahen Verhältnissen erkennbaren, aber nur geringfügigen Verschiebungen der autökologisch-funktionalen Typenverteilungen wie:

- leicht überhöhte Metarhithral-Taxaanteile in der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung,
- leicht überhöhte rheo- bis limnophile Taxaanteile in der Strömungspräferenzverteilung und
- leicht überhöhte Sedimentfresseranteile

sind wahrscheinlich auf eine oberhalb gelegene Teichanlage zurückzuführen.

An der Probestelle E5 zeigen sich die Folgen der großen Fischteichanlage. Trotz des mäßigen Einflusses des Wirthsmühlenbaches zeigen sich hier folgende Defizite bei den autökologisch-funktionalen Typenverteilungen:

- deutlich überhöhte Phytal-Taxaanteile in der Habitatpräferenzverteilung (Eutrophierungszeiger) und
- deutlich überhöhte Filtriereranteile und nur geringe Zerkleinereranteile.

Die Makroinvertebratenzönose der Probestelle E6 weist ähnliche autökologisch-funktionale Typenverteilungen wie die der Probestelle E5 auf. Verschiebungen ergeben sich lediglich aufgrund des abnehmenden direkten Einflusses der Fischteichanlage (z.B. Planktonausdrift). In Folge dessen nehmen die Anteile der rheo- bis limnophilen Taxa in der Strömungspräferenzverteilung ebenso ab wie die der Filtrierer in der Ernährungsartenverteilung. Der Phytal-Taxaanteil in der Habitatpräferenzverteilung bleibt dagegen auf dem gleichen überhöhten Niveau wie bei der vorherigen Probestelle.

Im Vergleich zur Makroinvertebratenzönose der Probestelle E6 weist die Probestelle E7 eine Verschiebung von epirhithralen zu hyporhithralen bis epipotamalen Taxaanteilen in der biozönotischen Regionalpräferenzverteilung auf (Potamalisierungseffekt). Die Veränderungen gehen mit der Verschlechterung des Saprobienindex einher und sind wahrscheinlich wie die zu verzeichnende Zunahme der Sedimentfresseranteile in der Ernährungstypenverteilung auf stoffliche Beeinträchtigungen durch die kleinräumig konzentrierten Niederschlagswassereinleitungen „Wirthsmühle“, „Wustbach“ und „Stadion“ zurückzuführen. Eine hydraulische Beeinträchtigung läßt sich dagegen aus der Strömungspräferenzverteilung nicht ableiten, bei der lediglich leichte Zunahmen der rheo- bis limnophilen sowie der strömungsindifferenten Taxa zu verzeichnen sind und möglicherweise auf den Einfluß des ehemaligen, heute als dauerbespanntes Biotop genutztes, Schwimmbeckens zurückgehen (organismische Ausdrift).

An der Probestelle E8 haben sich, mit Ausnahme des noch etwas weiter gestiegenen Sedimentfresseranteils bei gleichzeitiger Absenkung des Filtriereranteils in der Ernährungstypenverteilung, die biozönotische Regionalpräferenz- und die Strömungspräferenzverteilungen wieder den vorherigen Verhältnissen an der Probestelle E6 angeglichen. Damit übereinstimmend ist auch der Rückgang des Saprobienindex.

Die Probestelle E9 zeigt im Vergleich zur Probestelle E8 lediglich einen leichten Rückgang der Sedimentfresser- und der Filtriereranteile in der Ernährungstypenverteilung auf. Auch sind hydraulische Überlastungen durch die Mischwassereinleitungen „euschäferhöhe“ und „Luisenstraße“ in den Stockhauser Bach anhand der Makroinvertebratenzönose nicht nachweisbar.

Die autökologisch-funktionalen Typenverteilungen der Makroinvertebratenfauna der Probestelle E10 weichen von denen der Probestelle E9 nur wenig ab. Hier kommt es zu einer leichten Zunahme der rheophilen und einer entsprechenden Abnahme der rheo- bis limnophilen Taxaanteile in der Strömungspräferenzverteilung. Dies ist jedoch als Indiz für eine hydraulische Überlastung noch zu gering.

Auch bei den Ernährungstypen ist nur eine leichte Abnahme der Sedimentfresseranteile und eine geringfügige Zunahme der Räuber- und Filtriereranteile festzustellen. Da auch der Saprobienindex nur eine relativ geringe Erhöhung der organischen Gewässerbelastung indiziert (eine Erhöhung um weniger als 0,1 Indikatorpunkte), sind die stofflichen Gesamtbeeinträchtigungen durch das oberhalb gelegene RRB „Stadion“ sowie durch die Kläranlage an Hand der Makroinvertebratenzönose zwar ablesbar, aber insgesamt nur als gering zu bezeichnen.

Schondelle

Die im Heversiepen gelegene oberste Probestelle des Schondelle- / Olpkebach-Systems S1 zeichnet sich durch eine relativ naturnahe, epirhithrale Makroinvertebratenzönose des Mittelgebirges mit hohen Anteilen rheophiler Faunenelemente aus. Bei den Habitatpräferenzen herrschen die Lithal-Taxaanteile und bei den Ernährungstypen die Zerkleinerer vor.

Im Vergleich zur Probestelle S1 zeigen sich an der Probestelle S2 prinzipiell ähnliche Verteilungsmuster, bei denen die vorherrschenden Gruppen lediglich stärker dominieren, was vorrangig auf den Wegfall weniger strömungsliebender Taxa zurückzuführen ist. Es ist daher davon auszugehen, daß an dieser Stelle erhöhte hydraulische Streßsituationen auftreten.

Abgesehen von der noch geringeren Taxazahl stellt sich die Situation an der Probestelle S3 im Brandisbach ähnlich wie an der Probestelle S2 dar. Lediglich bei den biozönotischen Regionalpräferenzen hat der Wegfall weiterer Taxa zu einer Abnahme der Anteile epirhithraler Taxa zugunsten krenaler Taxa geführt. Im Vergleich zur Probestelle S2 wird die Probestelle S3 daher offenbar noch stärker hydraulisch belastet. Die Tatsache, daß an beiden Probestellen trotz der hydraulischen Belastungssituationen nur geringe Anteile strömungsindifferenten Taxa auftreten, deutet darauf hin, daß die Hochwasserwellen zumindest teilweise auch Geschiebetrieb auslösen, bei dem auch die strömungsindifferenten Taxa in die Drift geraten.

An der Probestelle S4, unterhalb des Zusammenflusses der drei Quellbächarme, zeigt sich bei den biozönotischen Regionalpräferenzen eine Dominanzverschiebung von epirhithralen zu metarhithralen Taxaanteilen bei gleichzeitiger Zunahme der hyporhithralen Taxaanteile. Die Strömungspräferenzverteilung weist hier im Unterschied zu den drei oberhalb gelegenen Probestellen keine rheobionten Taxa, statt dessen aber einen deutlich höheren rheo- bis limnophilen Taxaanteil auf. Die Auswirkungen der hydraulischen Belastungen sind demnach wahrscheinlich auch wegen des organismischen Einflusses des unbelasteten Heversiepens an der Probestelle S4 bereits als erkennbar geringer einzustufen.

Von der Probestelle S4 unterscheidet sich die Makroinvertebratenzönose der Probestelle S5 nur durch tendenzielle Unterschiede in der Strömungspräferenzverteilung, der Habitatpräferenzverteilung und der Ernährungstypenverteilung. So kommt es zu einer weiteren Zunahme der rheo- bis limnophilen Taxaanteile, einem Anstieg der das Phytal präferierenden Faunenanteile sowie einem erhöhten Filtriereranteil auf Kosten des Räuberanteils. Die Veränderungen lassen sich überwiegend auf das starke Vorkommen der Kriebelmückenart *Simulium vernum* zurückführen, die im Unterschied zu anderen Kriebelmückenarten verstärkt in Waldbereichen vorkommt.

Die im Bittermarksbach gelegene Probestelle S6 weist eine ähnliche Makroinvertebratenzönose wie die Probestelle S1 auf. Unterschiede bestehen lediglich in einem höheren Anteil rheobionter Taxa und einem stark dominierenden Sedimentfresseranteil. Während die verstärkten rheobionten Taxaanteile auf etwas höhere Sohlschubspannungen zurückzuführen sein dürften, läßt sich der hohe Sedimentfresseranteil mit den Auswirkungen eines oberhalb der Probestelle im Hauptschluß gelegenen Teiches erklären (Schlammaustrag).

An der Probestelle S7 spiegeln sich in der Makroinvertebratenzönose relativ hohe hydraulische Gewässerbeanspruchungen wider. So setzt sich die Strömungspräferenzverteilung

lung ausschließlich aus rheophilen und rheobionten Taxa zusammen und die Habitatpräferenzverteilung ist stark von Lithal-Taxa dominiert.

Die Makroinvertebratenzönose der Probestelle S8 ist als Mischform aus den Zönosen der oberhalb der Probestelle zusammenfließenden Bäche Bittermarksbach und Olpkebach ausgebildet. Dementsprechend lassen sich auch die aut-ökologisch-funktionalen Verteilungsmuster weitgehend aus der Überlagerung der Verteilungen der Probestellen S5 und S7 herleiten. Eine Zunahme hydraulischer Belastungen ist nicht nachweisbar.

Die autökologisch-funktionalen Typenverteilungsmuster der im Dahmsfeldbach gelegenen Probestelle S9 unterscheiden sich von denen aller anderen Probestellen des Schondelle- / Olpkebach-Systems sehr deutlich. Dafür dürfte ein ganzer Komplex von Einflußfaktoren verantwortlich sein:

- kontinuierliche Abwasserbelastungen durch Fehlanlüsse,
- episodische hydraulische Belastungen durch einen Trennkanalisationsauslaß,
- mangelhafte Ufer- und Umfeldstrukturen (keine Ufergehölze) und
- mangelhaftes Wiederbesiedlungspotential (Einleitung in Quellgebiet und Aufwanderungshindernisse).

Bei den biozönotischen Regionalpräferenzen drücken sich die aufgeführten Beeinträchtigungen in einem nur sehr flachen Verteilungsmuster mit relativ hohem Litoral-Taxaanteil und nur leichter Hypokrenal-Taxadominanz aus.

Die Strömungspräferenzverteilung ist sehr massiv zu hohen Anteilen strömungsindifferenter Taxa verschoben, die wahrscheinlich auf die episodischen hydraulischen Belastungen in Verbindung mit den schlechten Strukturverhältnissen zurückzuführen ist.

In der Habitatpräferenzverteilung sind die Anteile von Taxa des Phytals eindeutig dominierend ein Hinweis auf die fehlende Gewässerbeschattung bzw. die damit einhergehende Gewässerverkrautung (flutende Gräser).

Die Ernährungstypenverteilung wird von Sedimentfressern und Räubern dominiert.

An der Probestelle S10 unterhalb der Einmündung des Dahmsfeldbaches zeigt die Makroinvertebratenzönose keine nennenswerten Auffälligkeiten, so daß die autökologisch-funktionalen Verteilungen weitgehend naturnahen Verhältnissen entsprechen. Lediglich bei der Habitatpräferenzverteilung ist der Anteil der das Phytal besiedelnden Taxa als leicht überhöht einzustufen. Es bleibt allerdings anzumerken, daß bei der Beprobung nur die schnell durchströmten Bereiche erfaßt wurden und feinsedimentreiche pools ausgespart wurden.

Die unterhalb des künstlich aufgestauten Quellteiches in der Schondelle gelegene Probestelle S11 weist erhebliche strukturelle Mängel und negative Umfeldfaktoren auf, die sich in einer starken Artenarmut niederschlagen. Die autökologisch-funktionalen Verteilungen der Makroinvertebratenzönose sind daher nur bedingt auswertbar. Auffällig

ist insbesondere bei der Ernährungstypenverteilung eine sehr massive Dominanz der Sedimentfresser, die durch Einträge sowohl aus der landwirtschaftlichen Umfeldnutzung als auch aus dem gestauten Quellteich verursacht sein könnte. Zudem kann ein temporäres Trockenfallen dieses Gewässerabschnitts nicht ausgeschlossen werden.

Die Besiedlungsverhältnisse der oberhalb des Zusammenflusses mit dem Olpkebach gelegene Schondelle-Probestelle S12 entsprechen weitgehend denen der Olpkebach-Probestelle S10 (ebenfalls oberhalb des Zusammenflusses) und stellen daher ebenfalls eine annähernd naturnahe Arten- und Abundanzverteilung dar.

Die Probestelle S13 zeigt nur relativ leichte Veränderungen der autökologisch-funktionalen Verteilungen der Makroinvertebratenzönose gegenüber den Probestellen S10 und S12. Erkennbare Veränderungen zeigen sich lediglich bei den Strömungspräferenzverteilungen, bei denen ein mäßiger Anstieg der rheophilen und der rheobionten Taxaanteile und eine Verringerung der strömungsindifferenten Faunenanteile festzustellen ist. Diese Veränderung läßt jedoch noch keinen Rückschluß auf eine signifikante hydraulische Beeinträchtigung der Makroinvertebratenzönose durch den ca. 30 m oberhalb gelegenen Regenüberlauf „Heidufeweg“ zu, da sich in unmittelbarer Nähe der Beprobungsstelle S10 pools befinden, die zwar nicht mitbeprobte wurden, aber hinsichtlich ihrer Besiedlung auch auf die direkte Umgebung „ausstrahlen“, können.

Die im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte (GEIGER et AL., 1994, WAGNER, 1996; PODRAZA, 1996) durchgeführten Untersuchungen haben zwar signifikante akute hydraulische und stoffliche Auswirkungen des Regenüberlaufes „Heidufeweg“ belegen können, diese haben jedoch aufgrund der Kompensationswirkung des vorhandenen hohen Wiederbesiedlungspotentials zu keinen nachweisbaren dauerhaften Schädigungen der Makroinvertebratenzönose geführt. Sofern die Wiederbesiedlungsmöglichkeiten jedoch zum Beispiel durch Wanderhindernisse eingeschränkt würden, käme es durch den Einfluß des Regenüberlaufes mittel- bis langfristig zu erheblichen biozönotischen Beeinträchtigungen, wie PODRAZA (1996) exemplarisch anhand eines Populationsmodells für die Eintagsfliegenart *Baetis rhodani* belegen konnte.

Die unbeschattete Probestelle S14 wurde aufgrund ihrer Inhomogenität durch zwei getrennte Makroinvertebraten-Aufsammlungen erfaßt. Zum einen S14a, innerhalb eines pools, sowie zum anderen S14b innerhalb einer riffle-Strecke

An der Probestelle S14a spiegeln sich die für pools prinzipiell typischen Besiedlungsverhältnisse wider:

- sehr geringe Taxazahl,
- hoher Anteil rheo- bis limnophiler Taxa und noch höherer Anteil strömungsindifferenten Taxa,
- hohe Anteile von Pelal und Phytal bewohnenden Taxa sowie
- hohe bis sehr hohe Anteile von Sedimentfressern und Räubern.

Darüber, ob es durch kanalbürtige Feinstoffeinträge an dieser Probestelle zu einer signifikant überhöhten Sedimentablagerung gekommen ist, die für die extreme Artenarmut und den überdeutlichen pool -Charakter der Makroinvertebratenzönose mitverantwortlich ist, kann aufgrund der faunistischen Untersuchung keine Aussage getroffen werden.

Die riffle -Strecke der Probestelle S14b wird deutlich von der oberhalb gelegenen pool -Strecke mitbeeinflusst: sowohl hinsichtlich des Feinsedimentaustrages als auch aufgrund der organismischen Ausdrift aus dem Stille-Bereich. Daher sind auch hier noch hohe Sedimentfresser-Anteile festzustellen. Hinzu kommen noch höhere Filtriererranteile, die im Gegensatz zu den Räubern dank der Detritusausträge aus der pool -Strecke stark zugenommen haben. Der hohe Phytal-Taxaanteil der gesamten Probestelle S14 erklärt sich durch den starken Algenbewuchs (Besonnung und Nährstoffeinträge).

Die Makroinvertebratenzönose der Probestelle S19 im Oberlauf des Pferdebaches stellt eine durch einen ganzen Komplex massiver Beeinträchtigungen (Sohl- und Uferbefestigungen, episodische hydraulische und chemische Belastungen durch zahlreiche Mischwassereinleitungsstellen, fehlende Wiederbesiedlungsmöglichkeiten) entstandene Rumpfzönose dar, die durch folgende Merkmale gekennzeichnet ist:

- sehr flache Verteilung der biozönotischen Regionalpräferenzen mit leichter Dominanz der Litoral-Taxa,
- Strömungspräferenzverteilung wie in pool -Strecken oder Stillwasserausflußbereichen, d.h. fast nur strömungsindifferente und rheo- bis limnophile Taxaanteile,
- sehr hohe Pelal- und Phytal-Taxaanteile und
- stark überhöhte Sedimentfresser- und Filtriererranteile.

An der Probestelle S21 ist die Besiedlung aufgrund des durch die Sohlbefestigung fehlenden Interstitials extrem individuenarm. Die autökologisch-funktionalen Typenverteilungen zeigen hier die größten Auffälligkeiten bei den Habitatpräferenzen und den Ernährungstypen, wo die Phytal-Taxaanteile bzw. die der Filtrierer dominieren. Dafür dürften sowohl Einleitungen der Siedlungsentwässerung als auch Stillwassereinflüsse des oberhalb gelegenen Bergsenkungsgewässers ursächlich verantwortlich sein.

5.6 Ökologische Beurteilung der Untersuchungsgewässer

Dieses Unterkapitel faßt die Erkenntnisse der vorstehenden Auswertung der biologischen Erhebungen zusammen. Dabei werden die Erkenntnisse soweit möglich auf die vorhandenen Niederschlagswassereinleitungen zurückgeführt.

Braunebach

Die Makroinvertebratenzönose des Braunebachs ist bereits im Oberlauf als stark anthropogen beeinträchtigt zu bezeichnen. Neben der landwirtschaftlichen Umfeldnutzung führt insbesondere die bergsenkungsbedingte Veränderung der Abflußverhältnisse

(z.T. großflächige Stillwasserbereiche im Hauptschluß des Braunebachs) zu massiven hydrologischen und chemisch-physikalischen / saprobiellen Belastungen, die ihrerseits starke Veränderungen der natürlichen Arten- und Abundanzverhältnisse zur Folge haben.

Im Mittellauf nimmt zwar der Fließgewässercharakter des Braunebaches langsam zu, die Makroinvertebratenzönose muß aber noch immer als stark beeinträchtigt bezeichnet werden. Hier machen sich auch die temporären hydraulischen Auswirkungen des obersten Regenüberlaufes (RÜ-1) durch eine weitere Zunahme der strömungsindifferenten Taxaanteile im Bereich der Probestelle B2 bemerkbar.

Der Unterlauf des Braunebaches wird sowohl durch den einmündenden grabenartigen Wiesenbach, als auch durch die Mischwasserbehandlungsanlage belastet. Die Belastungen sind sowohl:

- stofflich (Wiesenbach und dauerbespannter Teil der Regenrückhaltstrecke),
- thermisch (Veränderungen des Temperaturregimes aufgrund der Stillgewässerverhältnisse des dauerbespannten Teiles der Regenrückhaltstrecke und der mangelnden Beschattung des Wiesenbaches),
- unmittelbar biologisch (Eindrift von Stillwassertaxa insbesondere aus der Regenrückhaltstrecke) und
- hydraulisch (Mischwasserbehandlungsanlage).

Bei einer potentiellen geringeren Vorbelastung des Braunebachunterlaufes dürften insbesondere die stofflichen und thermischen Beeinträchtigungsauswirkungen des dauerbespannten Teiles der Regenrückhaltstrecke noch erheblich deutlicher ausfallen.

Gievenbach

Der Gievenbach stellt sich als ein in seinem Oberlauf erheblich strukturell beeinträchtigtes Fließgewässer mit einer stark verarmten und relativ naturfernen Makroinvertebratenzönose dar. Innerhalb des untersuchten Siedlungsbereiches lassen sich an den folgenden Probestellen hydraulische Be- bzw. Überlastungen (im Verhältnis zum jeweiligen Angebot an strömungsgeschützten Mikrohabitaten) anhand der autökologisch-funktionalen Verteilungen der Makroinvertebratengewässerfauna indizieren:

- G3 (km 2+800)
- G4 (km 2+250) (besonders stark)
- G6 (km 2+150) und
- G8 (km 1+300).

Die Probestelle G5 wird dagegen vorrangig durch den Stillwassereinfluß des dauerbespannten Teiles der Regenrückhaltstrecke beeinträchtigt.

Eifgenbach

Der Eifgenbach weist von allen in diesem Rahmen untersuchten Fließgewässern den größten Artenreichtum auf. Verantwortlich dafür ist die Vielfalt an unterschiedlichen Mikrohabitaten und Seitenzuflüssen, die ein großes Rückzugs- und Wiederbesiedlungspotential darstellen. Störungen im Sinne von unvorhersagbaren und einschneidenden Lebensraumveränderungen (z.B. plötzlich auftretende Hochwasserwellen, unabhängig davon ob anthropogen oder natürlich) können daher von der Biozönose erheblich besser, d.h. schneller kompensiert werden als das in strukturarmen Gewässern mit nur geringem Interstitialraumangebot und wenigen oder keinen naturnahen Seitenzuflüssen der Fall ist. Innerhalb der Untersuchungsabschnitte des Eifgenbaches und seiner Seitenzuflüsse lassen sich daher nur geringe, ausschließlich stoffliche Beeinträchtigungen der Makroinvertebratenzönose durch die Siedlungsentwässerung feststellen, die sowohl anhand des Saprobienindex als auch an spezifischen Veränderungen der autökologisch-funktionalen Typenverteilungen nachgewiesen werden konnten. Die entlastungsbedingten Beeinträchtigungen beschränken sich im wesentlichen auf zwei Gewässerabschnitte:

- an Probestelle E7, unterhalb der kleinräumig konzentrierten Entlastungsanlagen „Wirthsmühle“, „Wustbach“ und „Stadion“ auf einer Strecke von ca. 200 bis 300 m und
- an Probestelle E10, unterhalb der Kläranlage.

Schondelle

Das Schondelle- / Olpkebachsystem weist eine Vielzahl anthropogener Beeinträchtigungen, aber auch Abschnitte mit weitgehend naturnahem Charakter auf. So weisen die Makroinvertebratenzönosen des Olpkebachoberlaufes, insbesondere des ihm zufließenden Quellbaches Heversiepen die naturnächsten Besiedlungsverhältnisse und geringsten saprobiellen Belastungen auf. Im Olpkebach-Quellbacharm und im Brandisbach zeigen sich jedoch bereits die Auswirkungen der hydraulischen Belastungen durch Trennkana-lisationseinleitungen. Im weiteren Verlauf des Olpkebaches nehmen die hydraulischen Belastungseinflüsse wieder kontinuierlich ab. Weitere, an den autökologisch-funktionalen Typenverteilungen deutlich nachvollziehbare hydraulische Belastungen treten in den westlichen Zuflüssen des Olpkebaches: Bittermarksbach und Dahmsfeldbach an den Probestellen S7 und S9 auf, werden aber innerhalb des Olpkebaches so weitgehend abgedämpft, daß die unter den Einmündungsstellen gelegenen Probestellenbereiche S8 und S10 keine signifikanten Überlastungserscheinungen aufweisen. Aufgrund des hohen Wiederbesiedlungspotentials kann auch an der Probestelle S13 unterhalb des Regenüberlaufes „Heiduferweg“ keine dauerhafte Beeinträchtigung nachgewiesen werden. Im weiteren Verlauf der Schondelle nehmen Sedimentationsbereiche innerhalb des Fließgewässers aufgrund des zunehmend flacher verlaufenden Ge-

fällen zu (Übergangsbereich vom Mittelgebirge zum Tiefland), so daß es zu einer verstärkten Ablagerung von sedimentierbarer Stoffe kommt. Aufgrund der durchgeführten faunistischen Untersuchungen kann jedoch nicht zwischen natürlichen und eventuell anthropogen verstärkten Sedimentationseffekten differenziert werden. Die Besiedlungsverhältnisse des Pferdebaches und des Olpebaches unterhalb des Bergsenkungsgewässers müssen aufgrund diverser stofflicher, hydraulischer und struktureller Beeinträchtigungen als sehr naturfern bezeichnet werden.

6 Anwendung und Wertung bestehender Verfahrensvorschläge zu einer immissionsorientierten Beurteilung von NW-Einleitungen

Nachdem sämtliche Randbedingungen und Beeinträchtigungen an den Untersuchungs-gewässern erläutert wurden, folgen die Ergebnisse einer Anwendung der verschiedenen Verfahrensvorschläge. Die Unterschiede in der Bewertung werden vor dem Hintergrund der realen Situation diskutiert, die resultierenden Konsequenzen einer Umsetzung der Verfahrensvorschläge werden aufgezeigt. Dies gilt insbesondere für die erforderliche Niederschlagswasserbehandlung, sowie für die Verhältnisse innerhalb der Gewässer. Für den Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW wird die Umsetzbarkeit einer Berücksichtigung der Intensität des Abflußanstieges bei der Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen diskutiert.

6.1 Ergebnisse der Anwendungen der Verfahrensvorschläge und Wertung vor dem Hintergrund der realen Verhältnisse

Die bestehenden Verfahrensvorschläge zur einer Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen kommen aufgrund unterschiedlicher Grundlagen zu überaus verschiedenen Beurteilungen. Für die individuellen Situationen an den Untersuchungsgewässern sind die Beurteilungsergebnisse nachstehend angeführt. Als kritisch angesehene Einleitungsverhältnisse sind grau hinterlegt. Der Schwerpunkt der Diskussion liegt in der Beurteilung der hydraulischen Bedingungen. Die stofflichen Gesichtspunkte der Beurteilungsansätze wurden im Rahmen dieser Studie nicht überprüft.

6.1.1 allbeispiel „Braunebach“

Der Braunebach weist mit drei Niederschlagswassereinleitungen eine verhältnismäßig geringe Anzahl von Niederschlagswassereinleitungen auf. Die beiden Regenüberläufe werden von allen Verfahren als nicht kritisch beurteilt.

Tabelle 6-1: Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Braunebach“

Bez. Einleitung*		ATV 2.1.1		ATV M 153		LUA-NRW		BWK-2.3	
Nr.	[km]	hydr. „b-Wert“	stoffl. „a-Wert“	hydr.	stoffl.	Hydr.	stoff.	Hydr.	stoffl.
RÜ 1	1,299	4,8	7.960	$Q_{ist} < Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
RÜ 2	0,849	1,6	6.930	$Q_{ist} < Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
RÜB	0,43	8,6	85.000	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.

* gemäß den vereinfachten Bezeichnungen in Kapitel 3

n.v.: nicht vorgesehen

n.b.: im Rahmen dieser Studie nicht beurteilt

Hierzu ist zunächst anzuführen, daß unterhalb des Regenüberlaufes 1 „Am langen Kamp“ eine hydraulische Belastung der Biozönose dokumentiert werden konnte. Die

ausgeprägte Festlegung des Braunebaches und mangelnder Refugialraum im unterliegenden Gewässerabschnitt sind vermutlich ursächlich für dieses Defizit. Am Regenüberlauf 2 „tto- rein Straße“ konnte keine weitere Verschärfung der Situation aufgezeigt werden. Die folgende Mischwasserbehandlungsanlage hingegen wird von allen Verfahren als kritisch beurteilt. Hier zeigt sich eine Übereinstimmung mit der biologischen Erhebung. Der b-Wert der ATV-AG 2.1.1 liegt mit 8,6 deutlich über dem empfohlenen 5 % Wert. Die nach dem ATV Merkblatt M 153 zulässige gewässerverträgliche Einleitungswassermenge von 150 l/s wird im Ist-Zustand mit einer Wassermenge von 475 l/s deutlich überschritten ($n=1$). Die Menge ermittelte sich nach zulässigen Erodierbarkeit des Sohlsubstrates, wobei der Faktor w_e zu 3 angesetzt wurde. Dieses Kriterium wird nahezu bei allen kleineren Gewässern als maßgeblich wirksam. Die im Merkblatt 153 weiterhin vorgeschlagene Begrenzung auf eine zulässige Abflußspende greift als Kriterium erst bei größeren Gewässern mit Mittelwasserabflüssen im Kubikmeterbereich. Der Ansatz der LUA-AG kann hier nur begrenzt wirksam werden, da bei einem Wiederkehrintervall von zwei Jahren kritische Sohlschubspannungen im Braunebach bereits ohne Niederschlagswassereinleitungen auftreten. Die kritische Wassermenge Q_{krit} von 500 l/s wird selbst für ein HQ_1 (625 l/s) aus dem natürlichen Einzugsgebiet erreicht. Demnach dürften nach dem LUA-Ansatz keine Niederschlagswassereinleitung in den Braunebach erfolgen. Die Beurteilung aufgrund der Kriterien der BWK-AG ergibt einen zu knapp zu hohen Niederschlagswasseranteil unterhalb der Einleitung. Für ein jährliches Wiederkehrintervall beträgt die Wassermenge 942 l/s, wohingegen nur 907 l/s als zulässig angesehen werden.

6.1.2 allbeispiel „Gievenbach“

Der Gievenbach weist mit einer Einleitungsdichte von 6,8 Einleitungen pro Fließkilometer im Siedlungsbereich ein komplexes Entwässerungssystem auf. Da es sich um ein Einzugsgebiet mit Trennentwässerung handelt, sind auch kleinste angeschlossene Flächen direkt abflußwirksam. Eine Beurteilung nach ATV-AG 2.1.1 ergibt keine kritischen „b-Werte“. Lediglich die Einleitungstelle 20 wurde als kritisch beurteilt, weist jedoch bereits ein RRB von 3.450 m^3 ($3 \text{ l} / (\text{s} \cdot \text{ha} \cdot A_{\text{red}})$) auf. Diese Drosselabgabe reicht aus, um die Einleitung nach den Vorgaben der ATV-AG 2.1.1 als unkritisch einzustufen. Wie schon beim Braunebach wird auch für den Gievenbach das Kriterium des ATV M 153 zur Berücksichtigung der Erodierbarkeit der Gewässersedimente mit einem Ansatz von $w_e = 3$ wirksam. Hier liegen bei einem Vergleich der durch die Langzeitsimulation ermittelten Abflüsse aus den Teileinzugsgebieten ($n=1$) bei fast allen Einleitungen Überschreitungen der maximalen empfohlenen Drosselmengen vor. Lediglich die Einleitungen 10 ($A_{\text{EK}} = 0,83 \text{ ha}$), sowie 20 und 29 mit vorhanden RRB erfüllen das Kriterium. Da der kritische Gewässerabfluß wie schon beim Braunebach mit 300 l/s sehr gering ist (sandiges Sohlsubstrat) wird dieser auch natürlicherweise mehrfach im Jahr überschritten. Die Anwendung des Nachweises der Sohlstabilität als Kriterium des Konzeptes der Landesarbeitsgruppen-NRW kann an dem Gievenbach in der vorgesehenen Form ebenfalls nicht erfolgen. Das Vorgehen gemäß dem Vorschlag der BWK-AG 2.3 läßt eine Erhöhung des natürlichen Hochwassers $HQ_{1,\text{nat}}$ von 621 l/s um weitere 186

l/s zu. Diese Erhöhung ist im zusammenhängenden Entwässerungsgebiet umzusetzen. Bereits früh nach Beginn des Siedlungsgebietes werden die Einleitungsbedingungen kritisch beurteilt. Nach der Einleitung 6 ist das gewählte Maß bereits vollständig ausgeschöpft. Die Tabelle 6-2 zeigt die unterschiedlichen Bewertungsergebnisse. Vor dem Hintergrund der biologischen und strukturellen Beurteilung erscheinen weitergehende Maßnahmen zur hydraulischen Entlastung des Gievenbaches gerechtfertigt.

Tabelle 6-2: Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Gievenbach“

Bez. Einleitung		ATV 2.1.1**		ATV M 153		LUA-NRW		BWK-2.3	
Nr.	[km]	hydr.	stoffl.	hydr.	Stoffl.	hydr.	stoffl.	hydr.	stoffl.
2	3,84	1,2	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
3	3,84	0,6	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
5	3,50	3,1	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
6	3,42	1,5	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
7	3,32	1,5	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
8	3,28	0,5	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
9	3,27	0,4	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
10	3,19	0,1	n.b.**	$Q_{ist} < Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
12	3,01	0,3	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
13	2,96	1,2	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
14	2,81	0,6	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
16	2,75	0,5	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
17	2,67	0,7	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
18	2,62	1,4	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
20	2,14	5,3	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
21	2,05	1,9	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
22	2,05	0,6	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
23	1,94	0,2	n.b.**	$Q_{ist} < Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
24	1,81	1,5	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
25	1,71	1,4	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
26	1,36	0,4	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
27	1,31	0,6	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q_K < Q_L$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
28	1,31	1,6	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
29	0,82	2,4	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
31	0,0	1,6	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
32	0,0	0,7	n.b.**	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat.}$	n.b.
Gesamtes EZG Gievenbach		17	588	-	-	-	-	-	-

* gemäß den vereinfachten Bezeichnungen in Kapitel 3

**die stoffliche Belastung aus den Teileinzugsgebieten wurde nicht beurteilt, da keine Informationen bzgl der Einwohnerzahl vorlagen. Nach BORCHARDT, 1997 wäre für die stoffl. Belastung aus Trennentwässerungssystemen ein Faktor von 0,4 anzusetzen

n.v.: nicht vorgesehen

n.b.: im Rahmen dieser Studie nicht beurteilt

6.1.3 allbeispiel „Eifgenbach“

Das Verfahren der Vorprüfung der ATV-AG 2.1.1 beurteilt insgesamt 7 Einleitungen im Einzugsgebiet des Eifgenbaches als kritisch. Die Anwendung der hydraulischen Kriterien des ATV Merkblattes 153 weist aufgrund der hohen Mittelwasserabflußpende ($M_q = 39 \text{ l} / (\text{s km}^2)$) nur die Einleitung Nr. 5 als kritisch aus. Die hier erfolgten Einleitungen aus dem RRB „Stadion“ stellen derzeit die Hauptbelastung des Eifgenbaches dar. Für diese Einleitung wurde ein einjähriger Spitzenwasserabfluß von 2.219 l/s ermittelt. Dem Merkblatt nach vertretbar wären hingegen lediglich 1.872 l/s. Der Ansatz der Landesarbeitsgruppen NRW beurteilt hier abermals sämtliche Einleitungen als kritisch. Grund ist, wie bereits vorangegangen am Braunebach und Gievenbach diskutiert wurde, das natürliche Auftreten sohlverlagernder Fließzustände im Eifgenbach. Gemäß den Empfehlungen der BWK-AG 2.3 beträgt der maximale Anteil der Niederschlagswassereinleitungen am Gesamtabfluß im Eifgenbach 593 l/s ($n=1$; $Hq_{1,\text{nat}} = 1,7 \text{ l} / (\text{s ha})$). Im Ist-Zustand beträgt der Anteil jedoch 2.120 l/s. Diese Abflußmenge wird nach der Einleitung Nummer 3 „RRB Wirtsmühle“ überschritten.

Bedingt durch das hohe Wiederbesiedlungspotential, sowie der ausgeprägten Dynamik der natürlichen Verhältnisse sind die Auswirkungen der Niederschlagswassereinleitungen nur schwach ausgeprägt. Es kann erwartet werden, daß sich ohne Maßnahmen zu einer weiteren strukturellen Aufwertung des Eifgenbaches die Verhältnisse nicht maßgeblich verbessern werden.

Tabelle 6-3: Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Eifgenbach“

Bez. Einleitung		ATV 2.1.1		ATV M 153		LUA-NRW		BWK-2.3	
Nr.	[km]	hydr.	stoffl.	Hydr.	stoffl.	hydr.	stoffl.	hydr.	stoffl.
1	15,96	27	52	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
2	15,29	61	1.355	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
3	15,29	1	30	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q < 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
4	15,07	2	73	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
5	14,81	4	136	$Q_{\text{ist}} > Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
6	14,58	7	431	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
7	14,58	37	2.206	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
8	14,13	0	27	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
9	13,85	66	4.051	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
10	13,85	4	163	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
11	10,15	80	3.196	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
12	10,15	8	719	$Q_{\text{ist}} < Q_{\text{d,max}}$	n.b.	$Q > Q_{\text{krit}}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,\text{nat}}$	n.b.
Gesamtes EZG Wermelskirchen		11	210	-	-	-	-	-	-

- gemäß den vereinfachten Bezeichnungen in Kapitel 3
 - n.v.: nicht vorgesehen
 - n.b.: im Rahmen dieser Studie nicht beurteilt

6.1.4 allbeispiel „ chondelle“

Im Quellgebiet der Schondelle liegen insgesamt vier Einleitungen der Trennkanalisation vor. Schon aufgrund dieser Lage sind die Einleitungsbedingungen besonders kritisch zu überprüfen. Die Verfahrensvorschläge verhalten sich hier nunmehr uneinheitlich. Die punktbezogene Betrachtung der ATV-AG 2.1.1 orientiert sich an den Flächenverhältnissen und beurteilt vor dem Hintergrund der realen biologischen Verhältnisse zutreffend. Sämtliche Einleitungsmengen bis zum „R Heiduferweg“ (M 295), mit Ausnahme der Einleitung T 297, sind höher als die vom Entwurf des ATV-Merkblattes 153 vorgesehenen maximalen Drosselabflüsse. Somit beurteilt dieses Verfahren teils zutreffend, teils nicht zutreffend.

Tabelle 6-4: Ergebnisse der Anwendung verschiedener Verfahren zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen für das Gewässer „Schondelle- ord“

Bez. Einleitung		ATV 2.1.1		ATV M 153		LUA-NRW		BWK-2.3	
Nr.	[km]	hydr.	stoffl.	Hydr.	stoffl.	hydr.	Stoff.	hydr.	stoffl.
T 299	5,1	15,5	296	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
T 301	5,1	15,5	296	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
T 302	5,2	5,3	54	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
T 298	4,6	5,18	592	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
T 297	4,05	0,26	27	$Q_{ist} < Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
T 574	4,02	10,9	264	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
M 557	3,85	1	1.228	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q < Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
T 296	3,55	1,1	576	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
M 295	3,2	9,3	9.081	$Q_{ist} > Q_{d,max}$	n.b.	$Q > Q_{krit}$	n.v.	$Q > 1,3HQ_{1,nat}$	n.b.
Gesamtes EZG Schondelle		25,4	53.975	-	-	-	-	-	-

* gemäß den vereinfachten Bezeichnungen in Kapitel 3

n.v.: nicht vorgesehen

n.b.: im Rahmen dieser Studie nicht beurteilt

Aufgrund der quellnahen Einleitungen ist die gemäß BWK-AG 2.3 als zulässig angesehene Wassermenge von 30 % des $HQ_{1,nat}$ bereits mit den ersten Einleitungen ausgeschöpft. Hier erscheint ein Gesamtanierungskonzept erforderlich. Der Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW orientiert sich am kritischen Gewässerabfluß von 650 l/s ($n = 0,5$). Dieser wird erst ab der Einleitung 29 („lpketalstraße-Altenheim“) überschritten. Für die nachfolgenden Einleitungen werden gemäß diesem Verfahrensvorschlag weitergehende Maßnahmen als notwendig erachtet. Alternativ wären auch Maßnahmen zu einer Reduzierung der Mengen aus oberhalb liegenden Einleitungen möglich. Hinweise hierzu gibt das Konzept der Landesarbeitsgruppen nicht.

Die Notwendigkeit einer hydraulischen Entlastung des Schondelle-Oberlaufes wird durch die Erhebung und Bewertung der Makrozoobenthoszönose belegt. Die Schondelle weist jedoch innerhalb dieser Abschnitte ein hohes Wiederbesiedlungspotential auf. Dies kann ebenfalls eindeutig aus der biologischen Untersuchung abgeleitet werden.

6.2 Bewertung der Verfahrensvorschläge

Nachdem nunmehr die Bewertungen der Einleitungsbedingungen an den Untersuchungsgewässern erfolgt sind, stellt sich die Frage nach der Anwendbarkeit der Verfahrensvorschläge.

Verfahren der Vorprüfung nach ATV-AG 2.1.1

Das Verfahren der Vorprüfung ist punktbezogen, und weist keinen direkten Bezug zum Gewässerverlauf auf. Obwohl es die hydraulischen Verhältnisse weitgehend treffsicher beurteilt, leiten sich keine Maßnahmen oder gar Zielgrößen aus dem Verfahren ab. Dieser Aspekt war bereits in der Vergangenheit Kritikpunkt und ist auch ein Grund für die mangelnde Akzeptanz. Insbesondere bei kleinen Gewässern wird das Verfahren zusehends unscharf. Der mittlere Niedrigwasserabfluß als Eingangsgröße bei der stofflichen Beurteilung der Einleitungsbedingungen ist für kleine Gewässer nicht geeignet. Die so erzielten Ergebnisse suggerieren Belastungen, die in der Realität übereinstimmend nicht nachgewiesen werden konnten. Eine kritische Diskussion dieses Verfahrens findet sich bei WAGNER, 1996; GAMMETER, 1996; PODRAZA, 1996 und FISCHER, 1998.

Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser gemäß ATV-Merkblatt 153

Der Verfahrensvorschlag dieses Merkblattes ist prinzipiell für die Beurteilung von Trennentwässerungssystemen. Da aus einer immissionsorientierten Beurteilung heraus jedoch alle Gewässer die gleichen hydraulischen Schutzbedürfnisse aufweisen, wurde dieses Verfahren mit in den Verfahrensvergleich aufgenommen. Bemerkenswert an diesem Verfahren ist zunächst, daß die Begrenzung des Drosselabflusses bei kleinen abflußschwachen Gewässern nahezu immer aufgrund der potentiellen Erodierbarkeit des Sohlsubstrates erfolgt. Der zugehörige dimensionslose Parameter w_e , welcher die zulässige Drosselwassermenge in Abhängigkeit vom Mittelwasserabfluß festlegt, ist in der richtigen Größenordnung gewählt. Die Gebietsabflüsse werden durch die Anwendung des Verfahrens vergleichmäßig, so daß keine hydraulischen Überlastungen mehr auftreten. Die ermittelten Drosselwassermengen an den Untersuchungsgewässern lagen in ihrer Größenordnung bei den ermittelten zulässigen Bagatelleinleitungswassermengen der Landesarbeitsgruppen-NRW. Die letztgenannte Bagatellwassermengen wurden von den StUA in Nordrhein-Westfalen auf der Basis unstrittiger Einleitungen ermittelt und stehen gemeinsam mit dem Verfahrensvorschlag der Landesarbeitsgruppen zur Diskussion. Der Ansatz ist prinzipiell punktbezogen, allerdings müssen Einleitungen innerhalb von 500 m zusammengefaßt werden. Aussagen zu einer hydraulischen Überlastung der anliegenden Gewässer werden nicht gemacht.

Entwurf der BWK-AG 2.3

Der Entwurf des Leitfadens zum Umgang mit Mischwassereinleitungen weist eine scharfe Forderung nach einer Renaturierung der Wasserführung auf. Im Rahmen dieser

Studie wurde die diskutierte Begrenzung der Wassermenge aus Niederschlagswassereinleitungen mit 30 % von $HQ_{1,nat}$ angesetzt. Das Kriterium war mit Ausnahme des Braunebaches bereits kurz unterhalb des Beginns der Siedlungstätigkeit überschritten. Angesichts der scharfen Begrenzung der Wassermenge sind bei nahezu allen Einleitungen Rückhaltemaßnahmen erforderlich. Aufgrund dieser prinzipiellen Forderung einer quasi-natürlichen Wasserführung sind im Rahmen der Anwendung des Verfahrens auf die Untersuchungsgewässer nahezu alle Abschnitte kritisch beurteilt. Konsequenterweise können somit keine Bezüge zu Einzeleinleitungen hergestellt werden. Das Verfahren zielt auf die Sanierung der gesamten Wasserführung in einem Einzugsgebiet.

Der Verfahrensvorschlag der Landesarbeitsgruppen-NRW wird im weiteren separat diskutiert.

Insgesamt hat sich gezeigt, daß durch die Einbindung gewässerbezogener Kenngrößen in die Beurteilungsverfahren deutliche Fortschritte bei der Identifikation und Sanierung kritischer Einleitungsbedingungen erzielt werden können. Die Ansätze zu einer Festlegung kritischer Wassermengen eignen sich idealerweise für zusammenhängende Simulationstechniken und entziehen sich meist vereinfachten Nachweisen. Durch die Kontingenzierung von Niederschlagswassereinleitungen, wie sie von den Ansätzen der Landesarbeitsgruppen und der BWK-AG diskutiert werden, können die Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, 1998) nach einer einzugsgebietsbezogenen Bewirtschaftung der Gewässer ansatzweise berücksichtigt werden. Der Einsatz der Langzeitsimulation als Nachweisverfahren scheint gut geeignet die Zielgrößen im Gewässer direkt zu ermitteln. Die Kombination unterschiedlicher Jährlichkeiten, Bemessungs- und Niederschlagsansätze und die resultierende begrenzte Vergleichbarkeit der Kenngrößen entfällt in diesem Fall.

6.3 Diskussion des Verfahrensvorschlages der Landesarbeitsgruppen- Nordrhein Westfalen

Zunächst wird die Anwendung des Verfahrensvorschlages an den Untersuchungsgewässern beurteilt. Die Vorgabe des Nachweises der Sohlstabilität unterhalb der Einleitungstelle als maßgebliches Kriterium zu einer Beurteilung erscheint, wie bereits aufgezeigt wurde, in ihrer jetzigen Form nicht eindeutig. Sohlverlagernde Ereignisse treten in verschiedenen Gewässertypen mit unterschiedlichen Häufigkeiten auf. In Flachlandgewässern mit sandiger Sohle reichen schon kleinere Wassermengen, um die Sohle in Bewegung zu bringen. Hier findet die Sohlverlagerung mehrfach im Jahr statt. Kiesige Gewässer hingegen widerstehen auch erhöhten Gewässerabflüssen. Entsprechend reduziert sind hier die Häufigkeiten Geschiebetrieb auslösender Ereignisse. Die kritischen Sohlschubspannungen und die zugehörigen Gewässerabflüsse wurden in Kapitel 5 für die Untersuchungsgewässer ermittelt. Wertet man nun die Häufigkeiten der Gewässerabflüsse $> Q_{krit}$ in repräsentativen Querprofilen aus, so ergibt sich folgendes Bild:

Tabelle 6-5: Häufigkeit von Gewässerabflüssen $> Q_{krit}$ in den Untersuchungs-
gewässern [1/a]

Variante	Braunebach	Gievenbach	Eifgenbach	Schondelle / Olp- kebachsystem
Ist-Zustand	4,1	38,9	18,4	6,9
Quasi-natürlicher Zust.	3,4	14,1	12,7	0,1
Q_{krit} [l/s]	500	300	850	650

Es zeigt sich, daß in den Flachlandgewässern, sowie dem Eifgenbach Ereignisse mit beginnendem Geschiebetrieb auch im natürlichen, unbesiedelten Einzugsgebiet mehrfach im Jahr auftreten. Insbesondere bei geringen kritischen Abflüssen erhöht sich die Häufigkeit einer Überschreitung. Die ermittelten Werte stellen keine Absolutwerte dar, sondern variieren entlang des Längsverlaufes der Gewässer in einzelnen Querprofilen. Sie verdeutlichen jedoch, daß der Nachweis einer Überschreitung der Sohlschubspannungen für ein Wiederkehrintervall von zwei Jahren an den Untersuchungs-
gewässern nicht eindeutig ist. Zu den ermittelten Häufigkeiten aus dem potentiell unbesiedeltem Einzugsgebiet muß zusätzlich bemerkt werden, daß die Gewässer strukturelle Defizite aufweisen. Natürliche Ausuferungsprozesse treten aufgrund von Begradigung und resultierender Eintiefung nicht mehr auf. Die „reale oder ursprüngliche“ Häufigkeit kritischer Abflüsse in einem fiktiven, unbesiedelten Einzugsgebiet dürfte somit reduzierter sein. Aufgrund dieser prinzipiellen Schwachstelle des Verfahrens sollte mindestens eine weitere gewässerbezogene Kenngröße eingeführt werden. Die BWK-AG lehnt sich an ein natürliches Bezugsniveau an ($HQ_{1,nat}$). Denkbar ist jedoch auch eine vereinfachte, definierte zulässige Erhöhung der Sohlschubspannungsüberschreitungen für einzelne Gewässertypen. Weiterhin ist es auch möglich nicht den Beginn einer Sohlbewegung als Kriterium heranzuziehen, wie in der Entwurfsfassung zum Verfahrensvorschlag vom 23.03.1998 gefordert, sondern die vollständige Sohlumlagerung. Diese tritt je nach Gewässertyp bei 1 bis 2 jährlichen Abflüssen auf (bettbildender Abfluß).

Aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Beurteilung können die Erkenntnisse aus der biologischen Untersuchung nicht direkt mit der Beurteilung einzelner Einleitungen verglichen werden. Im weiteren wird an dem Gewässer Schondelle die Eignung einer gekoppelten Berücksichtigung der auftretenden Abflußintensität von Kanalabfluß und Gewässerabfluß an der Einleitungsstelle als Kriterium zu einer Beurteilung der Einleitungsbedingungen diskutiert. Die Erläuterungen beziehen sich speziell auf den Regenüberlauf „Heiduferweg“ (M 295), für den am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft umfangreiche Daten vorliegen (GEIGER et AL, 1994; WAGNER, 1996, PODRAZA, 1996).

Ein Beurteilungskriterium, welches an die Intensität des Abflußanstieges berücksichtigen soll, muß sich vereinfachend auf einen mittleren auftretenden Zeitraum der Anlaufzeit der Spitzenabflüsse stützen. Ein Vergleich mit direkt ermittelten Einzelereignis-
auswertungen aus Langzeitsimulationsrechnungen ist überaus sinnvoll, kann allerdings nicht in ein allgemeines Verfahren übernommen werden, ohne die Langzeitsimulation

selbst zum Bestandteil des Verfahrens zu machen. Aufgrund der notwendigen Vereinfachung ist der folgende Aspekt von Interesse:

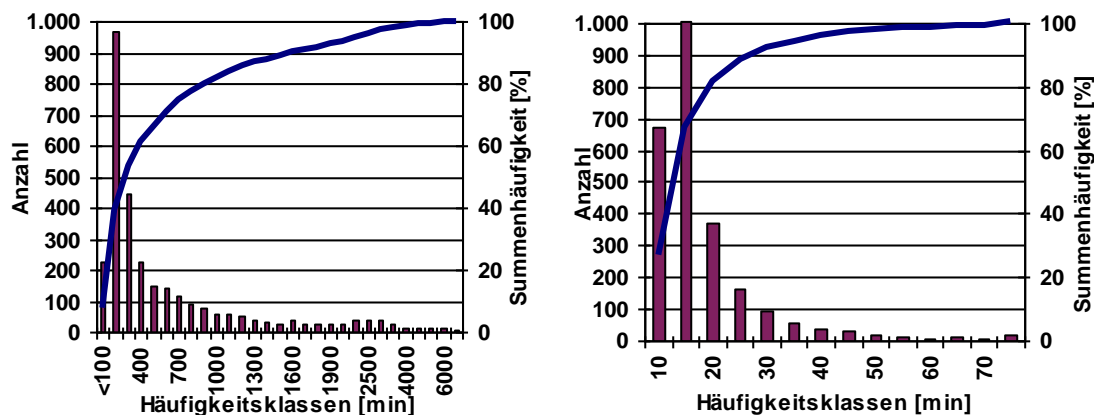


Bild 6-1: Häufigkeitsverteilung der Anlaufzeiten bis zum Spitzenabfluß für das Gewässer (links) und den Regenüberlauf Heiduferweg (rechts)

In Bild 6-1 sind die Häufigkeitsverteilungen der Anlaufzeiten für das Gewässer und den Regenüberlauf Heiduferweg aufgetragen. Die Verteilungen wurden aus der Langzeitsimulation ermittelt. Es zeigt sich eine hohe Variabilität der Anlaufzeiten bedingt durch die unterschiedlichen Niederschlagscharakteristika. Die Verteilung resultiert aus den variierenden Niederschlagsintensitäten und -dauern, sowie den unterschiedlichen effektiven Niederschlagshöhen. Die Anlaufzeit kann für das kanalisierte Einzugsgebiet noch relativ gut gemittelt werden. Der 90 %-Wert der Anlaufzeit liegt mit rund 25 min im Bereich der längsten Fließzeit des Kanalnetzes ($t_f = 29$ min). Somit kann die maßgebliche Fließzeit aus dem Kanalnetz als Eingangsgröße bei einer Berücksichtigung des Abflußanstieges vereinfachend als maßgeblich angesetzt werden.

Anders verhält es sich bei den Gewässerabflüssen. Hier verteilen sich die Häufigkeitsklassen einer 90-prozentigen Summenhäufigkeit in einem Bereich von 100 Minuten bis hin zu 1.600 Minuten (26 h). Diese Bandbreite muß als zu groß angesehen werden, um im Rahmen einer vereinfachten Festlegung in einem Beurteilungsverfahren Eingang zu finden. Von einer treffsicheren Beurteilung, oder gar Bemessung der Niederschlagswasserbehandlung kann bei dieser Grundlage nicht ausgegangen werden.

Nachstehend aufgeführt sind die Ergebnisse aus 71 dokumentierten Niederschlagswassereinleitungen am Regenüberlauf Heiduferweg. Bild 6-2 zeigt den Zusammenhang zwischen den beiden Anstiegszeiten. Die Werte sind mit einem Bestimmungsmaß von 0,75 nur schwach korreliert. Es ist lediglich ein Trend zu erkennen. Insbesondere der Kanalabfluß weist hier längere Fließzeiten bis zum Scheitelabfluß auf. Diese Ergebnisse widersprechen den oben genannten Ergebnissen der Langzeitsimulation. Aufgrund der Niederschlagsvariabilitäten ergibt sich insgesamt kein eindeutiger Zusammenhang.

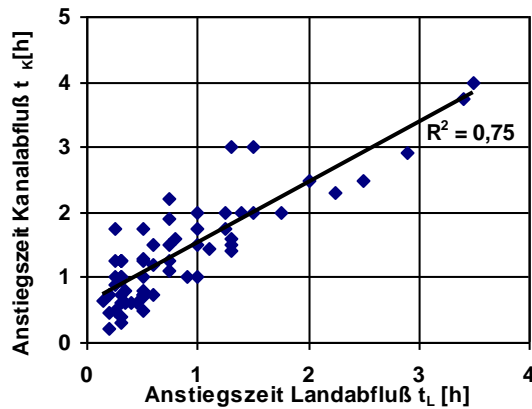


Bild 6-2: Korrelation der Anlaufzeiten von Kanal- und Landabfluß
Anstiegszeit Kanalabfluß t_K [h]
Anstiegszeit Landabfluß t_L [h]
 $R^2 = 0,75$

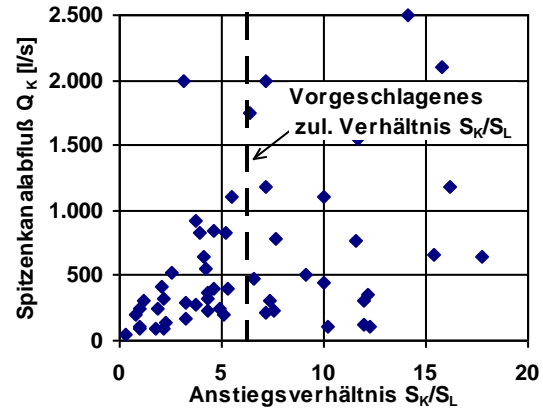


Bild 6-3: Zusammenhang zwischen aufgetretenem Anstiegsverhältnis S_K/S_L und Spitzenwasserabfluß
Spitzenkanalabfluß Q_K [l/s]
Anstiegsverhältnis S_K/S_L
Vorgeschlagenes zul. Verhältnis S_K/S_L

Aus Bild 6-3 ist ersichtlich, daß die aufgetretene Streuung der zulässigen Anstiegsverhältnisse S_K/S_L sehr breit ist. Bei als unkritisch ausgewiesenen Anstiegsverhältnissen treten trotz allem kritische Gewässerabflüsse auf. Hier würde also das maßgebliche Kriterium einer Vermeidung der Sohlumlagerung zur Anwendung kommen müssen. Ein direkter Nachweis dieser Größe erscheint vor diesem Hintergrund jedoch effektiver und zielgerechter. Weiterhin lassen sich aus dem oben gezeigten Zusammenhang kaum Hinweise für die Wahl einer zulässigen Drosselabgabe aus Rückhalteräumen ableiten.

Die Beschränkung der Einleitungen auf eine zulässige Anstiegszeit im Gewässer verschafft der betroffenen Biozönose Zeit zum Aufsuchen von Refugialraum. Am Regenüberlauf Heiduferweg wurden bei verschiedenen Entlastungsereignissen Benthosuntersuchungen vor und nach einem Entlastungsereignis durchgeführt. Am Beispiel des Artenfehlbetrages wird verdeutlicht, daß auch hier das Anstiegsverhältnis nur begrenzte Erkenntnisse zur Vermeidung kritischer Belastungszustände liefern kann. Die Bilder 6-4 und 6-5 verdeutlichen diesen Sachverhalt.

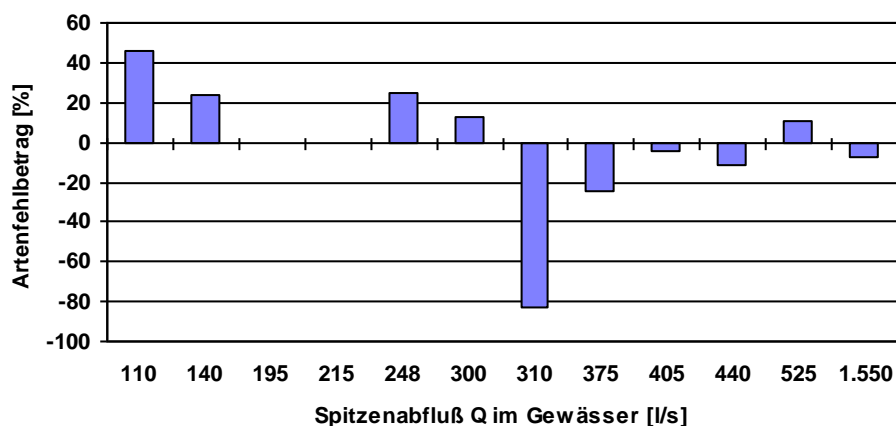


Bild 6-4: Abhängigkeit des ermittelten Artenfehlbetrages vom Spitzenwasserabfluß (Daten aus GEIGER et AL., 1994)

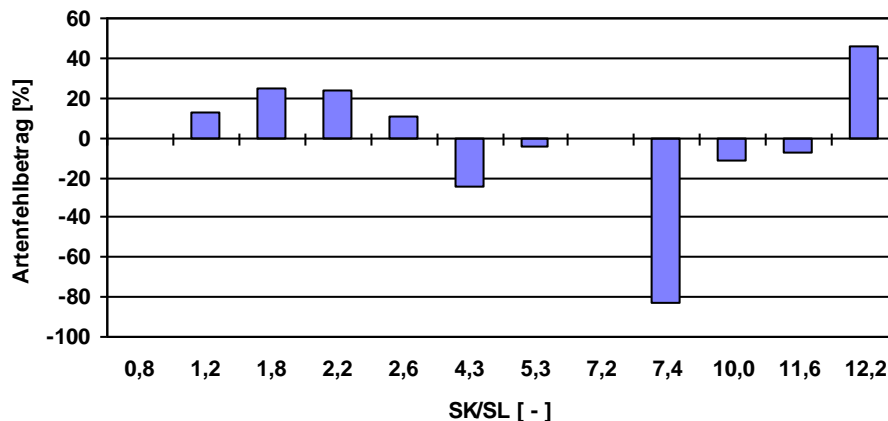


Bild 6-5: Abhängigkeit des ermittelten Artenfehlbetrages vom aufgetretenem Anstiegsverhältnis S_K/S_L (Daten aus GEIGER et AL., 1994)

Es zeigt sich keine Abhängigkeit des Artenfehlbetrages vom aufgetretenem Anstiegsverhältnis. Bei niedrigen Verhältniswerten (und auch geringen Spitzenabflüssen) wird die Biozönose reduziert. Bei dynamischeren Verhältnissen kommt es tendenziell eher zu einer Erhöhung der Artenzahl (negativer Artenfehlbetrag). Es ergibt sich jedoch kein eindeutiges Bild, welches für die Verwendung des Anstiegsverhältnisses im Rahmen eines Beurteilungskriteriums sprechen würde. Insgesamt erscheint somit die Verwendung dieses Kriteriums zu einer Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen als ungeeignet. Es wird empfohlen, im weiteren von einer Verwendung als Beurteilungsgröße abzusehen.

6.4 Konsequenzen für die Niederschlagswasserbehandlung an den Untersuchungsgewässern

Bevor weitergehende Maßnahmen zur Niederschlagswasserbehandlung erwägt werden, sollten alle weiteren, die Gewässerentwicklung limitierenden, Randbedingungen bekannt sein. Wie bereits in Kapitel 5 aufgezeigt wurde, ergeben sich aus erheblichen Strukturdefiziten Grenzen für die Erreichbarkeit von Zielgrößen und -zuständen im Gewässer. Werden diese Grenzen nicht erkannt und mit in eine beabsichtigte Gewässerentwicklung einbezogen, ist kein kostenoptimierter Gewässerschutz gewährleistet.

Aus allen Verfahren ergeben sich Forderungen nach Rückhaltemaßnahmen für Niederschlagswassereinleitungen. Dabei streben die Ansätze der Landes- und der BWK-Arbeitsgruppe eine einzugsgebietsbezogene hydraulische Sanierung der Gewässer an. Das Merkblatt 153 der ATV weist kein konkretes hydrologisches Gesamtentwicklungsziel aus, drängt jedoch auf eine deutliche Vergleichmäßigung der Abflüsse aus Siedlungsgebieten im Gewässerlängsverlauf.

Der Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW orientiert sich an einem kritischen Gewässerabfluß. Da sich die Einleitungen an kleinen Gewässern in Siedlungsgebieten nahezu immer überlagern dürften, ist somit der am Gebietsauslaß maßgebliche kritische Ge-

wässerabfluß entscheidend für die Ermittlung oberhalb gelegener Drosselabflußspenden. Aus einem derart zusammenhängendem Entwässerungsgebiet ist somit der Drosselabfluß aus Rückhaltemaßnahmen unter zusätzlicher Berücksichtigung der natürlichen Gebietsabflußspende zu ermitteln. Die so ermittelte zulässige Drosselwassermenge aus Siedlungsgebieten ist auf die befestigten Flächen umzulegen. Hier entsteht je nach Größe und Charakteristika der Einzugsgebiete planerischer Spielraum. Die Bemessung der Rückhaltemaßnahmen erfolgt mit diesem Ansatz für eine Überlaufhäufigkeit von 2 Jahren.

Aus der Anwendung des Verfahrensvorschlages des M 153 und der BWK-Arbeitsgruppe 2.3 ergeben sich oftmals kleinere Rückhaltemaßnahmen mit geringen Volumina. Dabei empfiehlt die BWK-Arbeitsgruppe eine Bemessung der Maßnahmen auf erhöhte Überlaufhäufigkeiten, was sich direkt auf die berechneten erforderlichen Speichervolumina auswirkt. So werden für den Großteil der Gewässer mit einer Gewässergüte > 2 , sowie einer Strukturgüte > 2 Überlaufhäufigkeiten von einmal im Jahr für Flachlandgewässer, sowie zweimal im Jahr für Mittelgebirgsgewässer empfohlen (siehe auch Tabelle 2-7). Durch die Bemessung der Rückhaltemaßnahmen auf diese Jährlichkeit werden extrem hohe Rückhaltevolumina vermieden. Das Bild 6-6 zeigt die Größenordnung der ermittelten erforderlichen Speichervolumina aller Verfahren im Vergleich. Die Berechnung dieser erforderlichen Volumina erfolgte vereinfachend mit dem Nachweisverfahren nach A 117 (ATV, 1998) unter Verwendung der DWD Niederschlagsdaten „Münster“ und „Remscheid“. Die Bemessung der Rückhaltemaßnahmen gemäß dem ATV Merkblatt 153 erfolgte dabei aufgrund der Trennkanalisation für eine Überlaufhäufigkeit von einem Jahr.

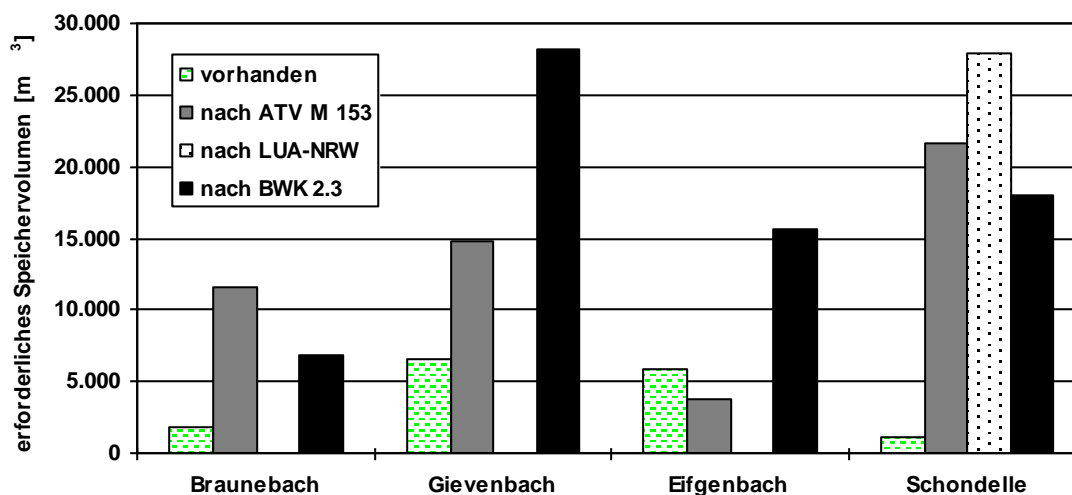


Bild 6-6: Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Gesamtspeichervolumen an den Untersuchungsgewässern

Für den Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW konnte das erforderliche Retentionsvolumen nur an dem Gewässer „Schondelle“ berechnet werden. Aufgrund des hohen Anteils versiegelter Flächen im Einzugsgebiet, sowie der Bemessung der Maßnahmen auf

ein Wiederkehrintervall von 2 Jahren ergibt sich hier mit 27.956 m^3 das höchste erforderliche Gesamtrückhaltevolumen. Aus der vereinfachten Umsetzung der Vorgaben des ATV Merkblattes 153 ergeben sich 18.036 m^3 erforderliches Gesamtvolumen, die Anwendung der Kriterien der BWK-AG 2.3 führt zu 21.562 m^3 Speichervolumen. Am Eifgenbach übersteigt das vorhandene Rückhaltevolumen (ohne die vorhandenen RÜB-Anteile) mit 5.900 m^3 bereits die Vorgaben nach ATV M 153. Die Anwendung des BWK-Ansatzes ergibt hier 15.660 m^3 erforderliches Rückhaltevolumen. Die hohe Einleitungsdichte am Gievenbach bedingt ein erforderliches Gesamtvolumen von 28.191 m^3 gemäß den Empfehlungen der BWK-AG. Dieses Volumen überschreitet die Erfordernisse des ATV Merkblattes 153 um 100 %, da hier bei einer vereinfachten Anwendung vergleichsweise nur 14.841 m^3 Speichervolumen benötigt werden. Auch am Braunebach wurden umfangreiche Rückhaltemaßnahmen errechnet. Im einzelnen ergeben sich rund 11.620 m^3 (ATV-M 153), sowie 6.785 m^3 (BWK) erforderliches Speichervolumen.

Die obig ermittelten erforderlichen Gesamtspeichervolumina wurden aufgrund der notwendigen Gesamtdrosselwassermenge aus befestigten Gebieten berechnet. Dabei wurde keine optimierte Verteilung der Volumina im Gesamtsystem berücksichtigt. Diese, im Rahmen dieser Studie angewendete, Vereinfachung ist prinzipiell nur für kleinste Einzugsgebiete zulässig, da der vergleichmäßig wirkende Wellenablauf im Gewässer nicht mit berücksichtigt wird. Setzt man die derart berechneten Drosselabgaben konsequent an allen Einleitungsstellen gleichwertig auf die befestigten Teilflächen um, ergibt sich der nachstehend aufgeführte Speicherbedarf entlang der Gewässerverläufe:

Braunebach

Die ermittelte maßgebliche maximale Drosselabflußspende aus den befestigten Flächen beträgt gemäß den Vorgaben des BWK-Ansatzes $10,3 \text{ l / (s ha)}$. Die maßgeblichen Drosselabflußspenden nach dem ATV M 153 liegen zwischen $16,5$ und $3,0 \text{ l / (s ha)}$.

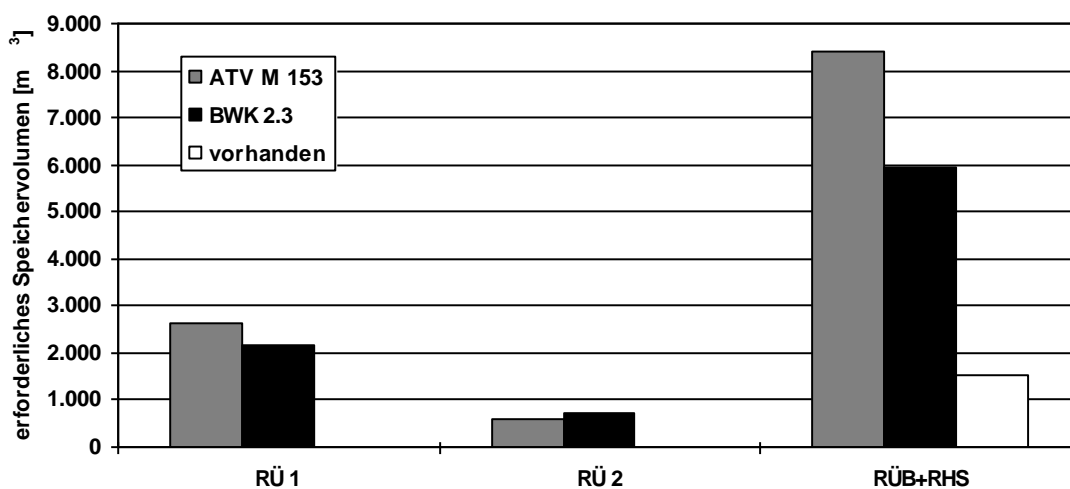


Bild 6-7: Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Speichervolumina im Längsverlauf des Gewässers „Braunebach“

Für einen Niederschlag mit einjährigem Wiederkehrintervall ergibt für diesen Ansatz ein maximal erforderliches spezifisches Speichervolumen von $118 \text{ m}^3 / \text{ha } A_{\text{red}}$. Die Verteilung der errechneten Speichervolumina auf die angeschlossenen befestigten Teilflächen ist aus Bild 6-7 ersichtlich. Wie bereits ausgeführt können für den Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW am Braunebach keine Angaben zum erforderlichen Rückhaltevolumen gemacht werden.

Bei einem Vergleich der berechneten Werte zeigt sich, daß insbesondere bei den kleinen Teileinzugsgebieten die erforderlichen Volumina nur unwesentlich von einander abweichen. Erst mit zunehmender Größe der Teileinzugsgebiete sowie erhöhter Gesamteinzugsgebietsgröße errechnen sich gemäß dem ATV M 153 höhere erforderliche Speichervolumina. Von beiden Verfahren wurden die negativen Auswirkungen des strukturschwachen Oberlaufes des Braunebaches nicht berücksichtigt. Weiterhin zeigt sich, daß das vorhandene Volumen der Regenrückhaltestrecke nicht ausreicht, die Forderungen der Verfahrensvorschläge abzudecken.

Gievenbach

Für den Gievenbach beträgt die ermittelte erforderliche Drosselabflußspende aus den befestigten Flächen gemäß den Vorgaben des BWK-Ansatzes $2,1 \text{ l} / (\text{s ha})$. Das spezifische Speichervolumen für ein einjähriges Wiederkehrintervall ergibt sich zu $182 \text{ m}^3 / \text{ha } A_{\text{red}}$. Die minimale maßgeblichen Drosselabflußspenden nach dem ATV M 153 ist mit $5,4 \text{ l} / (\text{s ha})$ berechnet worden. Teilweise ergeben sich jedoch deutlich höhere zulässige Drosselabflußspenden. Die Verteilung der errechneten Speichervolumina auf die befestigten Teilflächen am Gievenbach ist aus Bild 6-8 ersichtlich. Erneut sind keine Speichervolumina für den Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW angegeben.

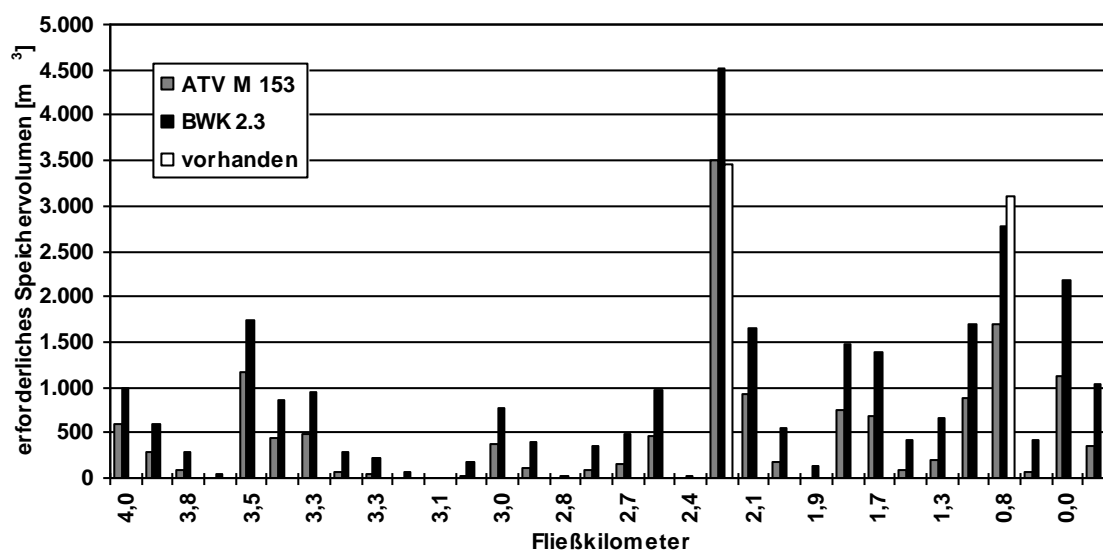


Bild 6-8: Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Speichervolumina im Längsverlauf des Gewässers „Gievenbach“

Es zeigt sich, daß für den Ist-Zustand das Volumen der beiden vorhanden Regenrückhaltebecken vor dem Hintergrund der Forderungen der Verfahrensvorschläge an den betroffenen Einleitungsstellen bereits in der Größenordnung richtig gewählt wurde. Am Standort „Klinikum“ ist das vorhandene Volumen sogar mehr als ausreichend. Weiterhin ist aus dem Bild 6-8 klar ersichtlich, daß nahezu an allen Einleitungsstellen kleine bis minimale Rückhaltemaßnahmen erforderlich werden. Dies ist eine wesentliche Feststellung bei der Beurteilung der Verfahrensvorschläge im Hinblick auf ihre Anwendbarkeit. Die praktische Umsetzung derartiger Forderungen im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Praxis ist jedoch insbesondere im urbanen Raum als kritisch einzuschätzen.

Eifgenbach

Am Eifgenbach beträgt die ermittelte erforderliche Drosselabflußspende aus den befestigten Flächen gemäß den Vorgaben des BWK-Ansatzes $4,5 \text{ l / (s ha)}$. Das spezifische Speichervolumen für ein Wiederkehrintervall von $n=0,5 \text{ [1/a]}$ ergibt sich zu $223 \text{ m}^3 / \text{ha}$ A_{red} . Die minimale maßgeblichen Drosselabflußspenden nach dem ATV M 153 ist mit 90 l / (s ha) ($n=1$) berechnet worden und fällt somit kaum noch ins Gewicht. Teilweise ergeben sich erneut noch deutlich höhere zulässige Drosselabflußspenden. Gemäß dem ATV M 153 ist der Eifgenbach als unkritisch einzuschätzen. Eine Drosselung der Spitzenabflüsse ist im Rahmen des Ist-Zustandes bereits umgesetzt worden. Eine Verteilung der errechneten Speichervolumina im Gesamtsystem ist aus Bild 6-9 ersichtlich.

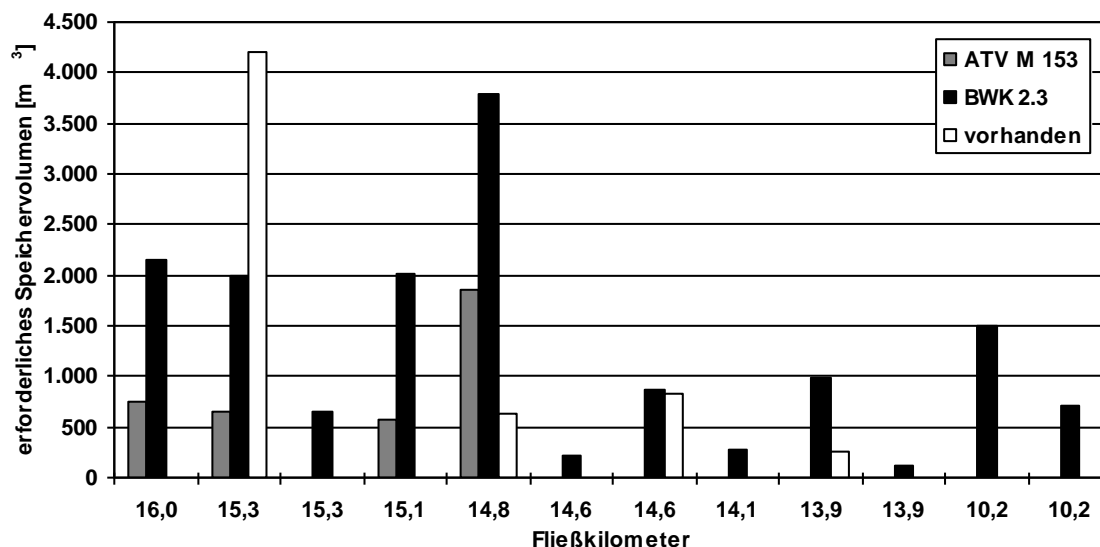


Bild 6-9: Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Speichervolumina im Längsverlauf des Gewässers „Eifgenbach“

Wiederum ist zu erkennen, daß für den Ist-Zustand das Volumen der vorhanden Regenrückhaltebecken bereits annähernd richtig gewählt wurde. An der Niederschlagswasser-einleitung „Wirthsmühle“ übersteigt das vorhandene Volumen die Forderungen. Die Forderungen des BWK-Ansatzes weisen für den Eifgenbach einen zu hohen Niederschlagswasseranteil aus. Die vereinfachte konsequente Umlegung der erforderlichen

spezifischen Speichervolumina auf die befestigten Teilflächen des Einzugsgebietes führt zu der im Bild 6-9 dargestellten Verteilung der Speichervolumina. Vor dem Hintergrund der geringen nachweisbaren Beeinträchtigungen der Biozönose innerhalb des Einzugsgebietes erscheinen die Forderungen des BWK-Ansatzes allerdings leicht überhöht.

Schondelle

An der „Schondelle“ konnte das maßgebliche Kriterium der Landesarbeitsgruppen NRW angewendet werden, da die kritische Sohlschubspannung nicht bereits aufgrund des natürlichen, potentiell unbeeinflussten Einzugsgebiet überschritten wird. So beträgt der kritische Gewässerabfluß Q_{krit} am Bilanzierungspunkt „Regenüberlauf Heiduferweg“ 650 l/s, wohingegen das potentiell natürliche jährliche Hochwasser $HQ_{1,nat}$ nur 416 l/s beträgt. Gemäß den Vorgaben des Verfahrensvorschlages gilt es nunmehr eine Sohlverlagerung unterhalb der Einleitungstelle innerhalb eines Wiederkehrintervalles von 2 Jahren zu vermeiden. Hierbei ist nun zwischen der natürlichen Gebietsabflußspende und den zusätzlichen Anteilen aus den befestigten Flächen zu unterscheiden. Die zulässige Gesamtabflußspende ist nunmehr durch die Drosselung der Gebietsabflüsse befestigter Teileinzugsgebiet zu gewährleisten. Es ergibt sich eine maßgebliche Drosselabgabe von 2,5 l / (s ha) bei einem spezifischen Speichervolumen von 279 m³ pro ha A_{red} (n=0,5). Die Bemessung auf eine Jährlichkeit von 2 Jahren ergibt hier innerhalb des Verfahrensvergleiches das insgesamt größte erforderliche Speichervolumen.

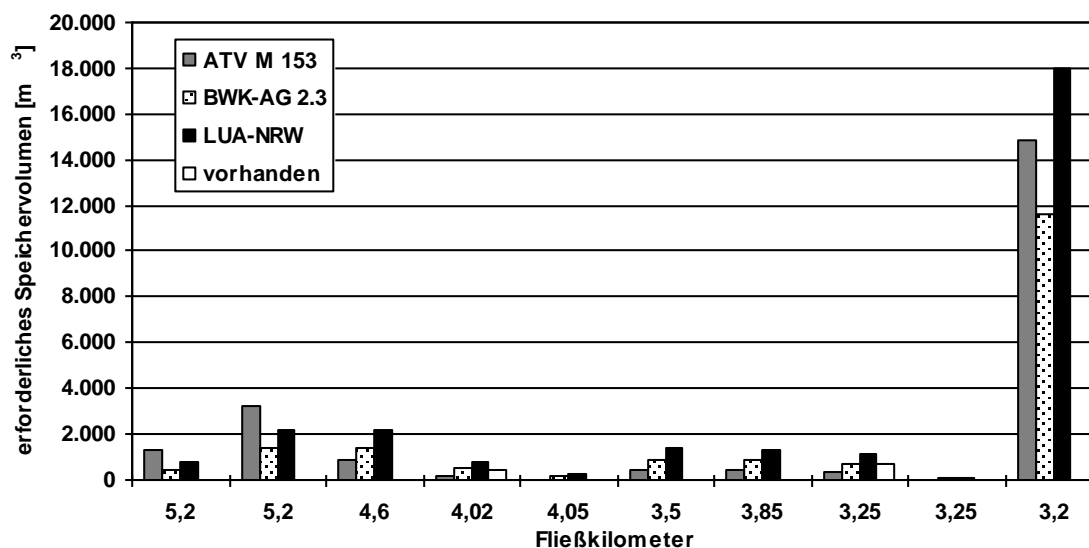


Bild 6-10: Bei der Anwendung der Verfahrensvorschläge ermittelte erforderliche Speichervolumina im Längsverlauf des Gewässers „Schondelle“

Die ermittelte maßgebliche Drosselabflußspende aus den befestigten Flächen beträgt bei Berücksichtigung des Ansatzes der BWK-AG 2,0 l / (s ha). Bei einer Bemessung des erforderlichen Rückhaltevolumens auf eine Wiederkehrintervall von $n = 2$ [1/a] ergibt sich ein erforderliches spezifisches Speichervolumen von 205 m³ / ha A_{red} . Die

maßgeblichen Drosselabflußspenden gemäß dem ATV M 153 betragen wie schon bei dem Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW 2,5 l / (s ha). Eine Verteilung der errechneten Speichervolumina auf die befestigten Teilflächen ist in Bild 6-10 dargestellt.

Die Einleitung am Regenüberlauf „Heiduferweg“ weist den größten Anteil befestigter Flächen im Untersuchungsgebiet auf. Entsprechend dominant ergeben sich die verschiedenen geforderten Rückhaltemaßnahmen. Wie schon beim Gievenbach aufgezeigt wurde ergibt sich hier zusätzlich eine Tendenz zu vielen kleinen Rückhaltemaßnahmen.

7 Zusammenfassung

Das Land Nordrhein-Westfalen ist bemüht, für Niederschlagswassereinleitungen eine weitgehend immissionsorientierte Vorgehensweise zur Vermeidung ökologisch kritischer Gewässerzustände zu etablieren. Dabei sollen die spezifischen Gegebenheiten der örtlichen Verhältnisse berücksichtigt werden. Gleichzeitig sollen konkrete Hinweise für die erforderliche Niederschlagswasserbehandlung aus einem Beurteilungsverfahren abgeleitet werden können. Im Rahmen dieser Studie wurden vier derzeit diskutierte Verfahrensweisen zur Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen exemplarisch angewendet:

- Vorschlag der A V Arbeitsgruppe 2.1.1 „Beeinflußung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“ (ATV, 1993, ATV, 1997)
- Vorschlag der A V Arbeitsgruppe 1. 3 „Regenwasserbehandlung“ (ATV, 1998)
- Konzept zur hydraulisch / hydrologischen Beurteilung der NRW-Landesarbeitsgruppen „Renaturierung der Wasserführung“ und „Anforderungen an Einleitungen in Fließgewässer“ (MURL, 1998).
- Entwurfssfassung „Leitfaden für Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse“ der BWK-AG 2.3 (BWK, 1998).

Die genannten Verfahren wurden auf vier Teileinzugsgebiete ausgewählter Gewässer angewandt und die resultierenden Konsequenzen für die hydraulische Bemessung der Niederschlagswasserbehandlung wurde aufgezeigt. Die Ergebnisse wurden vor dem Hintergrund der örtlichen Gegebenheiten gewertet. Zunächst wurde an den nachstehend aufgeführten Gewässern der Ist-Zustand detailliert herausgearbeitet:

- Braunebach: Ländliches Gewässer des Tieflandes in Kamen-Methler
- Gievenbach: Urbanes Gewässer des Tieflandes im Stadtgebiet von Münster
- Eifgenbach: Ländliches Gewässer des Mittelgebirges im Bergischen Land
- Schondelle: Urbanes Gewässer des Mittelgebirges bei Dortmund.

Insbesondere Gewässerabschnitte zwischen einzelnen Niederschlagswassereinleitungen wurden im Hinblick auf eine Beurteilung der Einleitungsbedingungen auf Beeinträchtigungen überprüft. Dabei wurden neben hydrologischen, biologischen und morphologischen Erhebungen hydraulische Modellrechnungen an den Gewässern durchgeführt. Durch eine weitreichende aut-ökologische Analyse der Makrozoobenthosbiozönose konnten funktionale Unterschiede innerhalb der Biozönose auf Niederschlagswassereinleitungen zurückgeführt werden.

Die diskutierten Verfahrensvorschläge kommen aufgrund unterschiedlicher erforderlicher Grundlagen zu überaus unterschiedlichen Beurteilungen. Dabei konnten die individuellen Situationen an den Untersuchungsgewässern von allen Verfahren nur teilweise treffend beurteilt werden. Die Tabelle 7-1 zeigt die wesentlichen Eigenschaften, Kenngrößen und die Hauptdefizite der Verfahren.

Tabelle 7-1: Wesentlichen Eigenschaften, Kenngrößen und Hauptdefizite der Verfahrensvorschläge

	Verfahrensvorschlag			
	ATV 2.1.1	ATV M 153	LUA-NRW	BWK 2.3
Hydrologisches Entwicklungsziel für das gesamte Einzugsgebiet	vorgegeben	nicht vorgegeben	teilweise vorgegeben	vorgegeben
Gewässerbezogene hydraulische Kenngröße(n) / Kriterium für die hydraulische Begrenzung einer Punkteinleitung	Flächenverhältnis A_{EO}/A_{red}	Erodierbarkeit der Sohle. zul. q (l/(s ha)) je nach Gewässertyp	zulässige Sohlschubspannung τ_{krit}	Anteil an einjähriger Hochwasserabflußspende $H_{q1,nat}$
Beurteilung der stofflichen Belastung	möglich	möglich	nicht möglich	möglich
Strukturkomponenten und Wiederbesiedlungspotential	werden nicht berücksichtigt	werden nicht berücksichtigt	werden nicht berücksichtigt	werden berücksichtigt
Unterteilung in verschiedene Gewässertypen	erfolgt nicht	erfolgt differenziert nach Gewässerart, -lage und -typ	erfolgt über das Sohlsubstrat	erfolgt in Flachland- und Mittelgebirgs-gewässer
Ableitung von Vorgaben für die NW-Behandlung	nicht möglich	möglich	möglich	möglich
Vorgesehenes zul. Wiederkehrintervall TN [a] für die Bemessung von Rückhalteräumen	--	nicht festgelegt	TN = 0,5	TN = 2 - 0,5
bestehende Hauptdefizite und Handlungsbedarf	Es fehlen Vorgaben für die erforderliche NW-Behandlung	Es fehlen Vorgaben für die Ableitung eines hydrologischen Gesamtentwicklungszieles. Strukturelemente werden nicht berücksichtigt.	Es fehlen Kriterien für eine stoffliche Beurteilung. Es fehlen die Anbindung an eine gewässerspezifische Kenngröße wie z. B. einer def. Abflußspende oder einer einzugsgebietsbezogenen Häufigkeit kritischer Abflüsse. Zulässige Wiederkehrintervalle sollten in Abhängigkeit von Strukturelementen festgelegt werden.	Eine weitergehende Berücksichtigung von Strukturelementen zur Vermeidung von Gewässerschädigungen wäre angebracht.

Es zeigte sich, daß alle Verfahren nicht geeignet sind, strukturbedingte Effekte durch Niederschlagswassereinleitungen zu berücksichtigen. Insbesondere in strukturschwachen Gewässerabschnitten konnten Beeinträchtigungen der Gewässerbiozönose auf Niederschlagswassereinleitungen zurückgeführt werden, wobei diese Einleitungen nur teilweise von den Verfahren als kritisch beurteilt wurden. Dabei ist das Wiederbesiedlungspotential eine Schlüsselgröße zur Identifikation kritischer Einleitungsbedingun-

gen. So konnten am Braunebach und am Gievenbach in strukturschwachen Gewässerabschnitten mit reduziertem Refugialraum Beeinträchtigungen in der Biozönose nachgewiesen werden, wohingegen am Eifgenbach und in der Schondelle mit reichhaltig vorhandenen Refugialräumen auch massive Niederschlagswassereinleitungen relativ gut kompensiert werden können. Insgesamt sind somit Strukturkomponenten in allen Beurteilungsverfahren durchgängig zu berücksichtigen. Dies führt zu einer verbesserten Beurteilung der Einleitungsbedingungen an den jeweiligen örtlichen Verhältnissen.

Aus allen Verfahren ergeben sich Forderungen für Rückhaltemaßnahmen nach Niederschlagswassereinleitungen. Dabei streben die Ansätze der Landesarbeitsgruppen-NRW sowie der BWK-Arbeitsgruppe 2.3 eine einzugsgebietsbezogene hydraulische Sanierung der Gewässer an. Das Merkblatt 153 der ATV weist kein konkretes hydrologisches Gesamtentwicklungsziel aus, drängt jedoch auf eine deutliche Vergleichmäßigung der Abflüsse aus Siedlungsgebieten im Gewässerlängsverlauf.

Der Ansatz der Landesarbeitsgruppen-NRW orientiert sich an einem kritischen Gewässerabfluß, welcher eine Sohlverlagerung mit einem Wiederkehrintervall von zwei Jahren unterhalb der Einleitung ausschließt. Es wurde gezeigt, daß eine solche Vorgehensweise nicht pauschal an allen Gewässern anwendbar ist. Insbesondere in Flachlandgewässern treten sohlverlagernde Ereignisse bereits in einem fiktiven, nicht urbanisierten Einzugsgebiet mehrfach im Jahr auf. Es wird daher empfohlen, den Verfahrensvorschlag um eine individuelle gewässerspezifische Kenngröße zu erweitern. Die Anlehnung an eine natürliche Wasserführung, wie von der BWK-AG 2.3 verwendet, ist hier nur ein Beispiel möglicher Kenngrößen. Auch ist der Vorschlag um eine Beurteilungsgrundlage für die stoffliche Belastung zu erweitern. Eine Verwendung des Anstiegsverhältnisses von Kanalabfluß und Gewässer für eine Bemessung von Rückhalteräumen wird aufgrund starker Unsicherheiten nicht empfohlen.

Als Konsequenz für die notwendige Niederschlagswasserbehandlung ergeben sich bei Anwendung der verschiedenen Verfahren unterschiedliche erforderliche Speichervolumina. Diese resultieren vorallem aus der Bemessung für unterschiedliche Jährlichkeiten. An den Untersuchungsgewässern ergeben sich bei Umsetzung der errechneten Vorgaben an fast allen Einleitungsstellen Rückhaltemaßnahmen. Dabei ergeben sich vorrangig kleine Volumina aufgrund erhöhter Überlaufhäufigkeiten. Die praktische Umsetzbarkeit derartiger Forderungen ist insbesondere in verdichteten Siedlungsbereichen anzuzweifeln.

8 Literaturverzeichnis

- AALDERINK, R.H.; LIJKLEMA, L. (1985): Water Quality Effects in Surface Waters Receiving Storm Water Discharges. In: *Proceedings of the Technical Meeting 42, Water in Urban Areas, TNO Committee on Hydrological Research, Proceedings and Information*, 33, Herausgeber: Hooghard, J.C., pp 143-159
- ATV (1999): Merkblatt ATV M 153 -Gelbdruck-, Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., St. Augustin.
- ATV (1993): Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, Grundlagen und Vorprüfung, 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1., Korrespondenz Abwasser, Nr. 40 (5), S. 802-806.
- ATV (1997): Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, Grundlagen und Vorprüfung (2. Teil) sowie Hinweise zur biologischen Beurteilung mischwasserbelasteter Gewässer, 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1. Korrespondenz Abwasser, Nr. 44 (5), S. 922-927.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen), Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, Heft 2/88, 1988
- BIOLOGISCHE STATION BERGISCHES LAND E.V., (1990): Vertiefende Untersuchungen zur agrarstrukturellen Vorplanung Wermelskirchen im Bereich des Eifgenbachtals, -Entwicklungskonzept auf der Basis vegetationskundlicher und tierökologischer Untersuchungen-.
- BJOERNSEN BERATENDE INGENIEURE GMBH, (1993): Abflußregelung des Eifgenbaches, Wasserwirtschaftliches Gutachten, Koblenz.
- BLAB, W., NOWAK, E., TRAUTMANN, W., SUKOPP, H. (HRSG.), (1994): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, Kilda-Verlag, Greven, 4. Auflage, 1984
- BLOHM, H.-P.; BORCHARDT, D. (1988): Stoßartige Belastungen in Fließgewässern - Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräume. *Stoffbelastung der Fließgewässerbiotope*, Schriftenreihe des Dt. Verb. für Wasserwirtschaft u. Kulturbau (DVWK) 88: S. 211-271.
- BORCHARDT, D.; FISCHER, J.; MAUCH, E., (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern, Ökologische und wasserwirtschaftliche Folgerungen, GWF Wasser Abwasser 139, Nr. 7.
- BRAUCKMANN, U., (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Arch. Hydrobiol., Beiheft 26, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1987
- BÜRCEL, (1998): Mündliche Mitteilung

- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN DEV (1990): Zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. DIN Bestimmung des Saprobienindex (M 2), DIN 38410 Teil I und II.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN DEV (1990): Zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Bestimmung des Glührückstandes und des Glühverlustes der Trockenmasse des Schlammes, DIN 38 409
- EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. (1975) Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. In: Journal of the Fisheries Research Board of Canada 31(12): 2379-2383
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (1998) Vorschlag des Rates für eine Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft EU-Wasserrahmenrichtlinie Nr.C 184/20, Anhang V.*
- FISCHER, J., (1998): Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität - Gesamthochschule Kassel, Band 19.
- FUCHS, S., (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer -Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung-, Schriftenreihe des ISWW der Universität Karlsruhe, Band 79.
- FOUNDATION OF WATER RESEARCH, (1994), Urban Pollution Management (UPM). A Planning Guide for the Management of Urban Wastewater Discharges During Wet Weather, FR/CL 0002.
- GAMMETER, S. (1996): Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Invertebraten-Zönose kleiner Fließgewässer. Dissertation ETH Zürich.
- GEIGER & RÖDDER, (1993), Hydrologic Model System to Support Integrated Stormwater Management, Proceeding of the 6th international conference on urban storm drainage , ICUSD, Niagara Falls, Kanada, Vol. 2, S. 1320-1325
- GEIGER, W. F.; SCHUHMACHER, H.; GRAUENHORST, V.; RÖDDER, A.; PODRAZA, P. (1994). Auswirkungen von Regenentlastungen der Mischkanalisation auf die Biozönose von Stadtbächen. Schlußbericht eines Forschungsvorhabens des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen
- GEIGER & RÖDDER, (1996), Berechnungsgrundlagen für die Schmutzfrachtberechnung zur regionalen Darstellung des Stoffaustrages aus Kanalisationen, In: Stoffaustrag aus Kanalisationen Hydrologie bebauter Gebiete, Hrsg: Beichert, J., Hahn, H.H. und Fuchs, S.; VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim
- GLACER, D., (1995): Ökologische Nachbewertung zur Umgestaltung des Braunebaches von km 0,0 bis km 1,07 -Erfolgskontrolle-, Erläuterungsbericht im Auftrag des Lippeverbandes, Essen.

- GOERZ, H., (1996), Vergleichende Anwendung zweier Verfahren zur Gewässerstruktur-güteklassifizierung, Großer Entwurf im Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft an der Universität-GH Essen (unveröffentlicht).
- HALLE, M. (in Vorbereitung): Ein neues Aus- und Bewertungsverfahren für die Fließgewässerfauna auf der Basis von autökologisch-funktionalen Typenverteilungen.
- HAMM, A.; MÜHLHÖLZL, W. (1997): Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten. GWF Wasser Abwasser 138, Nr. 5.
- KILIAN, T. ,(1994): Abflußcharakteristika und potentiell-natürliche Gerinneformen hessischer Fließgewässer, Wasser & Boden, Nr.2, S. 37-39
- KOTHÉ, ., (1962) Der „Artenfehlbetrag“ ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. DGM H.6., S. 60-65
- KRIER, H., (1995): Hydraulische Wirkungen von Mischwassereinleitungen auf Fließgewässer, BEW-Seminar: Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, Essen.
- LANDESUMWELTAMTES NRW (1993): Gewässerstationierungskarte des Landes Nordrhein-Westfalen GSK 4510. Hrsg.: Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, 2.
- LAWA, (1998): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer, Mainz.
- MOOG, O., (1995): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs (Lieferung 5/95), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien
- MURL, (1998). Konzept zur hydraulisch / hydrologischen Beurteilung von Niederschlagswassereinleitungen der NRW-Landesarbeitsgruppen „Renaturierung der Wasserführung“ und „Anforderungen an Einleitungen in Fließgewässer“, Entwurf vom 23.03.1998
- RAUCH, W.; HARREMOES; P. (1996): The importance of the treatment plant performance during rain to acute water pollution, Water, Science and Technology, Volume 34, Nr. 3-4, pp 1-8
- SCHMEDTJE, U.; (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna, Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, München, Heft 4/96
- SÖNNICHSEN, (1997):Modellberechnung Gievenbach, Hydrologisch - hydraulischer Nachweis, Erläuterungsbericht, Münster.
- TIMM; T.; STEIMER, R., (1993): Leitbilder für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen, Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen im Flachland, Institut für Ökologie/Abteilung Hydrobiologie der Universität GH Essen.

- PODRAZA, P., (1998): Typisierung und Leitbildfindung für kleine und mittelgroße Fließgewässer des Mittelgebirgsraumes NRW, Forschungsstudie im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, Band 1, Institut für Ökologie/Abteilung Hydrobiologie der Universität GH Essen.
- WAGNER, A., (1996): Immissionsorientierte Anforderungen an Mischwasserentlastungen, Schriftenreihe Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität GH Essen, Heft 6.
- WOLF, P., RÜDENKLAU, R., (1991): Sedimentuntersuchungen und Abschätzungen zur Nährstoff- und Schwebstoffbelastung im Einzugsgebiet des Gewässersystems KLEINE WÜMME/MASCHINENFLEET. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Amtes für Stadtentwässerung und Abfallwirtschaft der freien Hansestadt Bremen.
- XANTHOPOULOS, C., HAHN, H.H. (Hrsg.)(1995): Schadstoffe im Regenabfluß III: 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes „ Niederschlag“. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Nr. 73.

9 Glossar

Benthal:	Bodenzone eines Gewässers
Benthos:	Gesamtheit der im Benthal lebenden Organismen
Biotop:	Lebensraum einer Biozönose, versch. Habitate umfassend
Biozönose	Lebensgemeinschaft verschiedenartiger Pflanzen und Tiere in einem Biotop, die durch gegenseitige Abhängigkeit und Beeinflussung bedingt ist (DIN 4049, Teil 2, Nr. 3.3)
Detritus:	Gesamtheit des im Gewässer schwebenden oder abgelagerten toten organischen Materials
Diptera:	Zweiflügler; Ordnung der Insekten
Drift:	durch Strömung bedingte Ortsveränderung
Ephemeroptera:	Eintagsfliegen; Ordnung der Insekten
Habitat:	Lebensraum einer Tierart
Hirudinea:	Egel
Ichthyologie:	Wissenschaft und Lehre von den Fischen
Indikator-	Organismen, die aufgrund ihrer artspezifischen Umweltansprüche durch ihr Vorhandensein, insbesondere bei zahlreichem Auftreten, Rückschlüsse auf bestimmte Umweltbedingungen zulassen (DIN 4049, Teil 2)
Limnologie:	Ökologie der Binnengewässer
Makroinvertebraten	Sammelbegriff für Wirbellose (Invertebraten) der unterschiedliche Ordnungen, wie Plattwürmer (Turbellaria), Rundwürmer (Nematoda), Wenigborster (Oligochaeta), Krebse (Crustacea), Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera), Käfer (Coleoptera), Wanzen (Heteroptera), Libellen (Odonata), Köcherfliegen (Trichoptera) und Zweiflügler (Diptera), umfaßt . Der Begriff „Makro“ beschreibt die Größe der Wirbellosen, deren Untergrenze zwischen 0,1 und 0,5 mm angesetzt wird.
Mollusca:	Muscheln, Weichtiere
Nemapoda:	Rundwürmer; Familie der Würmer

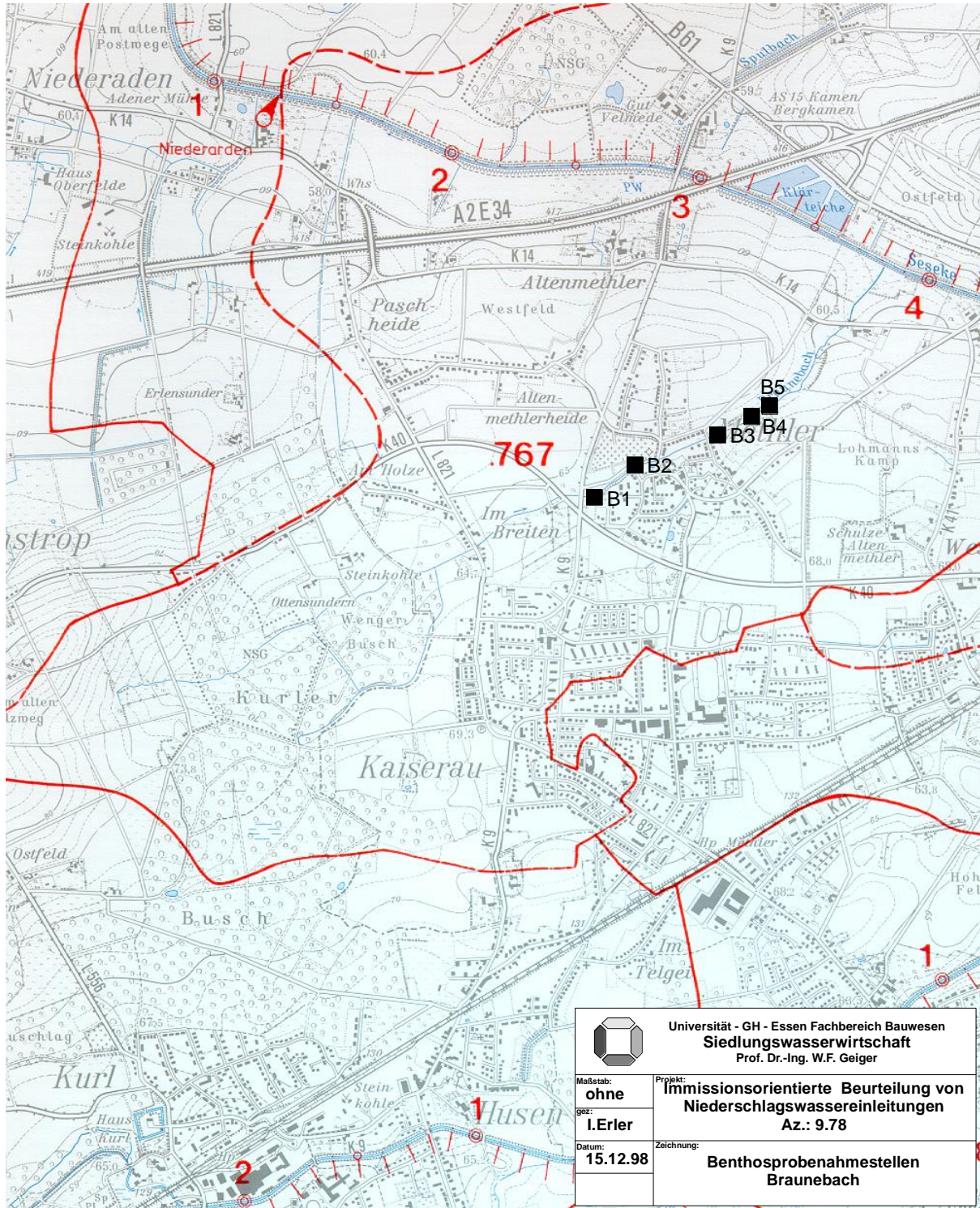
Oligochaeta:	Wenigborster
Plecoptera:	Steinfliegen, Uferfliegen; Ordnung der Insekten
Substrat:	Unterlage, auf der ein Organismus lebt; häufig synonym mit dem Begriff "Sediment " verwendet
Taxa	Die Klassifizierung der Makroinvertebraten unterliegt der Reihenfolge: Ordnung - Familie - Gattung - Art. Es ist nicht immer möglich die gefundenen Makroinvertebraten bis auf Artniveau zu bestimmen. In diesem Fall spricht man von der Anzahl der gefundenen Taxa
Trichoptera:	Köcherfliegen; Ordnung der Insekten
Tubellaria:	Plattwürmer; Familie der Würmer

Anhang

- Anhang A Übersicht zu den Probenahmestellen der Makrozoobenthoserhebung an den Untersuchungsgewässern
- Anhang B Gewässergüte nach DIN 38 410 an den einzelnen Probestellen
- Anhang C Erläuterungen zur Methodik bei der Erstellung des limnoökologischen Profils
- Anhang D Gesamt-Taxalisten der Erhebungen an den Untersuchungsgewässern mit Abundanzklassen
- Anhang E Limnoökologisches Profil des Makrozoobenthos an den einzelnen Probestellen
- Anhang F Abflußganglinien und Sohlschubspannungen der Gewässer
- Anhang G Bemessungsabflüsse und Hochwasserstatistik
- Anhang H Gewässerspezifische Leitbilder gemäß den Vorgaben des MURL-NRW

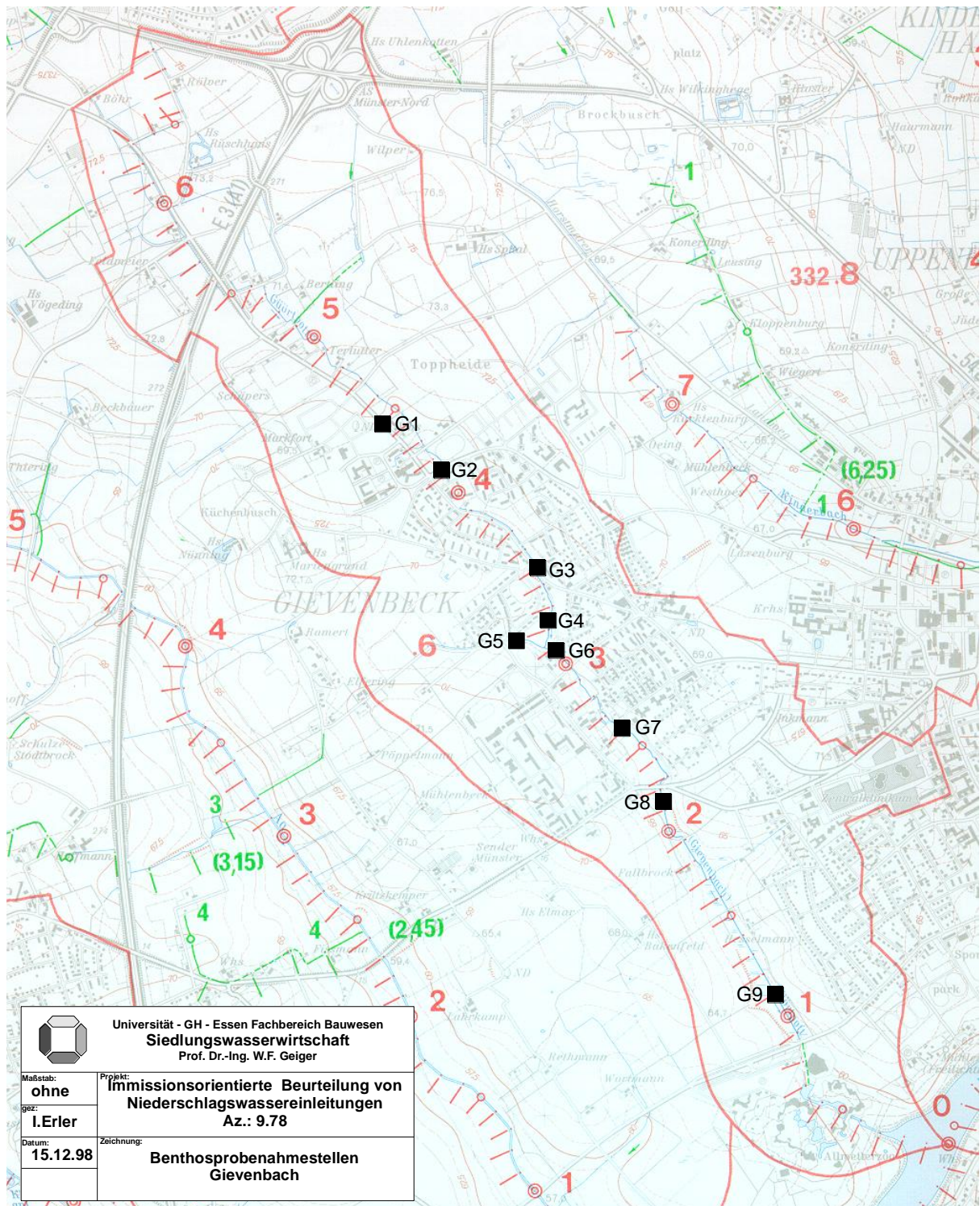
Anhang A

Übersicht zu den Probenahmestellen der Makrozoobenthos-erhebung an den Untersuchungsgewässern Braunebach-



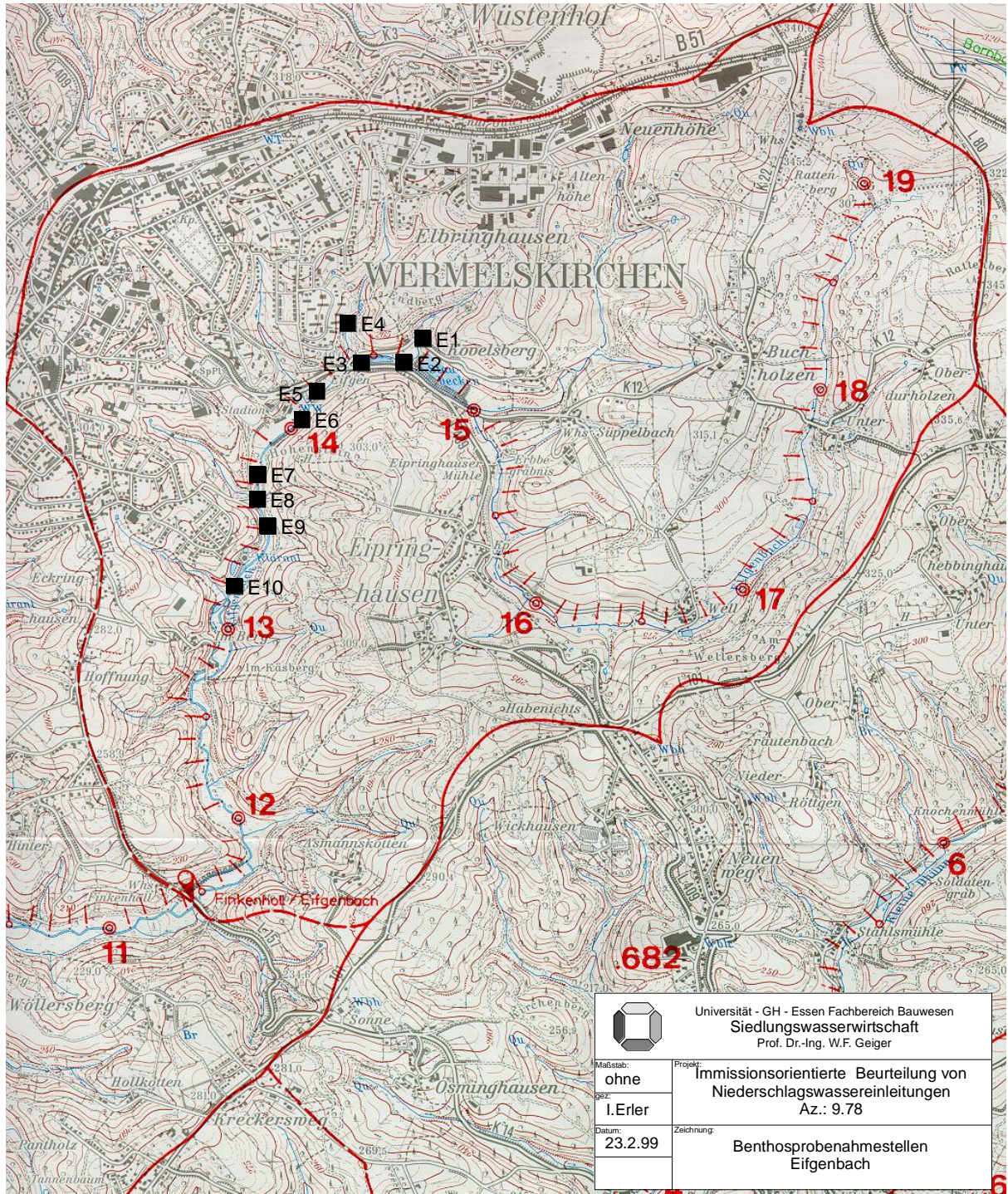
Anhang A

Übersicht zu den Probenahmestellen der Makrozoobentho­serhebung an den Untersuchungsgewässern - Gievenbach -



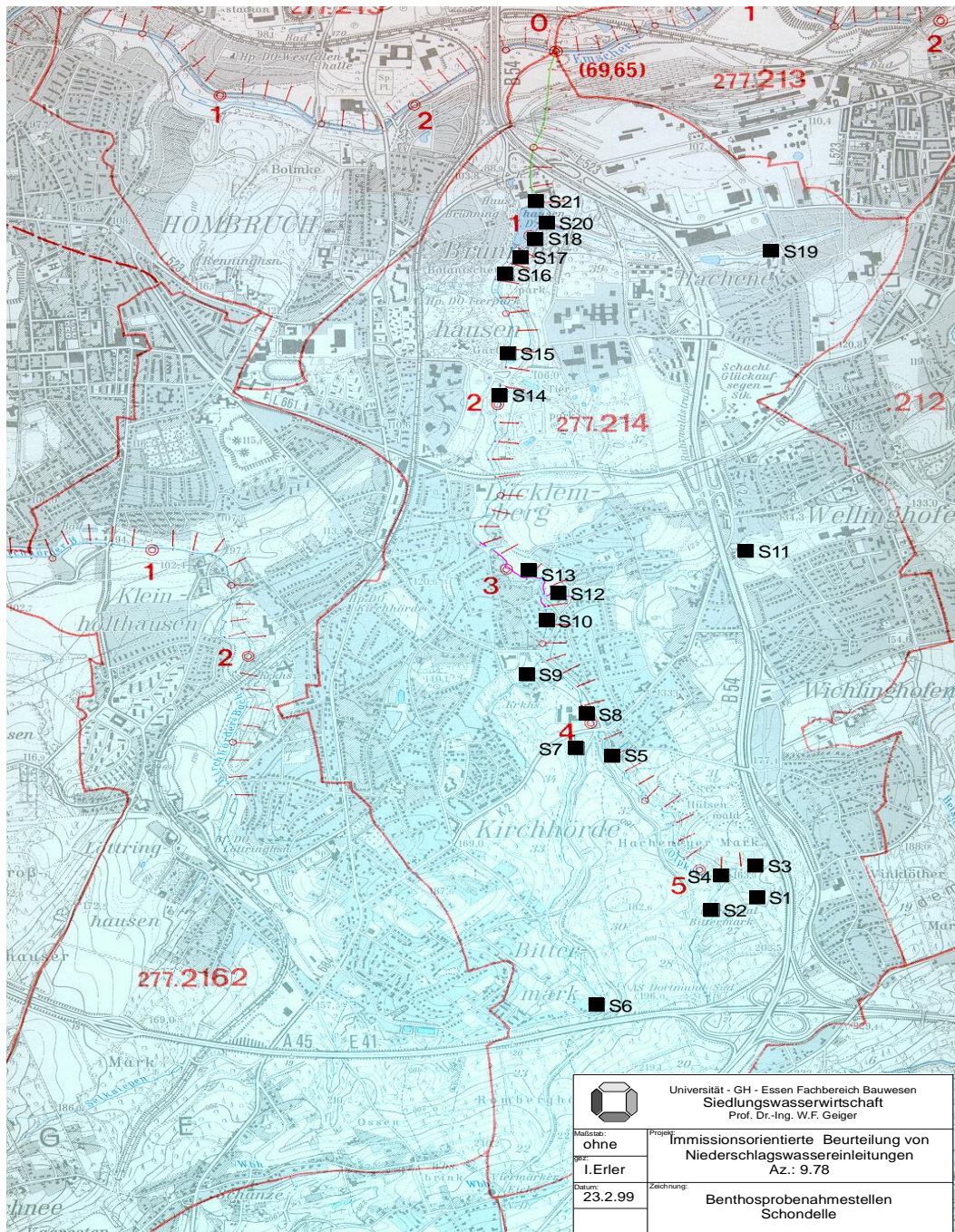
Anhang A

Übersicht zu den Probenahmestellen der Makrozoobenthoserhebung an den Untersuchungsgewässern - Eifgenbach -



Anhang A

Übersicht zu den Probenahmestellen der Makrozoobenthos-erhebung an den Untersuchungsgewässern - Schondelle -



Anhang B

Gewässergüte nach DIN 38 410 an den einzelnen Probenahmestellen

Tabelle 1: Saprobienindizes und Gewässergüteklassen

Probestelle	Saprobien-index	Streuungsmaß	Abundanz-ziffer	Güte-klasse	Belastung
Braunebach					
B1	(2,61)	0,19	(11)	(II-III)	(kritisch belastet)
B2	2,31	0,14	24	II-III	kritisch belastet
B3	2,28	0,12	28	II	mäßig belastet
B4	2,42	0,11	29	II-III	kritisch belastet
B5	2,43	0,11	34	II-III	kritisch belastet
Eifgenbach					
E1	1,76	0,09	33	I-II	gering belastet
E2	1,79	0,07	40	I-II	gering belastet
E3	1,69	0,07	47	I-II	gering belastet
E4	1,63	0,07	36	I-II	gering belastet
E5	1,75	0,07	60	I-II	gering belastet
E6	1,73	0,09	53	I-II	gering belastet
E7	1,84	0,10	48	II	mäßig belastet
E8	1,65	0,08	47	I-II	mäßig belastet
E9	1,73	0,08	57	I-II	gering belastet
E10	1,81	0,08	73	II	mäßig belastet
Gievenbach					
G1	((2,23))	(0,24)	(14)	((II))	((mäßig belastet))
G2	(2,13)	0,18	(13)	(II)	(mäßig belastet)
G3	(1,97)	0,19	(8)	(II)	(mäßig belastet)
G4	nicht ermittelbar				
G5	(2,18)	0,06	(14)	(II)	(mäßig belastet)
G6	(2,11)	0,12	(12)	(II)	(mäßig belastet)
G7	(1,97)	0,19	(8)	(II)	(mäßig belastet)
G8	2,27	0,20	19	II	mäßig belastet
G9	(2,08)	0,17	(9)	(II)	mäßig belastet
Schondelle- / Olpkebachsystem					
S1	1,63	0,08	24	I-II	gering belastet
S2	(1,52)	0,03	(8)	(I-II)	(gering belastet)
S3	((1,36))	(0,22)	(8)	((I))	((unbelastet))

Fortsetzung Tabelle 1: Saprobienindizes und Gewässergüteklassen

S4	1,72	0,11	20	I-II	gering belastet
S5	1,75	0,13	16	I-II	gering belastet
S6	(1,79)	0,18	(13)	(I-II)	(gering belastet)
S7	(1,62)	0,08	(12)	(I-II)	(gering belastet)
S8	1,81	0,14	19	II	mäßig belastet
S9	1,98	0,17	23	II	mäßig belastet
S10	1,86	0,11	30	II	mäßig belastet
S11	((2,00))	(0,71)	(4)	((II))	((mäßig belastet))
S12	1,89	0,13	24	II	mäßig belastet
S13	1,82	0,11	27	II	mäßig belastet
S14a	nicht ermittelbar				
S14b	2,25	0,16	32	II	mäßig belastet
S19	((2,82))	(0,27)	(5)	((III))	((stark verschmutzt))
S21	((2,00))	(0,21)	(12)	((II))	((mäßig belastet))

(statistisch nicht abgesicherte Daten sind in ein bzw. zwei runde Klammern gesetzt)

Anhang C

Erläuterungen zur Methodik bei der Erstellung des limnoökologischen Profils

Erhebungsverfahren

Die benthische Wirbelosengewässerfauna (Makrozoobenthon) wurde an jeweils ca. 20-50 m langen Probenahmeabschnitten mit Handnetzen beprobt (30 minütige Zeitaufsammlung). Dazu wurden die einzelnen Spezies vor Ort vorsortiert, d.h. taxonomischen Gruppen zugeordnet, entsprechend DIN 38 410 in Abundanzklassen zwischen 1 (Einzelvorkommen) und 7 (Massenvorkommen) eingestuft und in Ethanol für die taxonomische Feinbestimmung im Labor konserviert.

Auswertungsverfahren

Alle anthropogenen Einflüsse auf natürliche Prozesse, Zustände oder Eigenschaften der Fließgewässer und Auen wirken sich über Veränderungen der Habitatbedingungen der einzelnen Arten auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Gewässerbiozöten aus. Daher finden letztlich alle signifikanten Gewässer- und Auenbeeinträchtigungen ihren jeweiligen Ausdruck in spezifischen Abweichungen der Arten- und Abundanzzusammensetzungen von den natürlichen Verhältnissen.

Um diese zu erkennen und auf ihre jeweiligen Ursachen zurückzuführen basiert die hier durchgeführte Auswertung neben der Ermittlung der Gewässergüte (nach DIN 38 410) und der Artendiversität (inkl. Evenness) nach SHANNON & WEAVER (1949) vor allem auf weitergehenden autökologisch-funktionalen Analysen des Makrozoobenthons. Zu diesem Zweck wurde das Arteninventar der verschiedenen Probestellen autökologisch-funktionalen Typen nach SCHMEDITZ (1996) bzw. MOOG (1995) zugeordnet und deren Verteilung auf Basis der Abundanzen berechnet. Da es sich bei dieser Auswertungsmethode in der angewandten Form noch um kein standardisiertes Verfahren handelt, werden die wesentlichen Grundzüge im folgenden genauer erläutert.

Grundlagen und Begriffsdefinitionen der autökologisch-funktionalen Typisierungen

Ein neues Verfahren mit dem sowohl

- beeinträchtigungsbedingte Unterschiede zwischen zwei Probestellen ermittelt,
- konkrete Hinweise auf die Art der wirksamen Beeinträchtigungsfaktoren gewonnen und
- Aussagen zum allgemeinen ökologischen Status d.h. zur Naturnähe eines Gewässers gemacht werden können

ist die Analyse des makrozoobenthischen Gesamtbestandes hinsichtlich seiner Verteilung auf sog. Lebensformgruppen oder autökologisch-funktionale Typen.

Diese sind Kategorisierungen von Lebensraumansprüchen und Verhaltensweisen, die eine besondere Relevanz für das Vorkommen und die Verteilung der im Fließgewässer lebenden Taxa haben. Die Zuordnung der Gewässerfauna zu den einzelnen Kategorien nehmen SCHMEDITZ (1996) und MOOG (1995) mittels eines 10-Punkte-Systems vor, mit dem ein Taxon auch mehreren Lebensformgruppen mit spezifischen Schwerpunktsetzungen zugeordnet werden kann.

Typisiert werden sowohl artspezifische Ernährungs- oder Fortbewegungsweisen, wie auch Präferenzen für bestimmte Strömungs-, Substratverhältnisse oder Gewässerzonen (s.u.).

Die autökologisch-funktionalen Typisierungen lassen sich verschiedenen ökologischen Einflußfaktoren eines Fließgewässers mit sehr unterschiedlicher Spezifität zuordnen. Entsprechend unterschiedlich ist auch ihr Wert für die Indikation einzelner Einflußfaktoren bzw. für die Naturnäheinstufung des Makrozoobenthons.

Durch Verteilungshistogramme von Typisierungen, die eng mit bestimmten Einzelfaktoren korrelieren, lassen sich daher die Ausprägungen bzw. Veränderungen der jeweiligen Faktoren unmittelbar widerspiegeln.

Dagegen liegt die primäre Bedeutung der weniger spezifischen, d.h. auf einen Faktorenkomplex bezogenen Typisierungen (aufgrund ihres integralen Charakters) in der Naturnähebewertung des Makrozoobenthons. Darüberhinaus können häufig aber auch die Verteilungen der unspezifischen Typisierungen konkrete Rückschlüsse auf bestimmte Beeinträchtigungsursachen geben, da sich diese meist über charakteristische Veränderungen ganzer ökologischer Faktorenkomplexe im Gewässer auswirken.

Biozönotische Regionalpräferenzen
Typisierung der Arten nach ihrem natürlichen fließgewässerzonalen Verbreitungsschwerpunkt (zwischen Quelle und Mündung) bzw. ihren vorrangigen natürlichen Vorkommen innerhalb unterschiedlicher Tiefenzonen in Stillgewässern (z.B. in der Quelle, im Bachoberlauf oder im Mündungsbereich lebende Arten, etc.)
Strömungspräferenzen
Typisierung der Arten entsprechend ihrer Lebensraumansprüche an die Strömungsverhältnisse, unterschieden nach obligaten und fakultativen Bindungen bzw. indifferenten Habitatansforderungen an reißende bis schnell fließende, vornehmlich schnell fließende, langsam bis träge fließende oder stille Gewässer (z.B. Strömungsgebundene, Strömungsliebende oder Stillwasserarten, etc.)
Habitatpräferenzen
Typisierung der Arten entsprechend ihrer Lebensraumansprüche an die Substratverhältnisse, die zu Klassen abiotischer (differenziert nach Korngrößen und Kohäsivität) und biotischer Substrate (differenziert nach Größe und Beschaffenheit der pflanzlichen und tierischen Substrate) zusammengefaßt werden (z.B. Kies, grobe Steine oder Totholz bevorzugende Arten, etc.)
Ernährungstypen
Typisierung der Arten nach den wichtigsten Ernährungsweisen und Beschaffenheiten der aufgenommenen Nahrung (z.B. Sedimentfresser, Filtrierer, Zerkleinerer, etc.)

Tabelle 1: Biozönotische Regionalpräferenzverteilung

Kürzel	Bezeichnung (ILLIES & BOTOSANEANU 1963)	Biozönotische Region (THIENEMANN 1925)	Jahrestemperaturamplitude (HEBAUER 1986)
EK	Eukrenal	Quellen	2°C
HK	Hypokrenal	Quellrinnsale	5°C
ER	Epirhithral	obere Forellenregion	9°C
MR	Metarhithral	untere Forellenregion	13°C
HR	Hyporhithral	Äschenregion	18°C
EP	Epipotamal	Barbenregion	20°C
MP	Metapotamal	Blei- und Brachsenregion	18°C
HP	Hypopotamal	Kaulbarsch-Flunder-Region	15°C

Kürzel	Bezeichnung	Tiefenzonierung
LT	Litoral	Uferzone
PR	Profundal	Tiefenzone

Tabelle 2: Strömungspräferenzverteilung

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
RB	rheobiont	Fließgewässerart; an strömendes Wasser für Lebensweise und Vermehrung gebunden; Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern
RP	rheophil	Fließgewässerart; strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern
RLP	rheo- bis limnophil	sowohl in sehr langsam bis träge fließenden Fließgewässern bzw. in ruhigen Zonen als auch in Stillgewässern
LP	limnophil	Stillwasserart; strömungsmeidend, nur selten in träge fließenden Gewässern
LB	limnobiont	an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser
IN	indifferent	keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar

Tabelle 3: Habitatpräferenzverteilung

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
LIT	Lithal	Grobkies, Steine, große Blöcke bis hin zu Fels
AKA	Akal	Fein- bis Mittelkies
PSA	Psammal	Fein- bis Grobsand
PEL	Pelal	unverfestigte Feinsedimente
POM	partikuläres organisches Material	Totholz und feinere Fraktionen toten pflanzlichen oder tierischen organischen Materials
PHY	Phytal	Algenaufwuchs, Moose und höhere Wasserpflanzen, lebende Teile von Pflanzen, die ins Wasser ragen wie Blattwerk von Uferpflanzen
SON	Sonstige	sonstige Habitate (z.B. der Wirt im Fall von Parasitismus)

Tabelle 4: Ernährungstypenverteilung

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
HOL	Holzfresser	fressen Holz
ZKL	Zerkleinerer	ernähren sich von Fallaub und anderem groben partikulären organischen Material
WEI	Weidegänger	weiden epilithische Algen bzw. den Biofilm von Steinen und anderen Hartsubstraten ab, teilweise Ernährung auch von Detritus

Fortsetzung Tabelle 4: Ernährungstypenverteilung

Kürzel	Bezeichnung	Erläuterung
RÄU	Räuber	fressen lebende Beutetiere
SED	Sedimentfresser	fressen sedimentiertes, feinstpartikuläres Material
FIL	Filtrierer/Strudler	filtrieren schwebende Nahrungspartikel aus dem Wasser, entweder aktiv oder passiv
MIN	Blattminierer/Zellstecher	saugen Zellen von Algen und höheren Wasserpflanzen aus
SON	Sonstige	sonstige Ernährungstypen (z.B. Aasfresser)

Berechnung der autökologisch-funktionalen Typenverteilungen

Die Berechnung der Anteile einzelner autökologisch-funktionaler Typen (T) an der Gesamtzönose erfolgt auf Basis der folgenden Formel (s. Bild 1).

$T[Ip] = \frac{\sum_{i=1}^n A_{(t)_i} * W_{(t)_i} * 10}{\sum_{i=1}^n A_i}$
<p>T[Ip] Indikationspunkteanteil des autökologisch-funktionalen Typs an der erhobenen Gesamtzönose</p>
<p>n Anzahl der Taxa</p>
<p>i laufende Nummer des Taxons</p>
<p>$A_{(t)_i}$ Abundanzklasse des i-ten Taxons, das sich dem autökologisch-funktionalen Typ t zuordnen läßt</p>
<p>A_i Abundanzklasse des i-ten Taxons</p>
<p>$W_{(t)_i}$ Wichtigung (1 bis 10) des i-ten Taxons bezgl. des autökologisch-funktionalen Typs t</p>

Bild 1: Berechnung der autökologisch-funktionalen Typenanteile (aus HALLE in Vorbereitung)

Durch die Verrechnung der Abundanzklassen - ohne eine vorherige Transformation (s.u.) auf absolute Individuenzahlen pro Quadratmeter - in der dargestellten Formel wird keine prozentuale, sondern eine indikatorische Wichtungsverteilung auf die einzelnen

autökologisch-funktionalen Typen ermittelt, die die Beeinträchtigungs- und Naturnäheverhältnisse sehr viel besser widerspiegelt, als es unter Verwendung der absoluten Individuenzahlen möglich ist. Dies konnte in einem eingehenden Vergleich beider Berechnungsverfahren an sehr unterschiedlichen Gewässern unter Verwendung von Clusteranalysen nachgewiesen werden (HALLE in Vorbereitung).

Um Hinweise auf Beeinträchtigungsfaktoren zu gewinnen, werden die autökologisch-funktionalen Verteilungshistogramme leitbild- bzw. gewässertypspezifisch interpretiert und bezüglich der Naturnähe der Biozönose bewertet. Die gleiche Verteilung kann daher an einer Probestelle eine hohe Naturnäheestufung bedingen, während sie in einem Gewässer anderen Typs negativer zu bewerten ist. Als Maßstab sind daher jeweils typspezifische Verteilungshistogramme unbeeinträchtigter Referenzgewässer heranzuziehen.

Im Gegensatz zu einer rein summarischen und/oder verbal-argumentativen Aus- und Bewertung der ermittelten Arten- und Abundanzverhältnisse ermöglicht die auf autökologisch-funktionalen Verteilungen basierende Aus- und Bewertung jedoch ein höheres Maß an Nachvollziehbarkeit und Objektivität, da ein einheitliches Auswerteverfahren angewandt wird, bei dem kein nachgewiesenes Taxon oder dessen Abundanz unberücksichtigt bleibt.

Anhang D

Gesamt-Taxalisten der Erhebungen an den Untersuchungsgewässern mit Abundanzklassen

Anhang E

Limnökologisches Profil des Makrozoobenthos an den einzelnen Probestellen

Anhang G

Bemessungsabflüsse und Hochwasserstatistik

Tabelle 5 : Bemessungsabflüsse und Hochwasserstatistik für den Braunebach

Braunebach	HQ ₁ [m ³ /s]	HQ ₂ [m ³ /s]	HQ ₅ [m ³ /s]	HQ ₁₀ [m ³ /s]	HQ ₂₀ [m ³ /s]	HQ ₅₀ [m ³ /s]	HQ ₁₀₀ [m ³ /s]	verwendete Verteilung
HYDRO Nat.-Zustand	0,486	0,737	1,164	1,616	2,229	3,390	4,638	log. Pearson III
HYDRO Ist.-Zustand	0,458	0,870	1,586	2,407	3,597	6,025	8,836	log. Pearson III

Tabelle 6 : Bemessungsabflüsse und Hochwasserstatistik für den Gievenbach

Gievenbach	HQ ₁ [m ³ /s]	HQ ₂ [m ³ /s]	HQ ₅ [m ³ /s]	HQ ₁₀ [m ³ /s]	HQ ₂₀ [m ³ /s]	HQ ₅₀ [m ³ /s]	HQ ₁₀₀ [m ³ /s]	verwendete Verteilung
HYDRO Nat.-Zustand	0,505	0,544	0,647	0,752	0,881	1,095	1,275	log. Pearson III
NASIM (Sönnichsen) Nat.-Zustand	0,610	0,910	1,310	1,620	1,960	2,420	1,340	keine Angaben
HYDRO Ist.-Zustand	1,086	1,900	2,724	3,420	4,217	5,467	6,592	Log. Pearson III
NASIM (Sönnichsen) Ist.-Zustand	2,040	2,640	3,470	4,080	4,680	5,520	6,070	keine Angaben

Tabelle 7 : Bemessungsabflüsse und Hochwasserstatistik für den Eifgenbach

Eifgenbach	HQ₁ [m ³ /s]	HQ₂ [m ³ /s]	HQ₅ [m ³ /s]	HQ₁₀ [m ³ /s]	HQ₂₀ [m ³ /s]	HQ₅₀ [m ³ /s]	HQ₁₀₀ [m ³ /s]	verwendete Verteilung
HYDRO Nat.-Zustand	1,98	2,086	4,8	6,4	8,15	8,7	10,8	log. Pearson III
NA-Modell (Björnsen) Nat.-Zustand	1,4	--	3,6	4,81	6,12	8,16	9,88	log. Pearson III
HYDRO Ist.-Zustand	4,1	4,8	5,9	7,2	8,9	9,65	11,01	log. Pearson III
NASIM (Björnsen) Ist.-Zustand	2,35	--	4,78	5,94	7,13	8,86	10,25	log. Pearson III

Tabelle 8 : Bemessungsabflüsse und Hochwasserstatistik für den Schondelle

Schondelle	HQ₁ [m ³ /s]	HQ₂ [m ³ /s]	HQ₅ [m ³ /s]	HQ₁₀ [m ³ /s]	HQ₂₀ [m ³ /s]	HQ₅₀ [m ³ /s]	HQ₁₀₀ [m ³ /s]	verwendete Verteilung
HYDRO Nat.-Zustand	0,286	0,395	0,659	0,986	1,484	2,562	3,887	log. Pearson III
HYDRO Ist.-Zustand	1,520	2,092	2,623	3,038	3,483	4,134	4,683	log. Pearson III

Anhang H

Gewässerspezifische Leitbilder gemäß den Vorgaben des MURL-NRW

Tabelle 9: Gewässerspezifische Leitbilder f. Gewässer des Tieflandes nach TIMM & STEINER (1993), sowie für Gewässer des Mittelgebirges nach PODRAZA et AL. (1998)

Gewässerlandschaft	Bäche der armen Sandgebiete	Bäche der Lößgebiete	Silikatisches Grundgebirge
Geologie / Pedologie Genese /geologische Formation	Von quartären Ablagerungen geprägt; glaziofluviale und äolische Lockergesteine; hügelig, sanft geneigt oder eben, lokal Dünenbildung	Von quartären Ablagerungen geprägt; äolische Lockergesteine; leicht geneigte Flächen im Mittelgebirgsvorland	Ton- und Siltsteine (u.a. Tonschiefer), feldspatführende Sandsteine, Grauwacken des Karbon, Devon, Kambrium und Ordovizium
Bodentyp	Podsol, Podsolgley	Braunerde	Basenarme bis mäßig basenhaltige Braunerde, z.T. Ranker
Kalkgehalt	Gering	Mittel bis hoch	Gering bis mäßig
Bachtyp	Sandbach „klar“	Löß/Lehmbach „milchig trüb“	Kleiner Talauebach im Grundgebirge
Hydrologie Hydrologischer Typ	Grundwasserarm, grundwassergeprägt, sommertrocken	Grundwasserarm, grundwassergeprägt, sommertrocken	Permanent
Morphologie Gewässerbreite	1 – 7 m	1 – 10 m	1 – 4 m
Talform	Sohlen – Auental; Sohlen – Muldental	Muldental; Sohlen – Muldental	Muldental, Sohlen – Auental
Talgefälle	1	1 – 12	1 – 5 %
Laufentwicklung Laufkrümmung	Ausgeprägte Mäanderbögen, <i>grundwasser - geprägte Bäche gestreckter</i>	Unregelmäßige Mäander, geschlängelter Verlauf	Schwach gekrümmt bis geschlängelt, Tendenz zur Verzweigung
Krümmungserosion	Steile Uferwände in Mäanderbögen; (Prallhang) durch Seitenerosion kurzzeitige Erosionsereignisse	Vornehmlich Tiefenerosion; stetige Erosion der Sohle auch bei Niedrigwasserführung	Mäßig
Längsprofil Strömungsbild bei mittlerem Abfluß Fließgeschwindigkeit über die Gewässerbreite	Gemächlich fließend in Strömungswalzen in Kolken 0,1 – 0,6 m/s	Gemächlich fließend 0,1 – 0,6 m/s	Schnell fließend bis schießend 0 – 1 m/s
Tiefenvarianz	Groß	Mittel (ausgeprägte Tiefenrinnen im Stromstrich)	Mäßig bis sehr groß

Fortsetzung Tabelle 9 : Gewässerspezifische Leitbilder f. Gewässer des Tieflandes nach TIMM & STEINER (1993), sowie für Gewässer des Mittelgebirges nach PODRAZA et AL. (1998)

Gewässerlandschaft	Bäche der armen Sandgebiete		Bäche der Lößgebiete		Silikatisches Grundgebirge
Sohlenstruktur Sohlsubstrattypen in absteigender Häufigkeit	Psammal 5,6 0,06 mm Mesolithal 200 20 mm Akal 20 5,6 mm Schluff 60 2 µm Ton < 2 µm		Schluff 60 2 µm Ton < 2 µm Psammal 5,6 0,06 mm Mesolithal 200 20 mm Akal 20 5,6 mm		Schotter < 5cm Steine 5 15 cm Sand Fallaub, Äste, Totholz lehmige Substrate
Querprofil Breitenvarianz	groß		mittel		mäßig bis sehr groß
Einschnittstiefe	Kl. Bäche 0,3 0,8 m	Gr. Bäche 0,8 1,5 m	Kl. Bäche 0,4 1,5 m	Gr. Bäche 1,2 2,0 m	0,2 1,0 m
Physiko - chemische Leitwerte	Kalkarm	Kalkreich			
LF [µS/cm]	< 350	350 - 450	450 750		50 300 (380)
pH	6,2 - 7,7	7,2 7,7	7,0 8,2		6,5 8,0
CH [mmol/l]	1 - 5 °dH	5 - 8 °dH	10 20 °dH		0,1 1,0 mmol/l
GH [mmol/l]	3 - 8 °dH	8 - 11 °dH	14 - 28 °dH		0,2 1,7 mmol/l
BSB ₅ [mg/l]	≤ 2	≤ 2	≤ 2		< 2,0
NH ₄ [µg/l]	≤ 100	≤ 100	≤ 100		< 0,05
PO ₄ [µg/l]	≤ 100	≤ 100	≤ 100		< 10

Anhang C

Erläuterung der im limnoökologischen Profil verwendeten Abkürzungen:

Biozönotische Regionen

Typ Eukren.:	Eukrenal
Typ Hypokren.:	Hypokrenal
Typ Epirhith.:	Epirhithral
Typ Metarhith.:	Metharhithral
Typ Hyporhith.:	Hyporhithral
Typ Epipot.:	Epipotamal
Typ Metapot.:	Metapotamal
Typ Hypopot:	Hypopotamal
Typ Litoral:	Litoral
Typ Profun.:	Profundal

Strömungspräferenzen

Typ LB:	limnobiont, an Stillgewässer gebunden, (ca. 0 m/s), daher nur in stehendem Wasser
Typ LP:	limnophil, Stillwasserart, strömungsmeidend (ca.0-0,01 m/s), nur selten in träge fließendem Wasser
Typ LR:	limno- bis rheophil, Stillwasserart, die häufiger (ca. 0,001 - 0,1 m/s) auch in langsam fließenden Gewässern vorkommt
Typ RL:	rheo- bis limnophil, vorwiegend in Fließgewässern (ca. 0,01 - 0,4 m/s), Präferenz für langsam fließende Gewässer, auch in Stillgewässern
Typ RP:	rheophil, Fließgewässerart, strömungsliebend, bevorzugt (ca. 0,3-0,8 m/s) in schnell fließenden Gewässern
Typ RB:	rheobiont, Fließgewässerart, an strömendes Wasser gebunden (ca. 0,5 - 1,5m/s); Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern
Typ IN:	indifferent, keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar

Habitatpräferenzen:

Typ Pel:	Pelal, unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm)
Typ Arg:	Argillal, verfestigte Feinsedimente (Lehm, Ton)
Typ Psa:	Psammal, Fein- bis Grobsand

Typ Aka: Akal, Feinkies, Mittelkies
Typ Lit: Lithal, Grobkies, Steine bis Felsblöcke
Typ Phy: Phytal, Algen, Moose, Wasserpflanzen, Baumwurzeln
Typ Pom: partikuläres org. Material, Totholz, Fallaub, Detritus
Typ Son: sonstige Habitate

Ernährungstypenverteilung:

Typ WEI: Weidegänger
Typ HOL: Holzfresser
Typ ZKL: Zerkleinerer
Typ SED: Sedimentfresser
Typ FIL: Filtrierer
Typ RÄU: Räuber
Typ MIN: Zellstecher/Blattminierer
Typ Sonst.: Sonstige

Fortbewegungstypenverteilung:

Typ SWB: schwebend / treibend
Typ SWI: schwimmend / tauchend
Typ GRB: grabend / bohrend
Typ KRI: kriechend / laufend
Typ SES: sessil
Typ SON: Sonstige

Anhang F

Abflußganglinien und Sohlschubspannungen der Gewässer

- Braunebach -

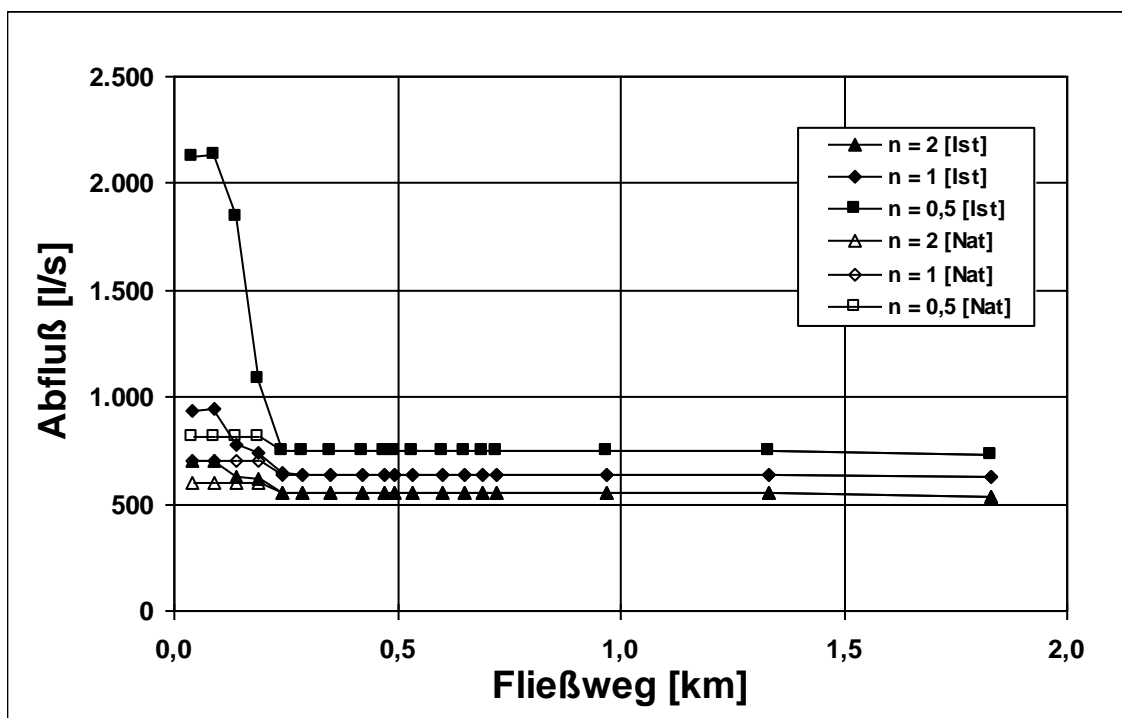


Bild 2: Abflußganglinie mit verschiedenen Jährlichkeiten

Anhang F

Abflußganglinien und Sohlschubspannungen der Gewässer

- Gievenbach -

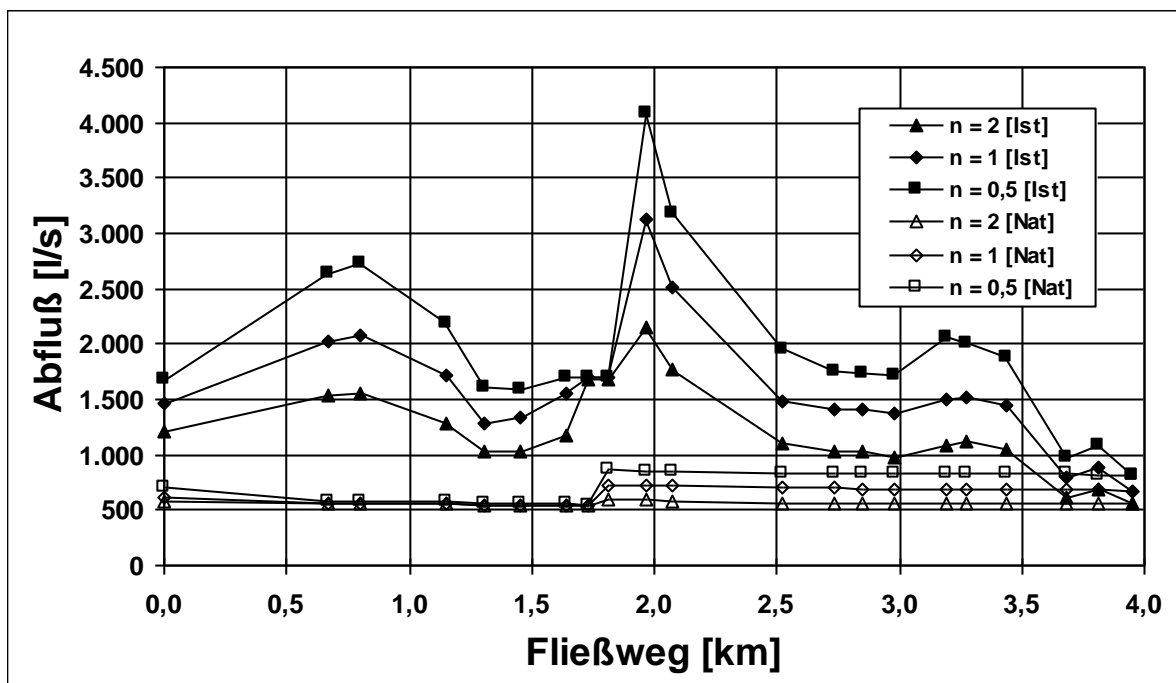


Bild 3: Abflußlinie mit verschiedenen Jährlichkeiten

Anhang F

Abflußganglinien und Sohlschubspannungen der Gewässer

- Eifgenbach -

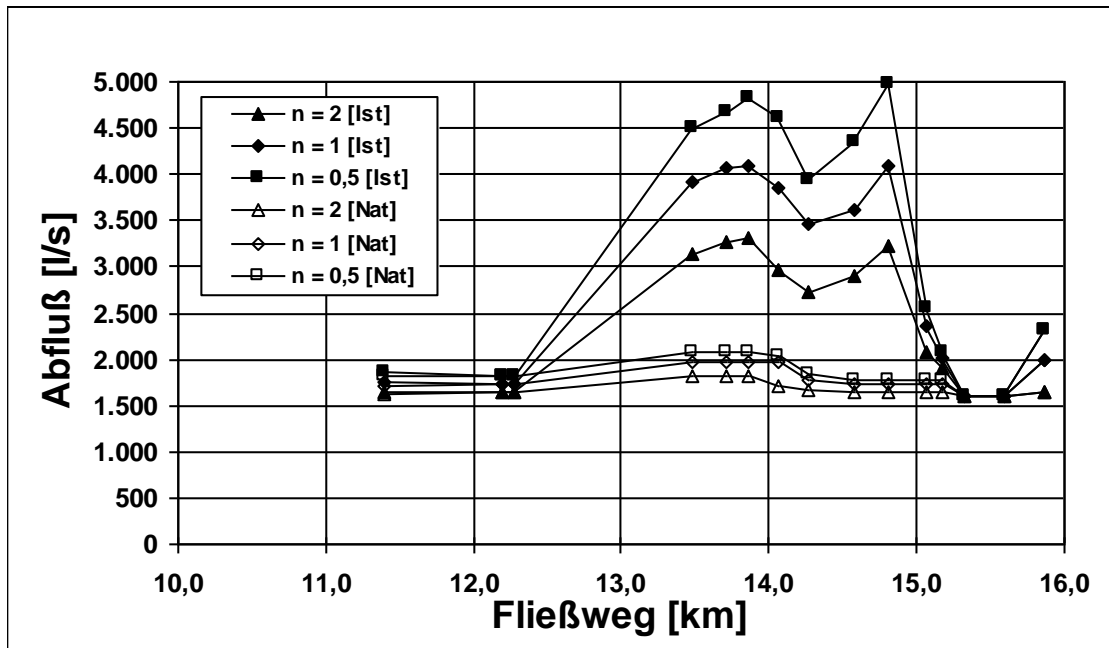


Bild 4: Abflußlinie mit verschiedenen Jährlichkeiten

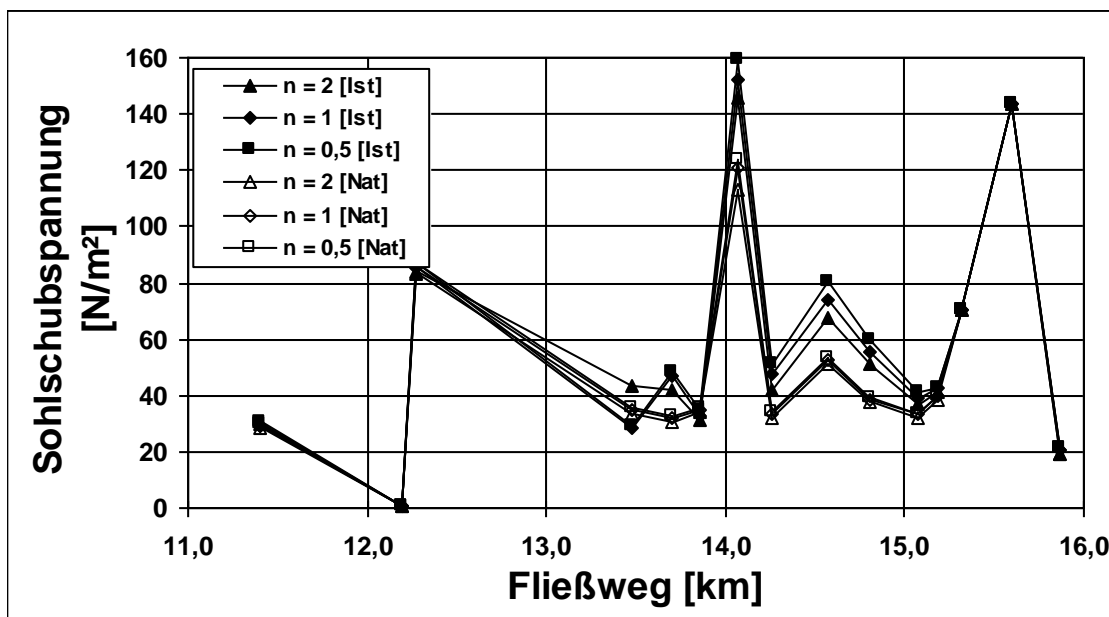


Bild 5: Sohlschubspannungen mit unterschiedlichen Jährlichkeiten

Anhang F

Abflußganglinien und Sohlschubspannungen der Gewässer

- Schondelle -

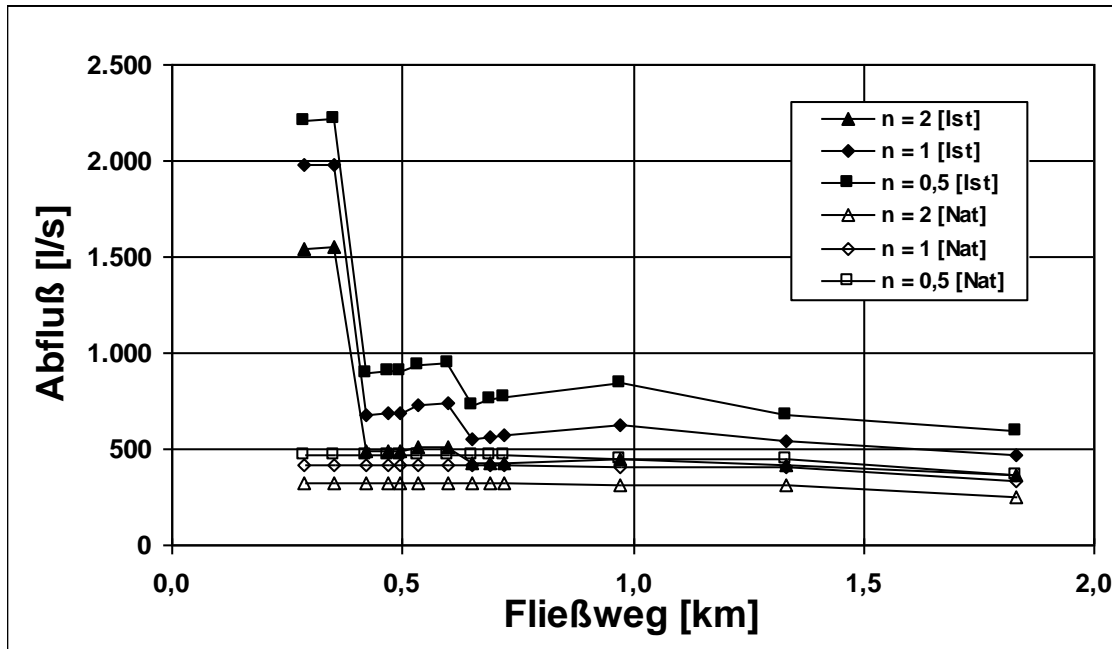


Bild 6: Abflußlinie mit verschiedenen Jährlichkeiten