

ABSCHLUSSBERICHT

Mikroschadstoffe

in der Erft

Bilanzierung / Modellierung

Konzepte zur Reduzierung

Bergheim, Oktober 2018

Gefördert von:

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



Projektbeteiligte

<p>Projektleitung</p>		
<p>Erftverband, Am Erftverband 6 ,50126 Bergheim</p> <p><u>Ansprechpartner:</u></p> <p><u>Projektleitung</u> Dr.-Ing. Kinga Drensla</p> <p><u>Projektbegleitung</u> Dr. Michael Trimborn Dipl.-Geoökol. Andrea Brunsch Dipl.-Ing. Christoph Brepols M.Sc. Luk Beyerle Dipl.-Ing. Stefan Grinwis</p>	<p>02271/88-0</p> <p>-1274</p> <p>-1250</p> <p>-1558</p> <p>-2124</p> <p>-1243</p> <p>-1265</p>	<p>www.erftverband.de</p> <p>kinga.drensla@erftverband.de</p> <p>michael.trimborn@erftverband.de</p> <p>andrea.brunsch@erftverband.de</p> <p>christoph.brepols@erftverband.de</p> <p>luk.beyerle@erftverband.de</p> <p>stefan.grinwis@erftverband.de</p>
<p>Projektpartner:</p>		
<p>Erftverband Aquatec GmbH Am Erftverband 6, 50126 Bergheim</p> <p><u>Geschäftsführer</u> Dr. Bernd Bucher Prof. Dipl.-Ing. Heinrich Schäfer</p> <p><u>Projektbeteiligte</u> Jan Philipp Gerdes Marina Hübgens B. Eng. Niklas Wachendorf</p>		<p>www.erftverband-aquatec.de</p>
<p>Projektpartner:</p>		
<p>PFI Planungsgemeinschaft GmbH & Co. KG</p> <p>Prof. Dr.-Ing. Silvio Beier</p>		<p>info@pfi.de www.pfi.de</p>

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung, Ziel und Vorgehensweise.....	14
2	Wissensstand zu gewässerrelevanten Spurenstoffen.....	19
2.1	Charakteristika der Leitparameter.....	19
2.1.1	Carbamazepin.....	19
2.1.2	Clarithromycin.....	20
2.1.3	Diclofenac.....	20
2.1.4	Metoprolol.....	21
2.1.5	Sotalol.....	21
2.1.6	Sulfamethoxazol.....	21
2.1.7	1H-Benzotriazol.....	22
2.2	Mikroschadstoffe und ihre Bewertungskriterien.....	23
2.3	Verbreitungswege und Eintragspfade in die Gewässer.....	25
3	Untersuchungsgebiet.....	27
3.1	Naturräumliche Beschreibung.....	27
3.2	Wasserwirtschaft in der Erftregion im Wandel der Zeit und heute.....	27
3.3	Der Erftverband.....	29
3.4	Biologische Gewässergüte.....	30
3.5	Erft - Renaturierung.....	31
3.6	Siedlungsentwässerung.....	34
3.6.1	Kläranlagen, Mischwasserbehandlungsanlagen.....	34
3.6.2	Masterplan Abwasser 2025.....	35
4	Untersuchungs- und Bewertungsmethoden.....	37
4.1	Untersuchte Kläranlagen im Einzugsgebiet der Erft.....	37
4.2	Laboranalytik.....	38
4.2.1	Probenahmestellen, Art der Probenahme.....	38
4.2.2	Analytik.....	41
4.2.2.1	Probenahme, Konservierung, Lagerung.....	41
4.2.2.2	LC-MS/MS-Analytik.....	41
4.2.2.3	GC-MS -Analytik.....	43
4.2.2.4	Bestimmung Östrogen wirksamer Stoffe.....	44
4.2.2.5	Chemikalien und Reagenzien.....	44
4.3	Das DWA Gewässergütemodell.....	45
4.3.1.1	Allgemeine Hintergrundinformation.....	45
4.3.1.2	Simulation von organischen Spurenstoffen.....	46
4.3.1.3	Eingangsparemeter Erft Simulation.....	47
4.4	Vereinfachtes Stoffstrommodell.....	50
4.5	Auslegung technischer Verfahren zur Spurenstoffelimination.....	51

4.5.1	Vorgehensweise zur Anlagenauslegung beim Erftverband.....	52
4.5.2	Bewertung von alternativen Verfahren.....	53
5	Untersuchungsergebnisse der Leitparameter.....	57
5.1	Ergebnisherleitung zu Konzentrationen und Frachten	57
5.1.1	Box-Whisker-Diagramm	59
5.1.2	Ampelsystem.....	59
5.1.3	Frachtberechnung	59
5.2	Ergebnisse des Monitorings	62
5.2.1	Identifizierte Spurenstoffe in der Erft und ihren Nebengewässern	62
5.2.2	Carbamazepin (Antiepileptikum).....	63
5.2.2.1	Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft.....	63
5.2.2.2	Konzentrations- und Frachtentwicklung an Regen-/ Trockenwettertagen	64
5.2.2.3	Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern	65
5.2.2.4	Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen	66
5.2.3	Clarithromycin (Antibiotikum).....	67
5.2.3.1	Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft.....	67
5.2.3.2	Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen ...	68
5.2.3.3	Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern	68
5.2.3.4	Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen	68
5.2.4	Diclofenac (Schmerzmittel).....	69
5.2.4.1	Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft.....	69
5.2.4.2	Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen ...	71
5.2.4.3	Frachten bei Regen-/Trockenwettertagen.....	72
5.2.4.4	Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern	72
5.2.4.5	Frachten aus dem Nebengewässer	73
5.2.4.6	Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen	73
5.2.5	Metoprolol (Betablocker)	74
5.2.5.1	Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft.....	74
5.2.5.2	Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen ...	76
5.2.5.3	Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern	77
5.2.5.4	Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen	78
5.2.6	Sotalol (Betablocker)	79
5.2.6.1	Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft.....	79
5.2.6.2	Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen ...	81
5.2.6.3	Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern	82
5.2.6.4	Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen	83
5.2.7	Sulfamethoxazol (Antibiotikum)	84
5.2.7.1	Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft.....	84
5.2.7.2	Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/Trockenwettertagen	85
5.2.7.3	Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern	86
5.2.7.4	Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen	88

5.2.8	Benzotriazol (Korrosions-, Frostschutzmittel)	89
5.2.8.1	Konzentration in der Erft.....	89
5.2.8.2	Konzentration bei Regen-/ Trockenwettertagen.....	90
5.2.8.3	Konzentration aus dem Nebengewässer	91
5.2.8.4	Konzentration aus dem Kläranlagenabfluss.....	92
5.3	Untersuchungsergebnisse Transformationsprodukte	94
5.3.1	Diclofenac	94
5.3.2	Carbamazepin.....	95
5.3.3	1H-Benzotriazol.....	96
6	Ergebnisse der Modelle	97
6.1	Ergebnisse der DWA-Gewässergütemodellierung	97
6.1.1	Vergleich von Messwerten und simulierten Werten	97
6.1.2	Darstellung der Konzentrationen im Längsprofil und Tagesgang	98
6.1.3	Diskussion der Ergebnisse	103
6.2	Ergebnisse des vereinfachten Stoffstrommodells	103
6.2.1	1. Szenario	104
6.2.2	2. Szenario	105
6.2.3	3. Szenario	105
6.3	Vergleich der Modelle	107
6.3.1	Modellvergleich – Parameter Carbamazepin	108
6.3.2	Modellvergleich – Parameter Diclofenac	108
6.3.3	Modellvergleich – Parameter Metoprolol	110
6.3.4	Modellvergleich – Parameter 1H-Benzotriazol.....	111
6.3.5	Vergleich beider Modell im Überblick.....	113
7	Eintragungspfade im Untersuchungsgebiet	114
7.1	Direkteinleiter	114
7.2	Kläranlagen im Einzugsgebiet der Erft.....	119
7.2.1	Anteil der Kläranlagenablauffrachten an der Gesamtfracht in der Erft	119
7.2.2	Spezifische Fracht pro angeschlossene Einwohnerwerte	120
7.3	Indirekteinleiter Krankenhäuser, Pflegeheime.....	123
7.4	Weitere Indirekteinleiter	126
7.5	Mischwasserentlastungsanlagen	128
7.6	Landwirtschaftliche Eintragungspfade.....	132
7.7	Stoffspezifische Eintragungspfade in die Gewässer	138
7.7.1	Eintragungspfade am Beispiel des Schmerzmittels Diclofenac.....	138
7.7.2	Eintragungspfade am Beispiel des Korrosionsschutzmittels Benzotriazol.....	142
7.7.3	Eintragungspfade eines Herbizids aus dem Zuckerrübenanbau am Beispiel von (Desphenyl)-chloridazon	144

8	Reduzierung der Spurenstoffbelastung in der Erft durch Maßnahmen auf den Kläranlagen.....	147
8.1	Eliminationsleistungen herkömmlicher Kläranlagen	147
8.2	Beschreibung der Maßnahmen auf den einzelnen Kläranlagen	147
8.2.1	Kläranlage Kirspenich	147
8.2.2	Gruppenklärwerk Kessenich.....	151
8.2.3	Kläranlage Weilerswist	154
8.2.4	Kläranlage Rheinbach	157
8.2.5	Gruppenklärwerk Flerzheim	160
8.2.6	Kläranlage Köttingen	163
8.2.7	Gruppenklärwerk Kenten.....	166
8.2.8	Gruppenklärwerk Kaster.....	169
8.2.9	Kläranlage Grevenbroich.....	172
8.2.10	Kläranlage Wevelinghoven.....	176
9	Wirtschaftlichkeit der Kläranlagenertüchtigungen	179
9.1	Bezugsgrößen für die Kosten	179
9.2	Spezifische Kosten als eindimensionale Größe für die Effizienz der einzelnen Maßnahmen	181
9.3	Nutzen-Kosten-Bewertung.....	183
9.3.1	Mathematisches Modell zur Beschreibung der Wirtschaftlichkeit	184
9.3.1.1	Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die eliminierte Spurenstofffracht	184
9.3.1.2	Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die Ausbaugröße der Kläranlage	185
9.3.1.3	Wirtschaftlichkeit der Spurenstoffelimination in Verbindung mit ökologischen Einflussfaktoren.....	186
9.3.2	Wirtschaftlichkeit Spurenstoffelimination unter Betrachtung der ökonomischen und ökologischen Einflussfaktoren	187
9.3.2.1	Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die eliminierte Spurenstofffracht	187
9.3.2.2	Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die Ausbaugröße der Kläranlage	188
9.3.2.3	Nutzen-Kosten-Bewertung	193
9.4	Scoring-Modell (Ranking)	194
10	Zusammenfassung, Abschließende Bewertung/ Fazit und weitere Vorgehensweise	197
10.1	Ergebnisse des Monitorings und Notwendigkeit zur Spurenstoffelimination in der Erftregion.....	198
10.2	Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Spurenstoffen in die Erft	198
10.2.1	Abschätzung der Effizienz ausgewählter Maßnahmen	199
10.2.2	Nutzen-/ Kostenanalyse	200
10.3	Übergreifende Maßnahmen zur Zielerreichung.....	201
10.4	Finanzierung von Maßnahmen zur Reduktion des Spurenstoffeintrags aus Kläranlagen	202

10.5	Rückschlüsse für die weitere Vorgehensweise	203
11	Projektbearbeitung.....	205
12	Literatur.....	206
13	Anlagen	215

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AOK	Allgemeine Ortskrankenkasse
AOP	Advanced Oxidation Processes
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e. V.
BHKW	Blockheizkraftwerk
BK	Bewertungskriterium
BLAC	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit
DN	Denitrifikation
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
EW	Einwohnerwerte
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GAK	granulierte Aktivkohle
GKW	Gruppenklärwerk
GrwV	Grundwasserverordnung
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie
HRB	Hochwasserrückhaltebecken
IKW	Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel
IME	Institut für Molekularbiologie und angewandte Ökologie
IWW	IWW Zentrum Wasser für Ressourcenschutz und Wassergewinnung, Wassertechnologie, Rohmetze, Analytik, Hygiene, Ökonomie und Management.
KA	Kläranlage
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW
LC-MS	Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie
LFU	Landesamt für Umwelt
LUA	Landesumweltamt Brandenburg
LWG	Landeswassergesetz
MCCPP	Mecoprop
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
N	Nitrifikation
NRW	Nordrhein-Westfalen
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PA	Polyamide
PAK	Pulveraktivkohle
PC	Polycarbonat
PE/PP	Polyethylen /Polypropylen
PET	Polyethylenterephthalat
PNEC	predicted no effect concentration
PS/ABS	Polystyrol/ Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymere
PU	Polyurethane
PVC	Polyvinylchlorid
RÜB	Regenüberlaufbecken
SdT	Stand der Technik
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
TCCP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat

TWA	Trinkwasseraufbereitungsanlagen
UBA	Umweltbundesamt Deutschland
UQN	Umweltqualitätsnorm
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WIdO	Wissenschaftliches Institut der AOK
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Abkürzung der Nebengewässer

F	Finkelbach
G	Gillbach
Ne	Neffelbach
No	Norfbach/Norf
R	Rotbach
S	Swist
V	Veybach

Symbole	Einheit	Erläuterung
C	[$\mu\text{g/L}$]	Konzentration der Mikroschadstoffe
CSB	[mg/L]	chemischer Sauerstoffbedarf
C_i	mol/L	Stoffmengenkonzentration
m	[g/mol]	molare Masse
	[$\mu\text{g/mol}$]	
P_{ges}	[mg/L]	Gesamtphosphor
Q	[m^3/L]	Durchflussmenge
Q_{Gesamt}	[m^3/L]	Durchflussmenge im Gesamtzeitraum
Q_{RW}	[m^3/L]	Durchflussmenge bei Regenwetter
Q_{TW}	[m^3/L]	Durchflussmenge bei Trockenwetter
L	[kg/d]	Frachtbelastung

Abbildungsverzeichnis:

ABBILDUNG 1: VORGEHENSWEISE ZUR BILANZIERUNG UND MODELLIERUNG DER MIKROSCHADSTOFFBELASTUNG IN DER ERFT („SPURENSTOFFAGENDA ERFT“)	16
ABBILDUNG 2: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES ERFTEINZUGSGEBIETES	18
ABBILDUNG 3: EINTRAGSPFADE ANTHROPOGENER SPURENSTOFFEN IN DIE GEWÄSSER	25
ABBILDUNG 4: ALLGEMEINES EMISSIONSORIENTIERTES STOFFFLUSSDIAGRAMM, BASIEREND AUF DEN INDIVIDUELLEN EMISSIONSMUSTERN (UBA 2015b, 2015)	26
ABBILDUNG 5: VERBANDSGEBIET UND TÄTIGKEITSBEREICH DES ERFTVERBANDES	29
ABBILDUNG 6: GEWÄSSERGÜTEKARTE DER ERFT	31
ABBILDUNG 7: KLÄRANLAGEN DES ERFTVERBANDES, STAND MÄRZ 2018	34
ABBILDUNG 8: KLÄRANLAGENSTANDORTE UND GRÖßENKLASSEN NACH 2025	36
ABBILDUNG 9: KARTE DES ERFTEINZUGSGEBIETES MIT DEN KLÄRANLAGEN DES ERFTVERBANDES	37
ABBILDUNG 10: BAUSTEINE DES DWA-GEWÄSSERGÜTEMODELLS. DIE PFEILE ZEIGEN DEN DATENAUSTAUSCH ZWISCHEN DEM BAUSTEIN ORGANISCHE EINZELSUBSTANZEN MIT ANDEREN BAUSTEINEN (VERÄNDERT NACH MÜLLER, 2001)	46
ABBILDUNG 11: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DES VERHALTENS VON ORGANISCHEN SPURENSTOFFEN IM FLUSSSYSTEM	47
ABBILDUNG 12: ABFLUSSVERHALTEN AN DEN SIMULIERTEN TROCKENWETTERTAGEN	49
ABBILDUNG 13: EINZELPROBEN IN EINEM DIAGRAMM, CARBAMAZEPIN	57
ABBILDUNG 14: INFORMATIONEN ZU DEN DARSTELLUNGEN DER PROBENAHMESTELLEN	58
ABBILDUNG 15: BEISPIEL – ENTWICKLUNG DER KONZENTRATION IM FLUSSLÄNGSPROFIL AM BEISPIEL VON CARBAMAZEPIN	58
ABBILDUNG 16: INFORMATIONEN ZUM BOX-WHISKER-DIAGRAMM	59
ABBILDUNG 17: BEFUNDHÄUFIGKEIT VON EINIGEN DER UNTERSUCHTEN SPURENSTOFFE IN DER ERFT UND NEBENGEWÄSSERN	62
ABBILDUNG 18: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT IN FLUSS-KM, CARBAMAZEPIN	64
ABBILDUNG 19: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT IN FLUSS-KM, CARBAMAZEPIN	64
ABBILDUNG 20: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT BEI REGEN-/TROCKENWETTER UND CARBAMAZEPIN	65
ABBILDUNG 21: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, CARBAMAZEPIN	65
ABBILDUNG 22: KONZENTRATION IM NEBENGEWÄSSER; CARBAMAZEPIN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	66
ABBILDUNG 23: FRACHTEN AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, CARBAMAZEPIN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	66
ABBILDUNG 24: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, CARBAMAZEPIN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	67
ABBILDUNG 25: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, CARBAMAZEPIN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	67
ABBILDUNG 26: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, CLARITHROMYCIN	68
ABBILDUNG 27: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, CLARITHROMYCIN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	69
ABBILDUNG 28: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, CLARITHROMYCIN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	69
ABBILDUNG 29: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, DICLOFENAC	70
ABBILDUNG 30: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT, CARBAMAZEPIN (ARITHMETISCHER MITTELWERT)	71
ABBILDUNG 31: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, DICLOFENAC	71
ABBILDUNG 32: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, DICLOFENAC	72
ABBILDUNG 33: KONZENTRATION AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, DICLOFENAC (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	72
ABBILDUNG 34: FRACHTEN AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, DICLOFENAC (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	73
ABBILDUNG 35: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, DICLOFENAC (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	74
ABBILDUNG 36: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, DICLOFENAC (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	74
ABBILDUNG 37: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, METOPROLOL	75
ABBILDUNG 38: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT, METOPROLOL	75
ABBILDUNG 39: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, METOPROLOL	76
ABBILDUNG 40: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, METOPROLOL	76
ABBILDUNG 41: KONZENTRATION AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, METOPROLOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	77
ABBILDUNG 42: FRACHTEN AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, METOPROLOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	77
ABBILDUNG 43: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, METOPROLOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	78
ABBILDUNG 44: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, METOPROLOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	79
ABBILDUNG 45: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, SOTALOL	80
ABBILDUNG 46: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT, SOTALOL	80
ABBILDUNG 47: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, SOTALOL	81
ABBILDUNG 48: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN, SOTALOL	81
ABBILDUNG 49: KONZENTRATION AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, SOTALOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	82

ABBILDUNG 50: FRACHTEN AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, SOTALOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	82
ABBILDUNG 51: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, SOTALOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	83
ABBILDUNG 52: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, SOTALOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	84
ABBILDUNG 53: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, SULFAMETHOXAZOL	85
ABBILDUNG 54: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT, SULFAMETHOXAZOL	85
ABBILDUNG 55: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN , SULFAMETHOXAZOL	86
ABBILDUNG 56: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN , SULFAMETHOXAZOL.....	86
ABBILDUNG 57: KONZENTRATION AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, SULFAMETHOXAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM).....	87
ABBILDUNG 58: FRACHTEN AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, SULFAMETHOXAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	87
ABBILDUNG 59: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, SULFAMETHOXAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	88
ABBILDUNG 60: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, SULFAMETHOXAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	88
ABBILDUNG 61: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, BENZOTRIAZOL	89
ABBILDUNG 62: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT, BENZOTRIAZOL.....	90
ABBILDUNG 63: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN , BENZOTRIAZOL.....	91
ABBILDUNG 64: FRACHTEN ENTLANG DER ERFT REGEN-/TROCKENWETTERTAGEN , BENZOTRIAZOL.....	91
ABBILDUNG 65: KONZENTRATION AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, BENZOTRIAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	92
ABBILDUNG 66: FRACHTEN AUS DEN NEBENGEWÄSSERN, BENZOTRIAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	92
ABBILDUNG 67: KONZENTRATION AUS DEM KA-ABLAUF, BENZOTRIAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM).....	93
ABBILDUNG 68: FRACHTBELASTUNG AUS DEM KA-ABLAUF, BENZOTRIAZOL (BOX-WHISKER-DIAGRAMM).....	93
ABBILDUNG 69: TRANSFORMATIONSPRODUKT VON DICLOFENAC, 4-HYDROXY-DICLOFENAC	94
ABBILDUNG 70: TRANSFORMATIONSPRODUKTE VON CARBAMAZEPIN, CARBAMAZEPIN-DIHYDRO-DIHYDROXY; IMINOSTILBEN; ACRIDIN	95
ABBILDUNG 71: TRANSFORMATIONSPRODUKT VON 1H-BENZOTRIAZOL-, 1H-BENZOTRIAZOL-4METHYL.....	96
ABBILDUNG 72: VERGLEICH VON SIMULIERTEN UND GEMESSENEN KONZENTRATIONEN VON CARBAMAZEPIN (A), METOPROLOL (B), BENZOTRIAZOL (C) UND DICLOFENAC (D) (MEDIANKONZENTRATIONEN DER TROCKENWETTERMESSKAMPAGNEN)	98
ABBILDUNG 73: SIMULIERTE CARBAMAZEPIN KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM SOMMER.....	99
ABBILDUNG 74: SIMULIERTE METOPROLOL KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM SOMMER.	100
ABBILDUNG 75: SIMULIERTE BENZOTRIAZOL KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM SOMMER.....	100
ABBILDUNG 76: SIMULIERTE BENZOTRIAZOL KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM WINTER.	101
ABBILDUNG 77: SIMULIERTE DICLOFENAC KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM SOMMER.....	101
ABBILDUNG 78: SIMULIERTE DICLOFENAC KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM WINTER.	102
ABBILDUNG 79: SIMULIERTE DICLOFENAC KONZENTRATIONEN IM TAGESGANG UND LÄNGSPROFIL DER ERFT IM SOMMER. DARGESTELLT IST DAS ZUKUNFTSSZENARIO MIT DER VIERTEN REINIGUNGSSTUFE AN DREI KLÄRANLAGEN.	102
ABBILDUNG 80: 1. SZENARIO; SIMULATION DER ENTWICKLUNG DER DICLOFENAC-KONZENTRATIONEN ENTLANG DER ERFT BEI AUSRÜSTUNG DER ABWASSERANLAGEN IN KIRSPENICH, KESSENICH UND KENTEN MIT ANLAGEN ZUR MIKROSCHADSTOFFELIMINATION	104
ABBILDUNG 81: 2. SZENARIO; SIMULATION DER ENTWICKLUNG DER DICLOFENAC-KONZENTRATIONEN ENTLANG DER ERFT BEI AUSRÜSTUNG DER ABWASSERANLAGEN IN KIRSPENICH, KESSENICH, FLERZHEIM UND RHEINBACH MIT ANLAGEN ZUR MIKROSCHADSTOFFELIMINATION	105
ABBILDUNG 82: 3. SZENARIO; SIMULATION DER ENTWICKLUNG DER DICLOFENAC-KONZENTRATIONEN ENTLANG DER ERFT BEI AUSRÜSTUNG DER 10 BETRACHTETEN ABWASSERANLAGEN MIT ANLAGEN ZUR MIKROSCHADSTOFFELIMINATION.....	106
ABBILDUNG 83: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF CARBAMAZEPIN - SOMMERSZENARIO	108
ABBILDUNG 84: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF DICLOFENAC - SOMMERSZENARIO	109
ABBILDUNG 85: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF DICLOFENAC - WINTERSZENARIO	110
ABBILDUNG 86: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF METOPROLOL - SOMMERSZENARIO	111
ABBILDUNG 87: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF METOPROLOL - WINTERSZENARIO	111
ABBILDUNG 88: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF 1H-BENZOTRIAZOL - SOMMERSZENARIO	112
ABBILDUNG 89: VERGLEICH DER KONZENTRATIONSGANLINIEN FÜR DEN STOFF 1H-BENZOTRIAZOL - WINTERSZENARIO	113
ABBILDUNG 90: DIREKTEINLEITER IM EINZUGSGEBIET DER ERFT	118
ABBILDUNG 91: SOTALOL - SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG	120
ABBILDUNG 92: BEZOTRIAZOL - SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG	121
ABBILDUNG 93: CLARITHOMYCIN - SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG	121

ABBILDUNG 94: CARBAMAZEPIN – SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG.....	121
ABBILDUNG 95: SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG	122
ABBILDUNG 96: SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG	122
ABBILDUNG 97: SPEZIFISCHE FRACHTEN AUF DEN 10 KLÄRANLAGEN PRO E UND TAG	122
ABBILDUNG 98: ANZAHL DER KRANKENHAUSBETTEN JE 1000 EINWOHNER IN DEN EINZUGSGEBIETEN.....	124
ABBILDUNG 99: ANZAHL DER PFLEGEbetten JE 1000 EINWOHNER IN DEN EINZUGSGEBIETEN.....	125
ABBILDUNG 100: RÜCKHALTERÄUME IM EINZUGSGEBIET DES ERFTVERBANDES	129
ABBILDUNG 101: SOTALOL - HÖCHSTE, GEMESSENE KONZENTRATIONEN AUS ALLEN 13 PROBEN AN DER MÜNDUNG DER NEBENGEWÄSSER: VEYBACH (V), SWIST (S) ROTBACH (R), NEFFELBACH (Ne), FINKELBACH (F), GILLBACH (G) UND NORFBACH (No)	130
ABBILDUNG 102: METOPROLOL - HÖCHSTE, GEMESSENE KONZENTRATIONEN AUS ALLEN 13 PROBEN AN DER MÜNDUNG DER NEBENGEWÄSSER *).....	131
ABBILDUNG 103: DICLOFENAC - HÖCHSTE, GEMESSENE KONZENTRATIONEN AUS ALLEN 13 PROBEN AN DER MÜNDUNG DER NEBENGEWÄSSER*)	131
ABBILDUNG 104: CARBAMAZEPIN - HÖCHSTE, GEMESSENE KONZENTRATIONEN AUS ALLEN 13 PROBEN AN DER MÜNDUNG DER NEBENGEWÄSSER*)	131
ABBILDUNG 105: 1H-BENZOTRIAZOL - HÖCHSTE, GEMESSENE KONZENTRATIONEN AUS ALLEN 13 PROBEN AN DER MÜNDUNG DER NEBENGEWÄSSER*).....	132
ABBILDUNG 106: SULFAMETAXAZOL - HÖCHSTE, GEMESSENE KONZENTRATIONEN AUS ALLEN 13 PROBEN AN DER MÜNDUNG DER NEBENGEWÄSSER*).....	132
ABBILDUNG 107: ACKERFLÄCHE IM TÄTIGKEITSGEBIET DES ERFTVERBANDES	133
ABBILDUNG 108: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, MECOPROP (ARITHMETISCHER MITTELWERT)	134
ABBILDUNG 109: REGEN-/ TROCKENWETTERVERGLEICH, MECOPROP (ARITHMETISCHER MITTELWERT)	135
ABBILDUNG 110: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT, ISOPROTURON (ARITHMETISCHER MITTELWERT).....	136
ABBILDUNG 111: KONZENTRATION ENTLANG DER ERFT; FLUFENACET (ARITHMETISCHER MITTELWERT)	137
ABBILDUNG 112: MARKTANTEILE REZEPTFREIER SCHMERZMITTEL, ZITIERT NACH (ZEIT-ONLINE, 2016)	138
ABBILDUNG 113: EMISSIONSORIENTIERTES STOFFFLUßDIAGRAMM FÜR DAS ARZNEIMITTEL DICLOFENAC NACH (UBA 2015b, 2015).....	139
ABBILDUNG 114: DICLOFENAC KONZENTRATIONEN IM ZU- UND ABLAUF DER KLÄRANLAGEN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	140
ABBILDUNG 115: KONZENTRATIONEN VON DICLOFENAC (OBERE REIHE) UND 4“-HYDROXYDICLOFENAC (UNTERE REIHE) IM ZULAUF DER KLÄRANLAGEN BEI TROCKENWETTER (BOX-WHISKER-DIAGRAMM)	141
ABBILDUNG 116: KUMULIERTE FRACHTEN AN DICLOFENAC ENTLANG DER ERFT, GEMESSENE WERTE (ORANGE) UND KUMULIERTE SUMMEN AUS KLÄRANLAGENEINLEITUNGEN UND ZUFLÜSSEN DER NEBENGEWÄSSER (GRÜN)	142
ABBILDUNG 117: BENZOTRIAZOL IM ZU /ABLAUF KLÄRANLAGEN (BOX-WHISKER-DIAGRAMM).....	143
ABBILDUNG 118: KUMULIERTE FRACHTEN AN 1H-BENZOTRIAZOL ENTLANG DER ERFT, GEMESSENE WERTE (GRAU) UND KUMULIERTE SUMMEN AUS KLÄRANLAGENEINLEITUNGEN UND ZUFLÜSSEN DER NEBENGEWÄSSER (ROT)	144
ABBILDUNG 119: KUMULIERTE FRACHTEN AN CHLORIDAZON-DESPHENYL ENTLANG DER ERFT, GEMESSENE WERTE (ORANGE) UND KUMULIERTE SUMMEN AUS KLÄRANLAGENEINLEITUNGEN UND ZUFLÜSSEN DER NEBENGEWÄSSER (GRÜN)	146
ABBILDUNG 120: KIRSPENICH, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	148
ABBILDUNG 121: KESSENICH, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	151
ABBILDUNG 122: KA WEILERSWIST, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER.....	154
ABBILDUNG 123: KA RHEINBACH, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	157
ABBILDUNG 124: FLERZHEIM, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	160
ABBILDUNG 125: KÖTTINGEN, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	163
ABBILDUNG 126: GW KENTEN, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	166
ABBILDUNG 127: KASTER, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER	169
ABBILDUNG 128: KLÄRANLAGE GREVENBROICH, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER.....	172
ABBILDUNG 129: KLÄRANLAGE WEVELINGHOVEN, ZU- UND ABLAUFKONZENTRATIONEN DER SIEBEN LEITPARAMETER.....	176
ABBILDUNG 130: JÄHRLICHE SPURENSTOFFFRACHT JE EW FÜR DIE BETRACHTETEN KLÄRANLAGEN	180
ABBILDUNG 131: JÄHRLICHE EINWOHNER-SPEZIFISCHE SPURENSTOFFFRACHT PRO TATSÄCHLICH ANGESCHLOSSENE EINWOHNER	180
ABBILDUNG 132: SPEZIFISCHE JAHRESKOSTEN MIT BEZUG AUF DIE ELIMINIERTERTE SPURENSTOFFFRACHT IN EURO JE KG ELIMINIERTER FRACHT	182
ABBILDUNG 133: JÄHRLICHE SPEZIFISCHE KOSTEN IN EURO PRO EINWOHNERWERT	183

Tabellenverzeichnis:

TABELLE 1: BEWERTUNGSKRITERIEN UND BEWERTUNGSGRENZEN FÜR SPURENSTOFFE	24
TABELLE 2: KENNGRÖßEN DER 10 BETRACHTETEN KLÄRANLAGEN IM ERFT-EINZUGSGEBIET	38
TABELLE 3: PROBENAHMESTELLEN AN DER ERFT UND NEBENGEWÄSSERN	39
TABELLE 4: PARAMETERUMFANG LC-MS/MS-METHODE „M1“	42
TABELLE 5: PARAMETERUMFANG LC-MS/MS-METHODE „M2“	42
TABELLE 6: PARAMETERUMFANG GC-MS-METHODE „M3“	44
TABELLE 7: STOFFSPEZIFISCHE EINGANGSPARAMETER DER RELEVANTEN PROZESSE (QUELLE: HENRY KONSTANTE: WWW.NORMAN-NETWORK.NET, KOW WERTE: WWW.CHEMICALIZE.COM; QUANTENAUSBEUTE: R. ANDREOZZI ET AL., 2003, E. BOROWSKA ET AL., 2016)	49
TABELLE 8: LEITPARAMETER FÜR DIE MIKROSCHADSTOFFENTFERNUNG	51
TABELLE 9: PROBENAHMESTELLEN AN DER ERFT UND DEREN DURCHFLUSSMENGEN	61
TABELLE 10: AUFFÄLLIGE ANSTIEGE IM GEWÄSSER FÜR DEN STOFF CARBAMAZEPIN	63
TABELLE 11: AUFFÄLLIGE ANSTIEGE IM GEWÄSSER FÜR DEN STOFF DICLOFENAC	70
TABELLE 12: AUFFÄLLIGE ANSTIEGE IM GEWÄSSER FÜR DEN STOFF SOTALOL	79
TABELLE 13: AUFFÄLLIGE ANSTIEGE IM GEWÄSSER FÜR DEN STOFF BENZOTRIAZOL	89
TABELLE 14: VERHÄLTNISS VON MESSWERTEN ZU SIMULIERTEN WERTEN (BEIDES TROCKENWETTERSZENARIO)	98
TABELLE 15: MODELLVERGLEICHVERHÄLTNISS	113
TABELLE 16: DIREKTEINLEITER IM EINZUGSGEBIET DER ERFT	114
TABELLE 17: DIREKTEINLEITER IN DIE ERFT UND NEBENGEWÄSSER	117
TABELLE 18: TAGESFRACHTEN (G/D) IM ABLAUF DER KLÄRANLAGEN BEI TROCKENWETTER FÜR AUSGEWÄHLTE SUBSTANZEN UND GESCHÄTZTE FRACHT AN DER ERFT-MÜNDUNG	119
TABELLE 19: ANGESCHLOSSENE EINWOHNER DER RELEVANTEN ANLAGEN (STAND 2017)	120
TABELLE 20: KRANKENHÄUSER IM ERFTVERBANDSGEBIET	123
TABELLE 21: RELEVANTE INDIREKTEINLEITER DER EINZELNEN KLÄRANLAGEN MIT EINLEITUNG IN DIE NEBENGEWÄSSER DER ERFT ...	126
TABELLE 22: RELEVANTE INDIREKTEINLEITER DER EINZELNEN KLÄRANLAGEN MIT EINLEITUNG IN DIE ERFT	127
TABELLE 23: BEISPIEL – AUSZUG INDIREKTEINLEITERKATASTER DES ERFTVERBANDES	127
TABELLE 24: ZUGELASSENE MITTEL MIT DEM WIRKSTOFF CHLORIDAZON	144
TABELLE 25: ZULAUFFRACHT, AUSBAUGRÖßE, TATSÄCHLICH ANGESCHLOSSENER EINWOHNER DER BETRACHTETEN KLÄRANLAGEN (2017)	179
TABELLE 26: WIRTSCHAFTLICHKEIT W1 (ÖKONOMISCHE BETRACHTUNG)	187
TABELLE 27: WIRTSCHAFTLICHKEIT W1 MULTIPLIERT MIT SW (ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BETRACHTUNG)	187
TABELLE 28: WIRTSCHAFTLICHKEIT W1 MULTIPLIERT MIT SW UND HG (ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BETRACHTUNG)	188
TABELLE 29: WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG (W2) IN BEZUG AUF DIE AUSBAUGRÖßE DER KLÄRANLAGE	188
TABELLE 30: WIRTSCHAFTLICHKEIT W2 MULTIPLIERT MIT SW (ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BETRACHTUNG)	189
TABELLE 31: WIRTSCHAFTLICHKEIT W1 MULTIPLIERT MIT SW UND H _G (ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BETRACHTUNG)	189
TABELLE 32: GRUNDBEMESSUNGSDATEN FÜR EINE TEIL-/ BZW. VOLLSTROMBEHANDLUNG	190
TABELLE 33: ERGEBNISÜBERSICHT DER WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG DER VERSCHIEDENEN VARIANTEN FÜR EINE TEILSTROMBEHANDLUNG	191
TABELLE 34: ERGEBNISÜBERSICHT DER WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG DER VERSCHIEDENEN VARIANTEN FÜR EINE VOLLSTROMBEHANDLUNG	192
TABELLE 35: BERÜCKSICHTIGTE KRITERIEN UND IHRE BEDEUTUNG IM SCORING-MODELL	194
TABELLE 36: BEWERTUNGSSKALAR DES SCORING-MODELLS	195
TABELLE 37: SCORING-ERGEBNISSE	196

1 Veranlassung, Ziel und Vorgehensweise

Der Erftverband ist einer der sondergesetzlichen Wasserverbände in Nordrhein-Westfalen. Er ist innerhalb des Verbandsgebietes von ca. 1.900 m³ km zuständig für die Gewässerunterhaltung, den Hochwasserschutz, die Abwasserbehandlung und die Schlamm Entsorgung. Hierzu betreibt der Erftverband derzeit 35 Kläranlagen mit einer Gesamtausbaugröße von ca. 1,1 Millionen Einwohnerwerten (EW). Das gereinigte Abwasser von 30 der vorgenannten Anlagen wird direkt in die Erft und ihre Nebengewässer geleitet, 5 weitere Kläranlagen gehören mit ihrer Einleitung zum Einzugsgebiet des Rheingrabens. Die Kläranlagen wurden in den 1990er-Jahren für eine weitestgehende Kohlenstoff- und Nährstoffelimination ertüchtigt. Auf Grund der zum Teil sehr geringen natürlichen Wasserführung der Gewässer im Erfteinzugsgebiet erfüllen die Kläranlagen hohe Anforderungen. In Konsequenz sind bereits heute eine Vielzahl von Anlagen mit einer ergänzenden Flockungsfiltration bzw. zum Teil auch einer Klarwassernitrifikation ausgerüstet. Somit konnte mit dem Betrieb dieser ertüchtigten Anlagen die Gewässergüte in der Erft und den Nebengewässern deutlich verbessert werden.

Neben den klassischen Kenngrößen zur Beschreibung der Wasserqualität wie Sauerstoffzehrung und Nährstoffkonzentration sind in den vergangenen Jahren auch Stoffe in Fokus gerückt, die in der Umwelt als Spurenstoffe vorkommen (Ternes und Joss 2008). Insbesondere der rasante Fortschritt in der Analysetechnik in den letzten Jahrzehnten hat die Detektion dieser Stoffe möglich gemacht. Waren in der öffentlichen Wahrnehmung zunächst vor allem mögliche Auswirkungen von Arzneimittelrückständen oder östrogen wirksamen Substanzen auf Umwelt und menschliche Gesundheit ein Thema, mischen sich hierin vor allem in den vergangenen Monaten zunehmend auch Berichte zum Vorkommen von Mikroplastik (Die Zeit 2018; NDR o. J.; Rundschau o. J.) und antibiotikaresistenten Krankheitserregern in den Gewässern (tagesschau.de o. J.). Der Begriff „Spurenstoffe“ fasst zunächst wertungsfrei alle Stoffe zusammen, die in kleinsten Konzentrationen von wenigen ng/L bis µg/L, d.h. in Spuren in der Umwelt vorkommen. Im Kontext der Wasserwirtschaft sind in der Regel gelöste Stoffe anthropogenen Ursprungs einschließlich ihrer Transformations- und Abbauprodukte gemeint, die im Abwasser (sowohl gereinigt als auch ungereinigt) aber auch in Oberflächengewässern, im Grundwasser und im Trinkwasser gefunden werden. Diese werden im Weiteren summarisch als Mikroschadstoffe bezeichnet.

Die ständig ansteigende Anzahl dieser Stoffe, die heute in aquatischen Milieus gefunden werden, haben Forderungen nach Rückhalt auch auf den Kläranlagen ausgelöst. Zur Bündelung der Aktivitäten wurde in Nordrhein-Westfalen unter anderem das „Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe“ ins Leben gerufen. Forschungsvorhaben aber auch erste großtechnische Umsetzungen begleiten die derzeitigen Diskussionen in der Fachwelt.

Im Jahre 2000 hat sich die europäische Union mit der Einführung der "Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik" (im Folgenden als Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bezeichnet), einen einheitlichen Ordnungsrahmen für die Wasserpolitik gegeben. Die Ansätze des Gewässerschutzes in der WRRL sind darüber hinaus in Deutschland durch Umsetzungsbestimmungen im Wasserhaushaltsgesetz (WHG), in der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) und in der Grundwasserverordnung (GrwV) verankert worden. Ziel ist das Erreichen eines "guten Zustandes" für alle Oberflächengewässerkörper. Hierzu werden Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne erstellt, die sukzessive in drei aufeinander folgenden Bewirtschaftungszyklen und bis spätestens zum Jahre 2027 umgesetzt werden sollen. Der Umgang mit Mikroschadstoffen in Gewässern stützt sich dabei auf die gesetzlichen Regelungen zur Bewirt-

schaftung von Oberflächengewässern. Bewirtschaftungsziele für oberirdische Gewässer sind im Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) § 27 formuliert: „Oberirdische Gewässer sind, soweit sie nicht nach § 28 als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, so zu bewirtschaften, dass -1.- eine Verschlechterung ihres ökologischen und ihres chemischen Zustands vermieden wird und -2.- ein guter ökologischer und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden. Oberirdische Gewässer, die nach § 28 als künstlich oder erheblich verändert eingestuft werden, sind so zu bewirtschaften, dass -1.- eine Verschlechterung ihres ökologischen Potenzials und ihres chemischen Zustands vermieden wird und -2.- ein gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.“

Die Bestandsaufnahme der Belastungen, die Gewässerüberwachung und Gewässerbewertung sind wiederkehrende Bausteine zur Erarbeitung von Maßnahmen und zur Erfolgskontrolle.

Im Maßnahmenprogramm des 2. Untersuchungszyklus zur EU- Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) in den Jahren 2013 – 2015 wurden seitens der Aufsichtsbehörden umfangreiche Untersuchungen in Form von sogenannten Machbarkeitsstudien gefordert. In einer solchen Machbarkeitsstudie wird untersucht, ob eine Spurenstoffelimination auf einer Kläranlage umzusetzen ist, welches Verfahren sinnvollerweise eingesetzt werden sollte und welche Kosten hierfür relevant sind.

Vor dem Hintergrund, dass der Erftverband alle im Einzugsgebiet der Erft liegenden Kläranlagen betreibt und darüber hinaus auch für die Gewässerunterhaltung zuständig ist, ist es sinnvoll und möglich eine gewässerbezogene, kläranlagenübergreifende Betrachtung zu wählen.

Zur Untersuchung der Mikroschadstoffbelastung in der Erft und zur Entwicklung möglicher Maßnahmen wurde deshalb ein mehrstufiges Vorgehen entwickelt, das sich aus einzelnen Bausteinen zusammensetzt, die abschließend in einer Festlegung von weiteren Vorgehensweisen und Prioritäten mündet (Abbildung 1).

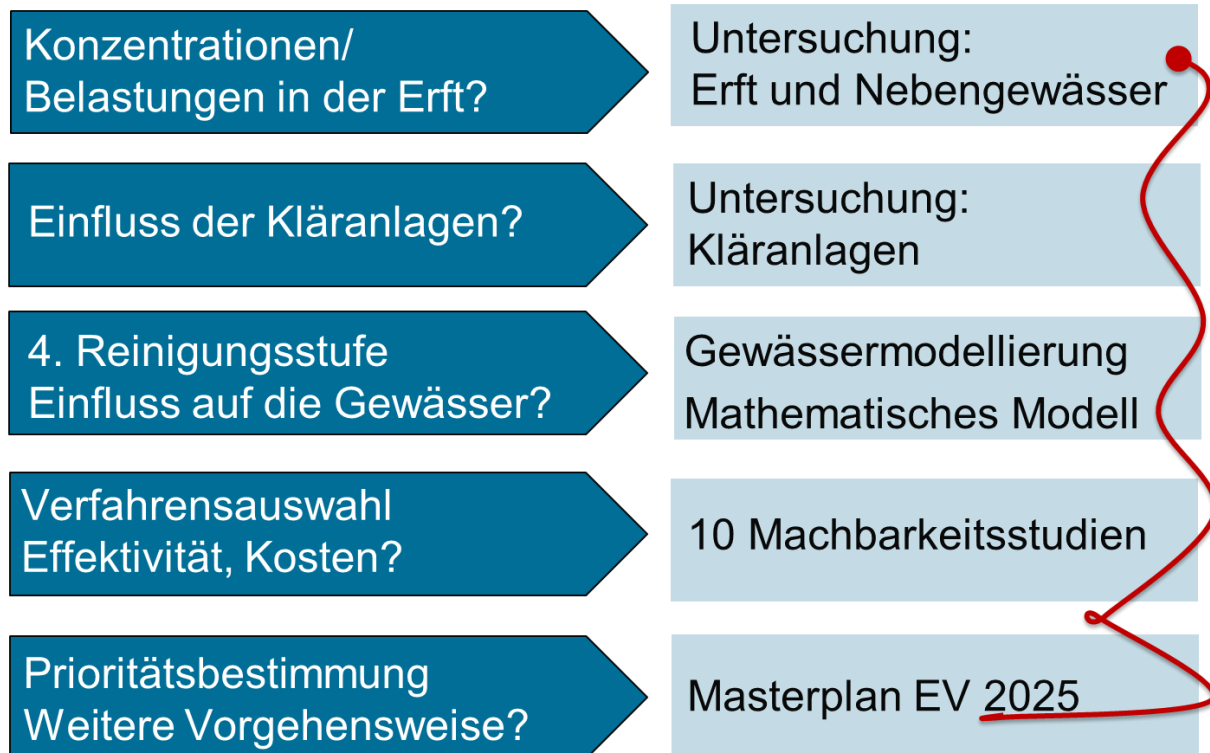


Abbildung 1: Vorgehensweise zur Bilanzierung und Modellierung der Mikroschadstoffbelastung in der Erft („Spurenstoffagenda Erft“)

Dieses Konzept, das unter dem Arbeitstitel „Spurenstoffagenda Erft“ zusammengefasst ist, beinhaltet die im folgenden beschriebenen Einzeluntersuchungen.

Zum Zeitpunkt des vorgenannten 2. Untersuchungszyklusses für das Einzugsgebiet der Erft lagen Analyseergebnisse für Mikroschadstoffe lediglich für die sogenannte Messstelle „Eppinghoven“ im Unterlauf der Erft vor, einer Messstelle des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV). Zur Identifikation der Gewässerbelastung in der Erft ist deshalb ein weitgehendes und detailliertes Analyseprogramm erforderlich.

Mit den hiermit gewonnenen Daten können detaillierte Aussagen zu den Frachten und den daraus resultierenden Stoffströmen im gesamten Gewässerverlauf in den definierten Zeiträumen getroffen werden. Damit liegt eine gewässerorientierte Bewertungsgrundlage vor, die für die Erft, ihre Nebengewässer aber auch andere Gewässer mit ähnlichen Charakteristika anwendbar sein können.

Nach bisherigen Kenntnissen sind unterschiedliche Einleitungen für stoffliche Belastungen in Gewässern verantwortlich. Insofern ist weiter zu untersuchen, welche Einflüsse die Kläranlagen haben und welche Einleitungen diffus sind, d.h. z.B. aus den landwirtschaftlichen Flächen stammen. Neben den Untersuchungen am Gewässer werden somit auch die Kläranlagenabläufe in das Analyseprogramm einbezogen. Im Fokus sind alle Kläranlagen mit Direktinleitung in die Erft. Die wichtigsten Nebenflüsse der Erft (Swist, Veybach, Rotbach, Neffelbach, Finkelbach, Gillbach und Norfbach) werden als Punkteinleitungen in die Erft ebenfalls erfasst. Auf eine vollständige Einbeziehung der Kläranlagen an den Nebengewässern wird verzichtet, weil das Analyseprogramm ohnehin äußerst umfangreich ist und auch zunächst keine wesentlichen Mehrerkenntnisse hiermit gewonnen werden.

Mit der Analyse des Zulaufes und des Ablaufes einer Kläranlage wird der bereits vorhandene Rückhalt in der Kläranlage sichtbar und die Notwendigkeit aber auch das Potenzial einer sogenannten 4. Reinigungsstufe zu weitergehenden Spurenstoffelimination transparent.

Mit dem beim Erftverband vorhandenen DWA-Gewässergütemodell der Erft kann darüber hinaus das Verhalten von dominierenden Stoffen in der Erft unter Berücksichtigung der Selbstreinigungskraft des Gewässers simuliert werden. Gleichzeitig wird ein vereinfachtes mathematisches Modell erstellt, das Belastungszustände in der Erft aus allen gemessenen Daten darstellen kann. Die Berechnung der Konzentrationen und Frachten von Spurenstoffen bildet die Gesamtsituation von der Quelle bis zur Mündung ab. Damit wird die Bedeutung der einzelnen Einleitpunkte im Gesamtsystem verdeutlicht.

Maßnahmen zur Verminderung der Mikroschadstoffeinträge aus Kläranlagen werden für zehn wesentliche Einleitungen in die Erft in Form von Machbarkeitsstudien (Kosten- und Effizienzstudien) erarbeitet. Sie liefern für alle in die Erft einleitende Kläranlagen die technische Lösung und die damit verbundenen Investitions- und Betriebskosten. Die Modelle dienen somit auch zur Darstellung verschiedener Szenarien und Varianten zur Reduzierung von Mikroschadstoffeinträgen aus Kläranlageneinleitungen entlang der Erft. Sie ermöglichen die ökonomische und ökologische Bewertung der Wirksamkeit und der Sinnfälligkeit der Spurenstoffelimination.

Neben der Effizienz einer Maßnahme sind aber auch weitere Kriterien von Bedeutung, die über die Notwendigkeit aber auch den Nutzen einer solchen Maßnahme entscheiden. Erst nach Abwägung auch dieser Kriterien können Maßnahmen definiert werden, die bei vorgesehener Umsetzung dann Bestandteil des ohnehin ständig aktualisierten „Masterplan Abwasser 2025“ des Erftverbandes werden können.

Der hier vorgelegte Abschlussbericht „Mikroschadstoffe in der Erft- Bilanzierung/ Modellierung, Konzepte zur Reduzierung“ fasst die Ergebnisse der oben beschriebenen Vorgehensweise zusammen (sog. Klammerprojekt). Es gibt mit den 10 Einzelstudien für die betroffenen Kläranlagen die Ergebnisse des Gesamtprojektes „Spurenstoffagenda Erft“ wieder.

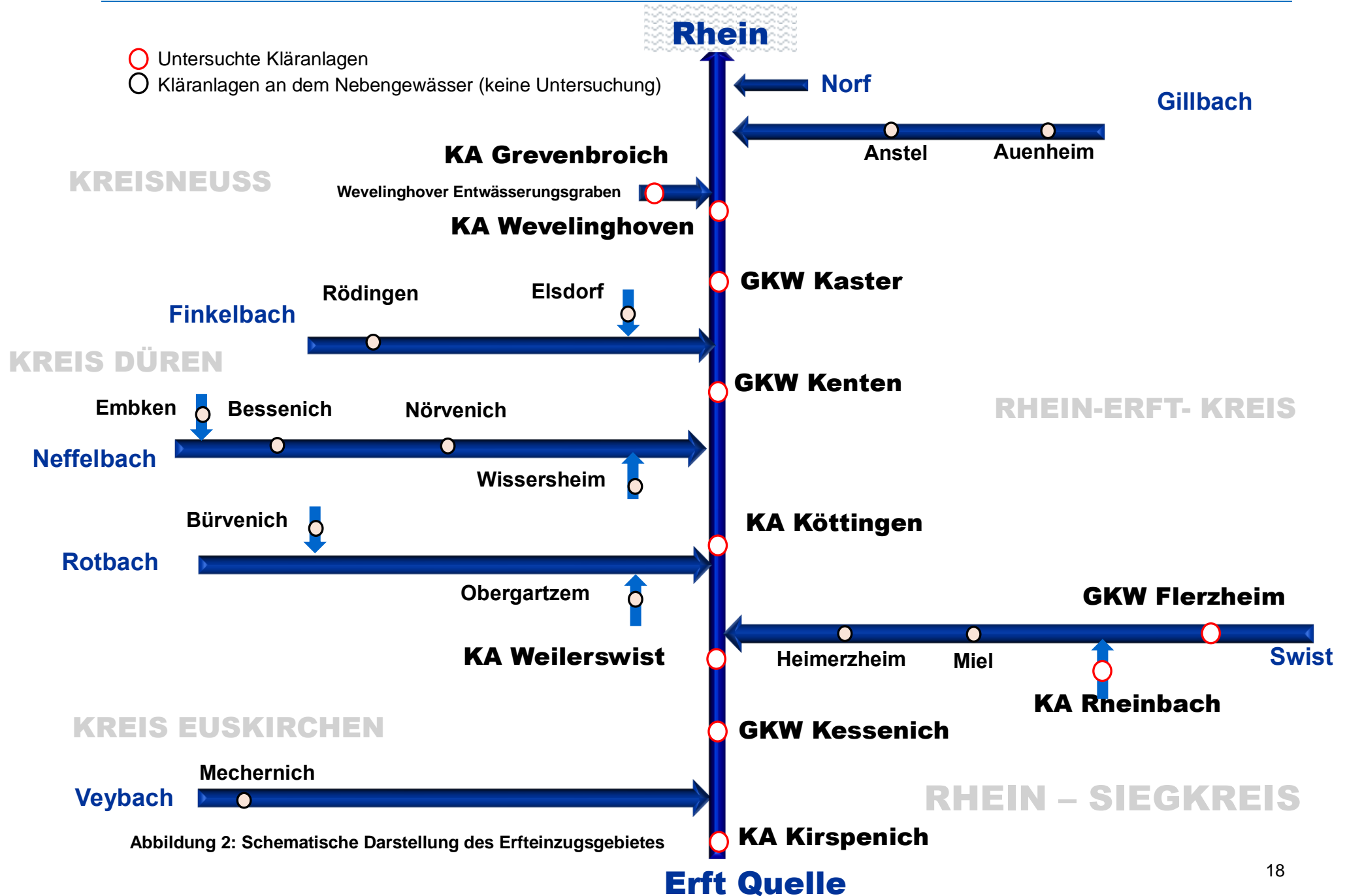


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Erfteinzugsgebietes

2 Wissensstand zu gewässerrelevanten Spurenstoffen

In der Umwelt und auch in den Gewässern ist heute eine Vielzahl der sogenannten Mikroschadstoffe detektierbar. Auch die heutige Labortechnik ermöglicht die Analyse einer Vielzahl dieser Stoffe.

Die „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffeliminierung“ empfiehlt, aus einer erlesenen Anzahl an Wirkstoffen die relevanten Wirkstoffe auszuwählen und diese zu Leitparametern zu definieren. Hierdurch wird eine repräsentative Belastungssituation darstellbar, die Vergleiche auch mit anderen Gewässern oder Belastungsquellen möglich macht. Eine Untersuchung aller zurzeit messbaren Stoffe wäre aus finanziellen Gründen nicht tragbar und aus Gründen der Transparenz wenig zielführend.

In Absprache mit dem Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen wurden im Jahr 2015/2016 sieben Stoffe als Leitparameter gewählt, die für die Erft als relevant gelten.

Zu diesen ausgesuchten Stoffen gehören:

Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol und Benzotriazol.

Nachfolgend werden Wirkungsweise, verkaufte Mengen und Umwelteinwirkungen dieser sieben Leitparameter erläutert, auch, weil ihr Vorkommen in der Erft im nachfolgenden weitergehend analysiert und erläutert wird.

2.1 Charakteristika der Leitparameter

2.1.1 Carbamazepin

Anthropogene Wirkungsweise

Carbamazepin ist ein Arzneimittel, fast die Hälfte der verschriebenen Tagesdosen fällt auf die Antiepileptika zurück. Es dient als Stimmungsstabilisator und wird unter anderem zur Behandlung von Epilepsie, Trigeminus-Neuralgie, genuiner Glossopharyngeus-Neuralgie, schmerzhafter diabetischer Neuropathie und nicht-epileptischen Anfällen bei Multipler Sklerose angewendet. Carbamazepin wirkt, in dem es einen Einfluss auf das zentrale Nervensystem nimmt. (Ratiopharm 2018; G. Nentwig 2004; B. Kuch 2003)

Verkaufte Mengen

Im Jahr 2016 wurden in der Region Westfalen-Lippe und Nordrhein 8.445,7 kg Carbamazepin von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung abgegeben.

Laut dem Arzneiverordnung-Report sind 2012 in Deutschland 51.061 kg vom Wirkstoff Carbamazepin in den Umlauf gelangt. (Arzneiverordnung-Report 2017; WIdO 2017)

Umwelteinwirkung

Nur etwa 2-3 % Carbamazepin wird unverändert ausgeschieden, der Rest in metabolisierter Form. Metabolite entstehen bei der Verstoffwechslung von Arzneimittel als Zwischenprodukte. Aktive Metabolite haben in der Regel eine geringere pharmakologische Wirksamkeit als die ursprüngliche Substanz, in Ausnahmefällen werden diese wirkungsstärker als die Eingangssubstanz. Bei Carbamazepin ist der Hauptmetabolit Carbamazepin-10,11-epoxid, welches in Tierexperimenten eine ähnliche Wirkung zeigt wie die ursprüngliche Substanz.

Untersuchungen zeigen, dass Carbamazepin gegenüber Algen und aquatischen Krebstieren akut toxisch wirken, bei Konzentrationen von 70-160 mg/l.

„In Studien zur chronischen Toxizität wirkt Carbamazepin toxisch auf aquatische Crustaceen (Ceriodaphnia dubia: NOEC (7 d) = 0,025 mg/l) und gering toxisch auf Fische (Danio rerio (early life stage test): NOEC(10 d) = 25 mg/l) (Ferrari et.al 2003)“. Weitere Untersuchungen

zeigen eine Erhöhung der Daphnientoxizität von Carbamazepin in Kombination mit anderen Pharmaka. Zudem gibt es Hinweise darauf, dass Carbamazepin die Fortpflanzungsfähigkeit von Menschen beeinträchtigen kann. Außerdem gibt es Hinweise darauf, dass es eine Beeinflussung von Zuckmücken gibt. (LUA 2002; BLAC 2003; LFU o.J.; IWW 2018)

2.1.2 Clarithromycin

Anthropogene Wirkungsweise

Clarithromycin ist ein Antibiotikum und wird eingesetzt, wenn Penicillin oder ein anderes Beta-Lactam-Antibiotikum nicht verwendet werden kann. Unter anderem wird es bei folgenden bakteriellen Infektionen eingesetzt: Infektionen der Atemwege, bakterielle Lungenentzündung, Haut- und Weichgewebeeinfektionen. Clarithromycin wirkt, in dem es die Proteinsynthese in den Bakterien hemmt. (PubChem 2018; BASICS 2010)

Verkaufte Mengen

Im Jahr 2016 wurden in der Region Westfalen-Lippe und Nordrhein 2.906,3 kg Clarithromycin von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung abgegeben. (WIdO 2017)

Umwelteinwirkung

„Die Bakterientoxizität sowie eine für alle Antibiotika in Betracht zu ziehende Resistenzbildung lassen eine Umweltrelevanz für diesen Wirkstoff vermuten“. Ein Algen-Wachstumshemmungstest zeigt, dass Clarithromycin giftig für die Mikroalgen ist. Der Daphnien-Reproduktionstest zeigt, dass Clarithromycin eine chronische Toxizität gegenüber dem Krebstier hat. (K. Kümmerer 2008; LUA 2002)

2.1.3 Diclofenac

Anthropogene Wirkungsweise

Diclofenac ist ein schmerzstillendes und entzündungshemmendes Arzneimittel. In Tablettenform wird es unter anderem angewendet zur Behandlung von Schmerz und Entzündung bei akuten/chronischen Gelenkentzündungen, rheumatoider Arthritis, Reizzuständen bei degenerativen Gelenk- und Wirbelsäulenerkrankungen, entzündlichen weichteilrheumatischen Erkrankungen und schmerzhaften Schwellungen oder Entzündungen nach Verletzungen. Diclofenac in Gelform wird angewendet zur „äußerlichen unterstützenden symptomatischen Behandlung von Schmerzen bei akuten Zerrungen, Verstauchungen oder Prellungen im Bereich der Extremitäten infolge stumpfer Traumen, z. B. Sportverletzungen“. (Ratiopharm 2018, Pubchem 2018)

In Deutschland ist der Wirkstoff für Tiere verboten, da Diclofenac eine verheerende Wirkung auf aasfressende Vögel hat. Obwohl es alternative schmerzlindernde Wirkstoffe gibt, ist Diclofenac in einigen EU Mitgliedstaaten, für die Behandlung von Rindern, Schweinen und Pferden noch zugelassen. (Baumgart & Benstetter 2015; Benstetter 2014; UBA 2017)

Verkaufte Mengen

Laut dem Arzneiverordnung-Report sind 2012 in Deutschland 46.879 kg vom Wirkstoff Diclofenac systemisch in den Umlauf gelangt. Im Jahr 2016 wurden in der Region Westfalen-Lippe und Nordrhein 14.839 kg Diclofenac von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung abgegeben. (Arzneiverordnung-Report 2017, WIdO 2017)

Umwelteinwirkung

Über den menschlichen Stoffwechsel und das kommunale Abwasser gelangt Diclofenac in Oberflächengewässer und wird von Fischen aufgenommen. Dort kann es sich in inneren

Organen anreichern und Leber, Kiemen und Nieren schädigen. Über die Nahrungskette gelangt Diclofenac auch zu den Fischfressern, wie den Fischotter. Bei einer chronischen Aussetzung von dem Wirkstoff können bereits niedrige Konzentrationen zu Beeinträchtigungen der Fische führen, die Regenbogenforelle zeigt Veränderungen in der Leber und in der Niere ab einer Konzentration von 5 µg/L. (BLAC 2003; SRU 2007; UBA 2011)

2.1.4 Metoprolol

Anthropogene Wirkungsweise

Metoprolol gehört zur Arzneimittelgruppe der Beta-Rezeptoren Blocker. Es wird unter anderem angewendet bei: Bluthochdruck, Erkrankungen der Herzkranzgefäße, Funktionellen Herzbeschwerden, Herzrhythmusstörungen mit erhöhter Schlagzahl und vorbeugende Behandlung der Migräne. (PubChem 2018; Ratiopharm 2018)

Verkaufte Mengen

Im Jahr 2016 wurden in der Region Westfalen-Lippe und Nordrhein 31.543,1 kg Metoprolol von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung abgegeben.

Laut dem Arzneiverordnung-Report sind 2012 in Deutschland 173.317 kg vom Wirkstoff Metoprolol systemisch in den Umlauf gelangt. (Arzneiverordnung-Report 2017; WIdO 2017)

Umwelteinwirkung

Aufgrund der hohen Eliminationsrate bei der Metabolisierung, hat Metoprolol in der Abwasserreinigung eine geringe Umweltrelevanz. Die Relevanz nimmt auf Grund immer höher werdender Konzentrationen und immer steigender Verbrauchsmengen zu. Eine toxische Dosis für Wirbeltiere liegt im sehr hohen Milligramm-Bereich. Für Wirbellose und Wasserlinsen ist dies auch der Fall. (UBA 2011; LANUV NRW 2007)

2.1.5 Sotalol

Anthropogene Wirkungsweise

Das Arzneimittel ist ein Antiarrhythmikum mit ausgeprägter Beta-Rezeptorenblockade, es wird angewendet bei schwerwiegenden Herzrhythmusstörungen mit beschleunigter Herzschlagfolge. (Ratiopharm 2018)

Verkaufte Mengen

Im Jahr 2016 wurden in der Region Westfalen-Lippe und Nordrhein 668,5 kg Sotalol von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung abgegeben. (WIdO 2017)

Umwelteinwirkung

Zu Sotalol gibt es nur wenige Daten hinsichtlich Toxizität. Es gibt ein EC50-Wert für Daphnien, der bei > 300 mg/L liegt. (Hernando 2004)

2.1.6 Sulfamethoxazol

Anthropogene Wirkungsweise

Sulfamethoxazol wird zu der Behandlung von Infektionen, die durch Trimethoprim/Sulfamethoxazol-empfindliche Krankheitserreger verursacht werden, wie Infektionen der oberen und unteren Atemwege, Lungenentzündung durch den Erreger Pneumocystis jiroveci, Infektionen des Hals-Nasen-Ohren-Bereiches, Infektionen der Nieren und weiteren Infektionen angewendet. Sulfamethoxazol ist ein antibakterielles Mittel, dass die Folsäure Synthese in Bakterien stört. (PubChem 2018; HEXAL 2018)

Verkaufte Mengen

Im Jahr 2016 wurden in der Region Westfalen-Lippe und Nordrhein 11.716,3 kg Sulfamethoxazol und Trimethopriml von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung abgegeben.

Laut dem Arzneiverordnung-Report sind 2012 in Deutschland 28.881 kg vom Wirkstoff Sulfamethoxazol systemisch in den Umlauf gelangt. (Arzneiverordnungs-Report 2017; WIdO 2017)

Umwelteinwirkung

Sulfamethoxazol wird von Bergmann et al. (2011) als Humanarzneistoff mit einem Gefährdungspotenzial eingestuft. Bei Untersuchungen mit Zebrafärbings (Kehrer 2008) treten subletale Effekte bei Konzentration von 840 mg/l auf. Bei Wasserflöhen wurde beim akuten Toxizitätstest 15,5 mg/l und im chronischen bei 210 µg/L erreicht. (UBA 2011)

2.1.7 1H-Benzotriazol

Verwendung

Benzotriazol bildet auf Metalloberflächen eine Schutzschicht, wird damit als Korrosionsinhibitor verwendet. Es wird bei Wasch-, Pflege- und Reinigungsmitteln meist in Geschirrspülmitteln als Schutzkomponente für Silberbesteck eingesetzt. Es soll als Korrosionsschutz für Edelstahlbesteck dienen.

Laut Hersteller führt ein Fehlen der Komponente in den Geschirrspülmitteln zu einem schlechteren, dadurch haben Mittel mit Edelstahlbesteckschutz an Bedeutung gewonnen. Hier stellt sich die Frage, ob ein solcher Schutz in Geschirrspülmaschinen eine Rolle spielt.

Weitere Anwendungen finden Benzotriazole und Derivate als:

- „Korrosions-/Metallinhibitoren in Kühlschmieremulsionen und Hydraulikflüssigkeiten, in Kühlflüssigkeiten, Kühlwasser-Kreislaufsystemen und zur Wasserbehandlung in der Papierindustrie, in Heischraubenpasten, in Folienbeschichtungen der Lack- und Druckfarbenindustrie, bei der Fahrzeug-/Metallreinigung und als Galvanik-Hilfsmittel sowie in Enteisungsmitteln für Flugzeuge
- Stabilisatoren (UV-Absorber) in Schutzlacken und in diversen Kunststoffen (PVC,PE/PP, PS/ABS, PET, PA, PC, PU)44 sowie bei Textilien und Kosmetika.
- Ferner wird von Herstellern und in der technischen Literatur über Verwendungen in Reinigern und Desinfektionsmitteln, als Frostschutzmittel, als Additive in fotografischen Entwicklern u.a. berichtet.“ (Öko-Institut e.V. 2012)

Verkaufte Mengen

Die Einsatzmenge von Benzotriazol in Wasch-, Pflege- und Reinigungsmitteln für Privatverbraucher in Deutschland wurde vom IKW einmalig für das Jahr 2008 abgefragt und lag bei 137 t.

In Deutschland werden Benzotriazole und Derivate nach Aussage des Handels in einer Größe von bis zu 700 t (2008/2009) verkauft. Dies sind etwa 20 % Wasch-, Pflege- und Reinigungsmitteln, 35 % „Korrosionsschutz“ (Kuschmiermittel, Hydraulikflüssigkeiten, KFZ-Betriebsmittel usw.) und „Wasserbehandlung“ (Kühlflüssigkeiten/Kühlkreisläufe, Industrie). Etwa 10 % werden verwendet als Stabilisatoren für Kunststoffe und Beschichtungen. (Öko-Institut e.V. 2012)

Umwelteinwirkung

In einer Forschungsnotiz werden die Toxizität von Benzotriazol und Benzotriazol Derivate auf drei Wasserarten verglichen. Unmethyliertes Benzotriazol und 4-Methylbenzotriazol waren ähnlich toxisch, 5-Methylbenzotriazol war giftiger als die beiden Verbindungen. 5-

Butylbenzotriazole war bei den getesteten Benzotriazolenderiva das toxischste, bei allen Organismen zeigte sich eine akute Toxizität bei einer Konzentration von 3,3 mg/l. (David A. Pillard et al. 2000)

2.2 Mikroschadstoffe und ihre Bewertungskriterien

Seit Jahren werden vom Land NRW Empfehlungen/Richtlinien für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination publiziert. Anforderungen an die Erstellung von Machbarkeitsstudien und die „Anleitung zur Planung/Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ wurden mehrfach überarbeitet. Auch die Vorschläge zu Substanzgruppen und einzelnen Substanzen für das erste Screening und das Monitoringprogramm wurden öfter an die Neuerkenntnisse und die Leistungsfähigkeit der Laboranalytik angepasst.

Gemeinsam mit den Behörden festgelegte Substanzen entsprachen dem Vorschlag für das Monitoring-Programm gemäß der Einleitung der oben genannten Broschüre zur Machbarkeitsstudie vom April 2015.

Die aufgrund der Untersuchung festgestellten Konzentrationen in der Erft wurden mit den Bewertungskriterien (BK) c [$\mu\text{g/L}$] für das erweiterte Monitoring (Tabelle 1) Stand 01.09.2016 verglichen. Zusätzlich veröffentlicht das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft; Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen in Zyklen einen Monitoringleitfaden für Oberflächengewässer. Die Beurteilungswerte des Anhangs D4 (2014) beziehen sich auf das Schutzgut Aquatische Biozönose.

(<https://www.flussgebiete.nrw.de/monitoringleitfaden-oberflaechengewaesser-anlage-d4-7724>)

Tabelle 1: Bewertungskriterien und Bewertungsgrenzen für Spurenstoffe

Substanzgruppe	Substanz	Bewertungskriterium (BK) c [$\mu\text{g/L}$]	Bewertungsgrenze D4 c [$\mu\text{g/L}$]
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	0,5 ¹⁾	0,5
	Clarithromycin	0,1 ¹⁾	0,02
	Ciprofloxacin	0,036 ²⁾	nicht vorhanden
	Diclofenac	0,05 ¹⁾	0,1
	Ibuprofen	0,01 ¹⁾	0,01
	Metoprolol	7,3 ¹⁾	7,3
	Sulfamethoxazol	0,6 ¹⁾	0,15
	Valsartan	0,1 ³⁾	nicht vorhanden
	Losartan	0,1 ³⁾	nicht vorhanden
	Candesartan	0,1 ³⁾	nicht vorhanden
	Gabapentin Guanylharnstoff	0,1 ³⁾	nicht vorhanden
Östrogene	17- α -Ethinylestradiol	0,000035 ¹⁾	0,000035
	17- β -Estradiol	0,0004 ¹⁾	0,0004
	Estron	0,1 ³⁾	nicht vorhanden
	Östrogene Aktivität / Estradiol Äquivalente	0,000035 für EE2 ¹⁾ 0,0004 ⁵⁾	nicht vorhanden
Pestizide	Terbutryn	0,065 ⁶⁾	0,065
	Mecoprop P	0,1 ⁶⁾	nicht vorhanden
	Isoproturon	0,3 ⁶⁾	nicht vorhanden
	Flufenacet	0,04 ⁶⁾	0,04
	Tebuconazol	1 ¹⁾	1
	Propiconazol	1 ⁶⁾	nicht vorhanden
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	10 ³⁾	10
Moschusduftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7 ¹⁾	7
Per- und polyfluorierte Chemikalien	Perfluoroktansäure (PFOA)	0,1 ³⁾	0,1
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,00065 ⁶⁾	nicht vorhanden
	H 4-Perfluorooctansulfonsäure (H-4 PFOS)	0,1 ³⁾	nicht vorhanden
Süßstoffe	Acesulfam K	0,1 ³⁾	nicht vorhanden

1)Orientierungswert 2) PNEC 3) Präventiver Vorsorgewert 4) höchst zulässige Nachweisgrenze entsprechend EU 2015/495 für Substanzen auf der watch-list. Zur Bewertung der UQN müsste die Bestimmungsgrenze 30% der Umweltqualitätsnorm betragen, was derzeit teilweise analytisch nicht möglich ist 5) trigger-value entsprechend Kienle et al. (2015) 6) UQN nach OGewV-2016 vom 20. Juni 2016

2.3 Verbreitungswege und Eintragspfade in die Gewässer

Aufgrund der Art, ihrer Herkunft und ihrer Verwendung als Arzneistoffe und Pflegemittel als Inhaltsstoffe von Haushaltschemikalien und Hilfsstoffen in Gewerbe und Industrie (insbesondere bei kleinen und mittleren Betrieben) sowie als Biozide, Zuschlagstoffe in Baustoffen, Anstrichen etc. wird vielfach davon ausgegangen, dass der Eintrag in die Gewässer wesentlich durch den Austrag aus der kommunalen Abwasserbehandlung bestimmt wird. Darüber hinaus erfolgen diffuse Einträge über Verkehrsflächen, landwirtschaftlich genutzte Flächen und atmosphärische Deposition (Abbildung 3). Mikroschadstoffe aus industriellen Anwendungen können über die direkte Einleitung aus industriellen oder gewerblichen Kläranlagen in die Gewässer gelangen („Direkteinleiter“), eine weitere Pfad führt über die indirekte Einleitung in kommunale Kanalnetze und damit über die kommunalen Kläranlagen oder über Regenüberläufe in die Gewässer. Abwässer aus Haushalten, aber auch aus Krankenhäusern, Pflegeeinrichtungen oder von Verkehrsflächen gelangen über die öffentliche Kanalisation in Kläranlagen und Gewässer. Bei Verkehrsflächen bestehen insbesondere bei überörtlichen Straßen oft auch direkte Einleitungen von Niederschlagswasser in Gewässer und damit auch Mikroschadstoffe, die auf Verkehrsflächen abgelagert wurden. Einen weiteren Verbreitungs- und Eintragspfad stellt die großflächige, landwirtschaftliche Verwendung von Stoffen, insbesondere von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln dar. Diese Stoffe gelangen dann als diffuse Quellen über Abschwemmungen von Flächen oder durch Grundwasserpassage in Oberflächengewässer. Auch auf andere Weise in die Umwelt eingetragene Substanzen können zum Beispiel als Stäube oder Aerosole über atmosphärische Deposition in die Gewässer gelangen.

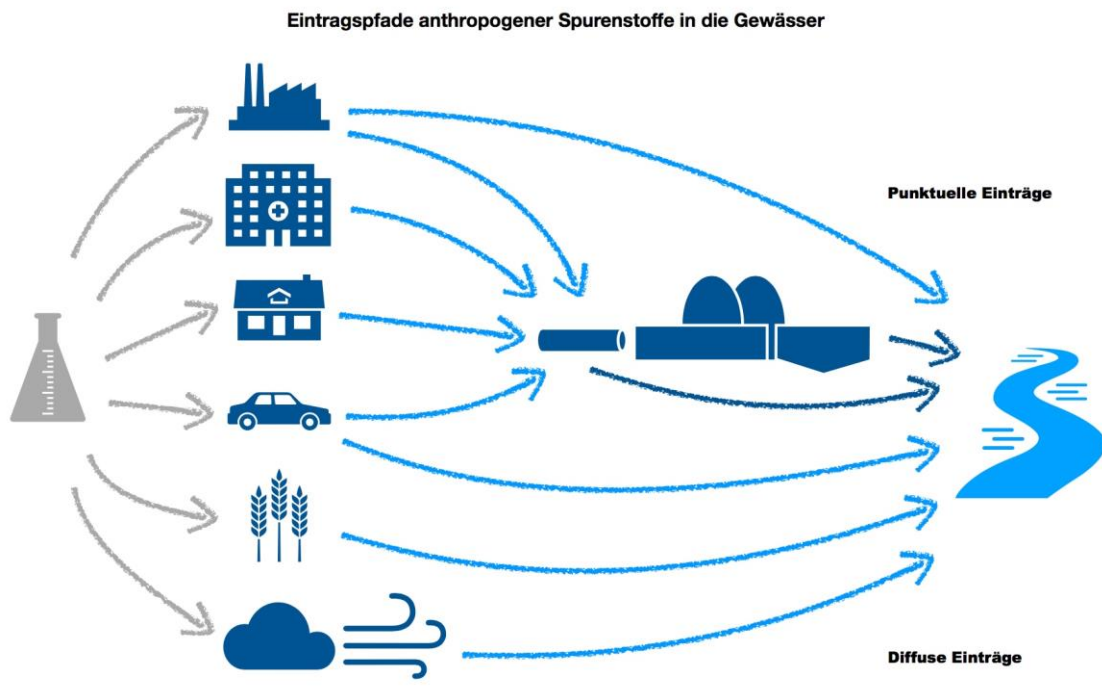


Abbildung 3: Eintragspfade anthropogener Spurenstoffen in die Gewässer

Zu dieser Schlussfolgerung kommen auch die Autoren der durch das Umweltbundesamt im Jahre 2014 veröffentlichten Studie, die „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“ (UBA 2014) untersucht und dabei die wesentlichen Eintragspfade ausgewählter Spurenstoffe nachzeichnet. Eintragspfade und -mengen verschiedener Mikroschadstoffe sind dort anhand von Massenbilanzen dargestellt. Die Massenbilanzen und der Eintrag von 12 ausgewählten Substanzen (Terbutryn, Triclosan, TBT, Diclofe-

nac, Ibuprofen, Metoprolol, Iomeprol, Sulfmethoxazol, PAK, Nonylphenol, PFOS, HBCDD) in die Gewässer wurden anhand von Produktions- oder Abgabemengen der Stoffe, ihrer typischen Verwendung sowie bekannter und vermuteter Senken im Austragspfad aufgestellt.

In der Zusammenfassung von UBA 2015b, 2015 stellt die kommunale Abwasserbeseitigung einen wesentlichen Angelpunkt der Verbreitung der Stoffe dar. Die Arbeit legt jedoch ihren Schwerpunkt auf die Stoffflüsse in urbanen Gebieten. Für das Erfteinzugsgebiet mit seinen zum großen Teil landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen sind auch die Ausbringung von Mikroschadstoffen auf landwirtschaftliche Flächen und die daraus resultierenden Eintragspfade direkt in Böden und Gewässer zu betrachten, wie sie zum Beispiel für Pflanzenschutzmittel gelten.

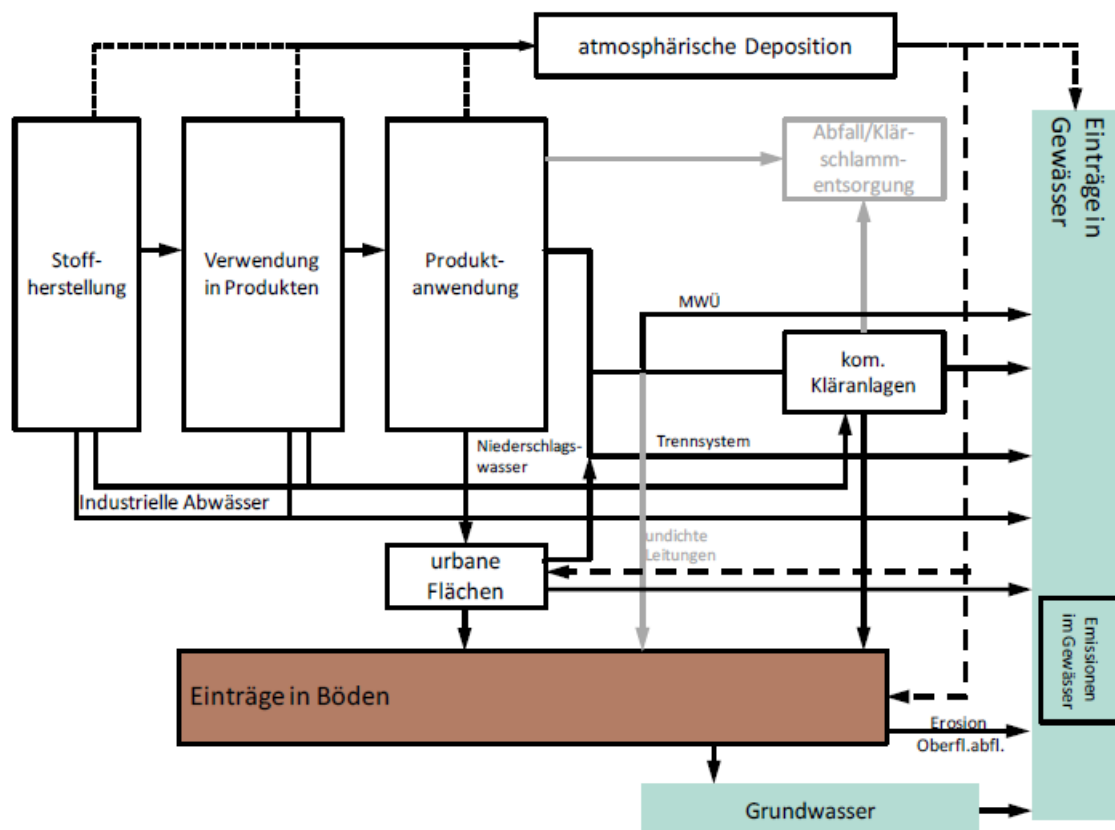


Abbildung 4: Allgemeines emissionsorientiertes Stoffflussdiagramm, basierend auf den individuellen Emissionsmustern (UBA 2015b, 2015)

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Naturräumliche Beschreibung

Die Erft ist ein linksseitiger Nebenfluss des Rheins. Sie entspringt im zur Eifel gehörenden Ahrgebirge wenige Kilometer südlich von Bad Münstereifel in der Nähe der Ortschaften Frohngau und Holzmühlheim, ca. 400 Meter über dem Meeresspiegel. Hier tritt Grundwasser aus dem Gebirge und bildet zunächst einen Bach, der den Fuß der Eifel hinabfließt. Zum Fluss geworden durchquert die Erft ab Euskirchen die flache Bördenlandschaft inmitten weiter Ackerflächen, fließt vorbei an Dörfern, kleinen Städten, Braunkohlenbaggern und Großkraftwerken, auch durch rekultivierte Landschaft mit neuen Wäldern und Seen. Nach 104 Kilometern mündet sie bei Neuss auf einer Höhe von nur noch 26 Metern über dem Meeresspiegel in den Rhein.

Das Einzugsgebiet der Erft umfasst eine Fläche von 1.918 Quadratkilometern und lässt sich in zwei unterschiedliche Bereiche einteilen. Diese sind die Eifel mit anstehenden Festgesteinen und die Niederrheinische Bucht mit jüngeren Lockersedimenten. Der Zweiteilung entspricht die typologische Einordnung der Erft, wonach der Oberlauf zu den karbonatischen Mittelgebirgsbächen, der Mittel- und Unterlauf zu den kiesgeprägten Tieflandflüssen zählt. Wichtige Nebenflüsse der Erft sind von Süden und Osten zufließend die Swist, der Gillbach und die Norf, westlich zufließend der Veybach, der Rotbach, der Neffelbach und der Finkelbach.

Das oberirdische Einzugsgebiet der Erft fällt in nördlicher Richtung von der Eifel oberhalb von Bad Münstereifel von einer Höhe von 550 mNN zum Rhein bei Neuss hin auf 40 mNN ab. Die durchschnittlichen Niederschlagshöhen im Einzugsgebiet sind stark unterschiedlich. Der geringste Niederschlag wird üblicherweise im Windschatten der Eifel (z. B. Zülpich-Füssenich: 440 mm/a) gemessen. Auch die mittlere Jahressumme liegt deutlich unter den Niederschlagssummen in Deutschland von 576 mm/a, weshalb das Erfteinzugsgebiet als niederschlagsarm zu bezeichnen ist (Erftverband Jahresbericht 2018).

Die Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet der Erft liegt mit 665 Einwohnern je Quadratkilometer rund 27 % höher als der Durchschnitt in Nordrhein-Westfalen (524 Einwohner je Quadratkilometer) (Erftverband Jahresbericht 2018).

Am Oberlauf der Erft stellen Wälder und Grünland mit nahezu 75 % die häufigste Flächennutzung dar, Ackerflächen machen hier weniger als 17 % der Flächennutzung aus. Am Mittellauf überwiegt dagegen mit 50 % Flächenanteil die Nutzung als Ackerland. Am Unterlauf steigert sich dieser Anteil nochmals auf über 60 %. An den Nebengewässern Rotbach und Swist sowie an den Bördegewässern überwiegt ebenfalls ackerbauliche Nutzung mit Flächenanteilen von 50 % bis 65 %.

3.2 Wasserwirtschaft in der Erftregion im Wandel der Zeit und heute

Das Erftgebiet ist eine seit der Antike besiedelte Kulturlandschaft. Die Erft unterliegt seit Jahrhunderten sich wandelnden wasserwirtschaftlichen Nutzungen. Wasser aus Quellsfassungen in der Eifel, darunter auch von seitlichen Zuflüssen der Erft, wurde ab 80 n. Chr. zur Versorgung der antiken Stadt Köln genutzt. Die gesamte Anlage war bis etwa 260 n. Chr. in Betrieb. Nach der ersten Plünderung und Zerstörung Kölns durch die Franken wurde sie nicht wieder in Betrieb genommen.

Im Mittelalter führte der Mühlenbetrieb zu erheblichen Veränderungen an Mittel- und Unterlauf. Aufgrund des geringen Gefälles und der vergleichsweise geringen Wasserführung der Erft wurden keine parallel verlaufenden Mühlengraben angelegt, sondern der komplette Hauptlauf aufgestaut. Hinzu kam, dass infolge von mittelalterlichen Rodungen Niederschläge Material von den ungeschützten Böden spülten, das sich in der Niederung zu mächtigen Außenlehmschichten ablagerte. Flächenhafte Versumpfung im Mittellauf der Erft war die Folge.

Die daraus resultierenden negativen gesundheitlichen Folgen für die Bevölkerung (Sumpffieber, Malaria) gaben unter anderem Anlass für die große Erft-Melioration im 19. Jahrhundert, in deren Zug die Erfttaue mit großem technischem Aufwand verändert wurde. Die Erft wurde begradigt und kanalartig ausgebaut.

Seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist durch die Braunkohleförderung eine starke anthropogene Überprägung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse gegeben. Grundvoraussetzung für die Kohlegewinnung im offenen Tagebaubetrieb ist eine Entleerung der grundwasserführenden Schichten in Hangenden der Kohleflöze sowie die Absenkung des Druckspiegels in den Liegendaquiferen. Zur Trockenhaltung der Großtagebaue wurden in den 1960er Jahren bis zu 1,3 Mrd. m³ Grundwasser pro Jahr abgepumpt. Aktuell liegt die jährliche Fördermenge bei fast 600 Millionen m³. Folge hieraus ist eine weiträumige Grundwasserstandsabsenkung. Die im oberen Grundwasserstockwerk von Absenkungen betroffene Fläche beläuft sich aktuell auf ca. 1.500 km² (Simon 2014). Zur Ableitung der Sumpfungswässer und zur Sicherstellung eines adäquaten Hochwasserschutzes wurde die untere Erft Mitte des letzten Jahrhunderts erneut technisch stark ausgebaut (Berkenbusch 1971; Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 35.15 2015). In den 1960er bis 1980er Jahren wurden zeitweilig bis über 20 m³/s im Jahresmittel eingeleitet. Heute stammen mit 8,5 m³/s rund ¾ des mittleren Abflusses der unteren Erft aus den Sumpfungswassereinleitungen des Tagebaus Hambach.

Im 20. Jahrhundert kam neben den Einflüssen der großtechnischen Braunkohleförderung auch die Intensivierung der Landwirtschaft hinzu. Durch intensive landwirtschaftliche Nutzung kommt es zu Belastungen durch Nährstoffeinträge aus abgeschwemmtem Bodenmaterial.

Auch diese Einflüsse führten zu einer sogenannten ökologischen „Verarmung“ der Erft und ihrer Nebengewässer. Dies bedeutet eine im Vergleich zu natürlicheren Gewässern deutlich geringere Artenvielfalt. Es dominieren Arten, die nur geringe Anforderungen an ihren Lebensraum stellen. Um dem entgegenzuwirken ist eine naturnahe Umgestaltung der Gewässer erforderlich mit dem Ziel, strukturreiche, vielfältige Lebensräume zu schaffen. Dies zu erreichen ist ein wesentliches Ziel der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Aus dem Gebiet der Nordeifel erhält die Erft außerdem weiterhin Zuläufe von Nebengewässern (insbesondere des Veybachs) die aufgrund eines natürlichen, geologischen Hintergrundes und ehemaliger bergbaulicher Aktivitäten in der Region eine hohe Belastung an Schwermetallen mit sich führen, die dann im weiteren Verlauf der Erft prägend wirken.

3.3 Der Erftverband

Im Jahr 1859 wurde die „Genossenschaft für die Melioration der Erftniederung“ gegründet, die sich später Erftgenossenschaft und Erftverband nennt. Im Jahr 1958 beschloß der NRW-Landtag die Gründung des „Großen Erftverbandes“, um den großräumigen Folgen des Braunkohlenabbaus auf den Wasserhaushalt im Erftgebiet entgegenzuwirken. 1959 erfolgte die Konstitution als sondergesetzlicher Wasserverband. 1969 übernahm der „Große Erftverband“ auch die Aufgaben und die Tradition des alten Erftverbandes. Im Laufe der Jahre vergrößert sich der Kompetenzbereich weiter, der Zusatz „Großer“ entfiel.

Heute regelt der Verband als Dienstleistungsunternehmen seine Aufgaben in Selbstverwaltung. Mitglieder sind vornehmlich Kommunen, Kreise, Gewerbe- und Industrieunternehmen, Wasserversorger, Landwirtschaft, Kraftwerksbetreiber und Bergbauunternehmen.



Abbildung 5: Verbandsgebiet und Tätigkeitsbereich des Erftverbandes

Das Verbandsgebiet des Erftverbandes (Abbildung 5) entspricht dem Einzugsgebiet Erft. Innerhalb dieses gebietes reinigt der Verband das häusliche Abwasser von rund 750.000 Einwohnern und zusätzlich das Abwasser von Gewerbe und Industrie, das einer Abwasserbelastung von ca. 450.000 Einwohnern entspricht. Zudem pflegt er einen sensiblen Naturraum und schützt die Siedlungsgebiete vor Hochwasser.

Der Tätigkeitsbereich des Verbandes geht aber weit über das Verbandsgebiet hinaus. Er ist 4.220 km² groß und umfasst das Gebiet, das durch den Rheinischen Braunkohlenbergbau beeinflusst ist. Dort erforscht der Erftverband die komplexen wasserwirtschaftlichen Verhältnisse, bewirtschaftet das Grundwasser, stellt die Wasserversorgung sicher und schützt die zahlreichen Feuchtgebiete.

3.4 Biologische Gewässergüte

Seit 1963 erfasst der Erftverband an zahlreichen Probestellen der Erft und ihrer Zuläufe neben Wasserpflanzen und Algen wirbellose Tiere wie Insekten, Schnecken und Krebstiere. Diese Lebensgemeinschaft, das Makrozoobenthos, ist eine gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie zu bewertende Qualitätskomponente der Gewässer. Die langjährige Untersuchungsreihe wird bis heute fortgesetzt. Dabei werden die Proben – wie bereits in den Vorjahren – durch das sogenannte „Multi-Habitat-Sampling“ entnommen. Hierbei wird – entsprechend der Flächenanteile der verschiedenen Substrate – Material der Gewässersohle entnommen, konserviert und später im Labor untersucht. Geschützte oder seltene Tiere werden zuvor aus der Probe entfernt und ins Gewässer zurückgegeben. Eine wichtige Ergänzung ist die Vor-Ort-Erfassung von Arten, die nach der Konservierung nicht bestimmbar sind. Das Schätzen der Organismenhäufigkeit erfolgte nach DIN 38410, somit unter Verzicht auf absolute Zahlen und einen vermeintlich genauen Flächenbezug. Die resultierenden Artenlisten erlauben das Berechnen der biologischen Gewässergüte (Saprobie) und darüber hinausgehende Bewertungen.

Auf der aktuellen Gewässergütekarte (Abbildung 6) ist die durch die vorgefundenen Arten angezeigte Saprobie dargestellt. Die Klassifizierung folgt der WRRL-konformen fünfstufigen Skala, deren Klassengrenzen vom jeweiligen Gewässertyp abhängen. Zwischen ihrer Quelle und dem Dauerstau im Hochwasserrückhaltebecken Eicherscheid ist die Erft formal der Saprobieklasse „gut“ zuzuordnen. Dabei liegt der Saprobienindex an der Grenze zur nächstbesseren Klasse „sehr gut“. Auch der Oberlauf des Veybachs fällt in den Grenzbereich der Klassen „gut“ und „sehr gut“. Unterhalb von Mechernich führen Schwermetalle aus den ehemaligen Bleibergwerken hier allerdings zu einem drastischen Rückgang der Makrozoobenthosarten, so dass eine sichere Zuordnung der Gewässergüte hier nicht mehr möglich ist.

Der Großteil der übrigen Gewässerstrecken zeichnet sich durch eine „gute“ Saprobie aus oder fällt in den Grenzbereich zwischen „gut“ und „mäßig“. In den mit „mäßig“ bewerteten Abschnitten heben sich vorhandene Beeinträchtigungen heraus: Die thermische Belastung der Erft und des Gillbachs, sauerstoffzehrende Schlammauflagerungen im Nordkanal, Abflussschwankungen in der Norf, auch Einflüsse der Siedlungsentwässerung, die sich am Nefelbach und Jüchener Bach abzeichnen. Hinzu kommen Defizite im Unterlauf der Erft und im Gillbach, die aus dem zunehmenden Einfluss gebietsfremder Arten, die aus dem Rhein einwandern, resultieren und eine Einordnung der Gewässergüte erschweren. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang der aus den Zuflüssen des Schwarzen Meeres stammende Süßwasser-Borstenwurm (*Hypania invalida*), der erstmalig im Unterlauf Erft nachgewiesen wurde. (Erftverband Jahresbericht 2018)

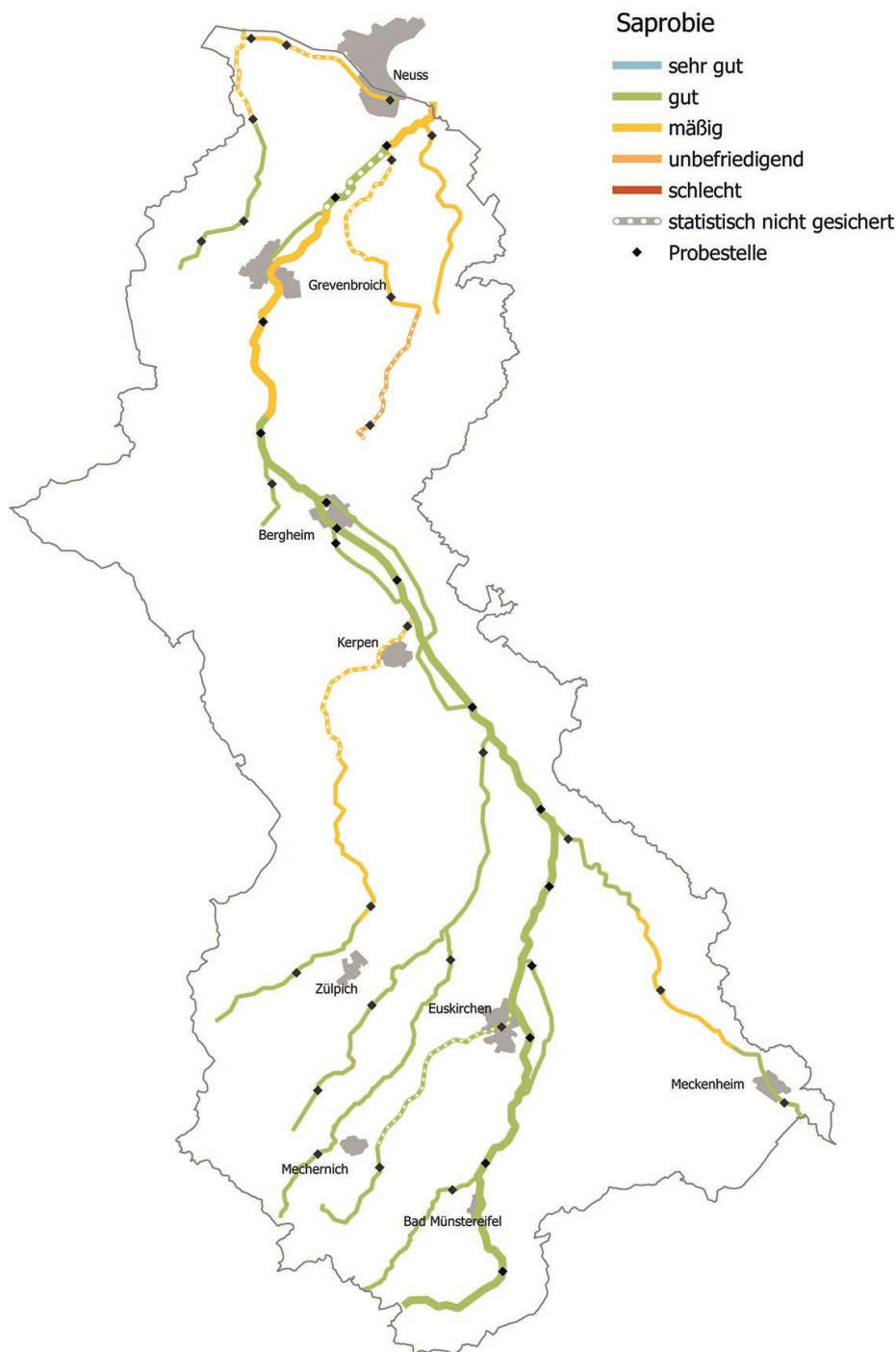


Abbildung 6: Gewässergütekarte der Erft

3.5 Erft - Renaturierung

Ziel des Erftverbandes ist es, die vielfältigen menschlichen und ökologischen Bedürfnisse miteinander in Einklang zu bringen. Dazu gehört ganz wesentlich auch die Unterhaltung der oberirdischen Gewässer, also die Pflege und Entwicklung von Flüssen und Bächen. Das bedeutet, den Wasserabfluss sicherzustellen, naturnahe Verhältnisse im und am Gewässer zu schaffen und das Hochwasserrisiko in den Siedlungsgebieten zu verringern.

In der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union wird der „gute Zustand“ für die Gewässer gefordert, der spätestens bis zum Jahr 2027 erreicht

sein soll. Dieser Zustand wird nicht mehr nur durch die seit Jahrzehnten maßgebliche biologische Gewässergüte definiert, sondern beinhaltet zahlreiche weitere Komponenten. Dazu gehören naturnahe abwechslungsreiche Flussläufe und Ufer ohne Querbauwerke, z. B. Wehre, die die Wandermöglichkeiten von Fischen und anderen Wasserlebewesen einschränken. Der Erftverband renaturiert daher ausgebaute Gewässerabschnitte.

Von elementarer Bedeutung ist der Schutz vor Hochwasser: Der Erftverband setzt auf den „integrierten Hochwasserschutz“, der auf drei Säulen basiert. Eine davon ist der „natürliche Hochwasserrückhalt“: In Zusammenarbeit mit Land- und Forstwirtschaft werden an geeigneten Stellen ökologisch wertvolle Überflutungsräume geschaffen, indem der Verband Uferbereiche abflacht oder rückverlegt, bachbegleitende Gehölze pflanzt und Flussläufe verlängert.

Mit dem geplanten Auslaufen der Braunkohlegewinnung im Jahr 2045 und dem damit verbundenen Wegfall der Sumpfungswassereinleitungen, sowie dem Wiederanstieg des Grundwassers werden sich die Abflussverhältnisse im Mittel- und Unterlauf wiederum wesentlich verändern, wobei die Varianz der Abflüsse zwischen Niedrig- und Hochwasser stark zunehmen wird.

Der nördliche Abschnitt der Erft unterliegt auch über die in der WRRL genannten Fristen hinaus dem Einfluss der Sumpfungswassereinleitungen aus dem Braunkohlentagebau. Das Erreichen der Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL für das, bezogen auf den zukünftigen Mittelwasserabfluss, überdimensionierte kanalartige Gewässer kann als unmöglich angesehen werden. Daher wurde in den Jahren 2003 bis 2008 vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKUNLV) in Zusammenarbeit mit dem Erftverband, sowie der RWE Power AG und den in der Region verantwortlichen Gebietskörperschaften eine übergreifende Konzeptplanung (Perspektivkonzept 2045 2013) für die ökologische Umgestaltung erstellt, die auch die Finanzierungsfragen klärt (U. Kern, H. Hoewel 2011). Das Konzept bündelt verschiedene Maßnahmen mit dem Ziel der Verbesserung des ökologischen Gewässerzustandes im Sinne der WRRL und legt den zeitlichen Ablauf ihrer Umsetzung fest. Seine Erarbeitung erfolgte in drei Arbeitsschritten. Zunächst wurde der ökologische Gewässerzustand anhand der biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL (Makrophyten, Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fischfauna) bewertet. Danach wurde analysiert, welche Belastungsfaktoren als hauptverantwortlich für die beobachteten Zustandsdefizite angesehen werden können. Abschließend wurden in einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung die ökologische Wirksamkeit und die Kosten möglicher Einzelmaßnahmen bewertet. Das Gesamtkonzept beinhaltet über die reine ökologische Gewässerumgestaltung hinaus Maßnahmen zur Begrenzung der Einleitmenge und der Belüftung des Sumpfungswassers sowie der weitergehenden Niederschlagswasserbehandlung. Die geschätzten Gesamtkosten für die Realisierung des Konzeptes liegen bei rund 95 Mio. Euro. (DWA C. Gattke et al. 12/15)

Abgesehen hiervon besitzen die Oberläufe der Erft und der größeren Nebengewässer sowohl bei der Gewässerstrukturgüte als auch bei der Besiedlung die größten Potenziale, so dass es unter Berücksichtigung des Strahlwirkungsprinzips naheliegend ist, zunächst die Vernetzung dieser Bereiche voranzubringen. Das Konzept sieht vor, in einer ersten Stufe die Erft von Gymnich bis Euskirchen durchgängig zu gestalten. Danach werden in Stufe 2 die wichtigsten Nebengewässer wie Swist, Rotbach, Eschweiler Bach, Neffelbach und der Erftoberlauf ab Euskirchen angegangen. Als letztes sind die kleineren Nebengewässer vorgesehen, die sich zum Teil noch in der Unterhaltung der Kommunen befinden.

Als Qualitätsmerkmale für die Einstufung des ökologischen Zustands der Fließgewässer benennt die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) biologische, hydromorphologische und physikalisch-chemische Komponenten. Zu den hydromorphologischen Komponenten zählt u. a. auch die Durchgängigkeit für Tiere in Längsrichtung der Gewässer. Im Rahmen der Bestandsaufnahme für die Umsetzung der WRRL wurden im Erfteinzugsgebiet über 300 Querbauwerke in den Fließgewässern erfasst. Bei rund der Hälfte liegt die Zuständigkeit beim Erftverband, für die anderen sind die Eigentümer bzw. Wasserrechtsinhaber oder Kommunen als Unterhaltungsträger der kleineren Nebengewässer zuständig. Bei den Bauwerken handelt es sich zum Teil um bewegliche Wehre am Abzweig der zahlreichen Nebengewässer, kleinere Wehre zur Be- und Entwässerung, Durchlässe und Verrohrungen, aber auch Sohlschwellen zur Verminderung der Tiefenerosion in den begradigten Gewässern. Das Maß, in dem die Durchwanderbarkeit für aquatische Organismen gestört wird, kann dementsprechend unterschiedlich stark ausfallen. In vielen Fällen ist der Nutzungszweck der Anlage heute nicht mehr gegeben und eine ersatzlose Beseitigung möglich. Ist dies nicht der Fall, ist eine Umgestaltung erforderlich, die die Durchgängigkeit verbessert und die Nutzung weiterhin sicherstellt.

Seit Inkrafttreten der WRRL sind vom Erftverband über 50 Durchgängigkeitsmaßnahmen im gesamten Verbandsgebiet umgesetzt worden. Mit der Umgestaltung des Wehrs Steinrausche in der Erft bei Weilerswist 2017 sind mit der mittleren Erft zwischen Euskirchen und Gymnich, der gesamten Swist und dem System Rotbach/Vlattener Bach über 120 km Fließgewässer ökologisch vernetzt. Im Neffelbach ist die Beseitigung von rund einem Dutzend kleinerer Wanderungshindernisse im Rahmen der Gewässerunterhaltung für 2018 vorgesehen. Drei größere Bauwerke werden im Rahmen von Gewässerrenaturierungen, die sich in der Planungsphase befinden, umgangen. Damit ist absehbar, dass auch der Neffelbach bis zur Unterhaltungsgrenze ökologisch durchgängig wird. Das historische Wehr W I bei Kerpen-Brüggen wird durch die geplante Erftverlegung im Landschaftspark Erftaue bei Erftstadt-Gymnich umgangen, die Schwelle in der Erft unterhalb der Veybachmündung wird im Rahmen der Erftumgestaltung im Erftpark-Euskirchen beseitigt. Damit verbleiben der Doppelabsturz bei Euskirchen-Stotzheim und die beiden Schütztafelwehre in Kerpen in Höhe des Abschlags in den Randkanal und des »Kalten Wassers« im Kerpener Bruch als größere, nicht-durchgängige Bauwerke in der Erft zwischen Neffelbach und Eschweiler Bach.

Die problematischste Anlage in der Erft hinsichtlich der Durchgängigkeit bleibt das Hochwasserrückhaltebecken (HRB) in Eicherscheid. Die Strecke von der Quelle bis zum HRB ist der einzige Abschnitt der Erft, der sich im guten ökologischen Zustand gemäß WRRL befindet. Leider stellt der Dauerstau im HRB ein unüberwindliches Wanderungshindernis für alle Wasserorganismen sowohl in der Aufwärtsbewegung als auch abwärts (Verdriftung) dar. Dadurch ist ein positives »Ausstrahlen« des Oberlaufs auf die darunter liegenden Erftabschnitte unterbunden. Der Erftverband plant, mittels einer Machbarkeitsstudie untersuchen zu lassen, ob durch Aufgabe des Dauerstaus zumindest die Abwärtsdurchgängigkeit im HRB hergestellt werden kann. Die Finanzierbarkeit eines solchen Projekts unter Kosten-Nutzen-Aspekten wird ebenfalls Bestandteil der Untersuchung sein.

3.6 Siedlungsentwässerung

3.6.1 Kläranlagen, Mischwasserbehandlungsanlagen

Die umfassende Reinigung von Abwasser ist Grundvoraussetzung für den Gewässerschutz. Dazu bedient sich der Erftverband auf seinen Anlagen für die Abwasserbehandlung moderner Techniken, um eine gute Wasserqualität in den Gewässern zu erzielen. Insgesamt betreibt der Erftverband 35 leistungsstarke Kläranlagen, die das Abwasser von 750.000 Einwohnern und der im Erftgebiet arbeitenden Unternehmen reinigen. Das entspricht in Summe einer Kapazität von mehr als einer Million Einwohnern (Abbildung 7).

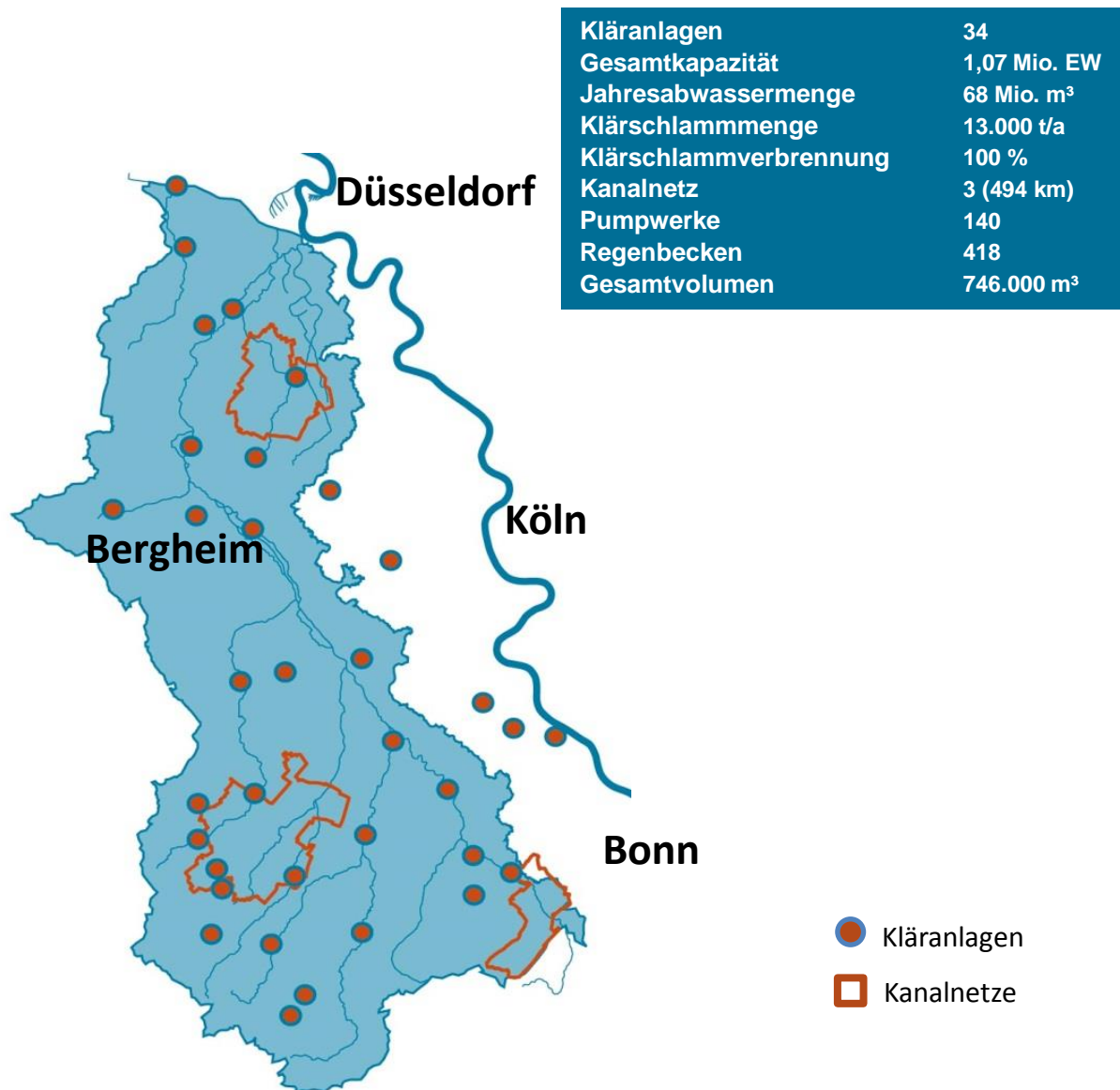


Abbildung 7: Kläranlagen des Erftverbandes, Stand März 2018

Auch Niederschlagswasser, das auf besiedelte Flächen fällt, kann die Gewässer erheblich belasten. Daher betreibt der Erftverband in der Region mehrere hundert Regenbecken, um schädliche Auswirkungen der Regen- und Mischwassereinleitungen auf die Gewässer zu minimieren. In diesen Becken wird das Mischwasser aus der Kanalisation gesammelt, gespeichert und mechanisch gereinigt. Das zwischengespeicherte Mischwasser wird bei absteigendem Niederschlag zur Kläranlage geführt, stark verdünntes Mischwasser wird nach der mechanischen Reinigung bei vollgefülltem Becken in das Gewässer abgeschlagen. Da-

bei setzt der Erftverband mit der Reinigung und Rückhaltung in Retentionsbodenfiltern zunehmend auf ein modernes und naturnahes Verfahren. Beim Bau dieser Becken kann weitgehend auf Beton verzichtet werden, so dass sich Retentionsbodenfilter in die Landschaft einfügen. Das Regenwasser wird bei der Passage durch Sand- und Kiesschichten auf natürliche Weise gereinigt. Schilf lockert und belebt die Bodenschicht und erhöht damit die Filterwirkung. Inzwischen hat der Erftverband rund 25 dieser Bodenfilterbecken in Betrieb genommen.

Der Erftverband hat in den vergangenen Jahrzehnten im Bereich der Modernisierung seiner Abwasseranlagen immer wieder Pionierarbeit geleistet: Sei es bei der Einführung der großtechnischen Anwendung des Membranbelegungsverfahrens für die kommunale Abwasserreinigung im Jahre 1999 sowie der weiteren Anwendung, Erforschung und Verbesserung des Membranbelegungsverfahrens (Erftverband 2004; Ch. Brepols 2010; Ch. Brepols 2013; K. Drensla und A. Janot 2017), der Anwendung von Retentionsbodenfilter für die Niederschlagswasserbehandlung (Mertens u. a. 2012) oder auch bei der Erkundung von Eintragspfaden und Minderungsmaßnahmen für Spurenstoffe und Keimbelastungen in Gewässern am Beispiel des Swistbaches (Christoffels u. a. 2016; Brunsch u. a. 2018; C. Schreiber 2015). Das Verbandsgebiet weist mit insgesamt 17 Filtrationsanlagen, wovon drei Membranbelegungsanlagen sind, bereits heute eine ungewöhnliche Dichte an Kläranlagen für die weitergehende Abwasserreinigung auf. Mit Entwicklungsvorhaben zum Einsatz einer gezielten Mikroschadstoffelimination in Membranbelegungsanlagen aber auch in Retentionsbodenfiltern (MKULNV NRW o.J.; MKULNV NRW o.J.) konzentriert sich der Erftverband mit Partnern aus Hochschulen und Ingenieurbüros auf Fragestellungen, die in bisherigen Forschungsvorhaben nicht oder nur unzureichend betrachtet wurden.

Bauwerke und Anlagen der Abwassertechnik sind langfristige Investitionsgüter. Die wirtschaftliche Lebensdauer von Kläranlagen und Regenbecken beträgt rund 30 Jahre, die Lebensdauer von Kanälen sogar 60 Jahre und mehr. Alle technischen Anlagen und Maschinen des Verbandes stellen gegenwärtig ein Vermögen von rund 600 Millionen Euro dar. Der Wert dieser Anlagen für den Schutz von Natur und Umwelt, für die öffentliche Hygiene und Gesundheit und den Schutz von Gebäuden und Siedlungen ist jedoch weit höher einzuschätzen. Er liegt in hohen technischen Standards und einer hohen Qualität der Erfüllung der abwassertechnischen Aufgaben im Erftverband begründet. Diese materiellen und immateriellen Werte und Güter gilt es langfristig zu sichern, zu erhalten und weiter zu entwickeln.

Zur Gestaltung und Festlegung der zukünftigen Abwasserentsorgung wurde deshalb der sogenannte „Masterplan Abwasser 2025“ erarbeitet.

3.6.2 Masterplan Abwasser 2025

Seit den 1990er-Jahren hat der Erftverband seine Kläranlagen auf die weitergehende Nährstoffelimination umgerüstet. Ältere Anlagen wurden saniert und neue Kläranlagen errichtet. Dabei wurden bereits zahlreiche kleine und ältere Kläranlagen stillgelegt, einige blieben jedoch auch erhalten. Nach mehr als 20 bis 30 Jahren Betrieb erreichen nun viele Kläranlagen in den kommenden Jahren das Ende ihrer technischen und wirtschaftlichen Lebensdauer. Gleichzeitig sind vielerorts Sanierungen zur Steigerung der Energieeffizienz der Kläranlagen sinnvoll.

Die Erfahrungen des Erftverbandes und vieler anderer Kläranlagenbetreiber zeigen, dass die spezifischen Kosten für die Abwasserreinigung mit zunehmender Größe der Kläranlagen teilweise erheblich sinken. Der Aufwand für den Erhalt und Betrieb kleiner Kläranlagen mit wenigen hundert oder tausend angeschlossenen Einwohner ist oft überproportional hoch.

Einige Kläranlagen sind wegen ihrer Größe und ihrer Bedeutung für die Siedlungsentwässerung und die Gewässer unbedingt zu erhalten. Bei anderen wiederum stellt sich die Frage, unter welchen Randbedingungen eine Sanierung der Kläranlage an ihrem derzeitigen Standort wirtschaftlicher ist als eine Stilllegung und die Überleitung des Abwassers zu einer benachbarten und größeren Kläranlage.

Der Erftverband hat aufgrund seiner eigenen Erfahrungen sowie anderer wissenschaftlicher und betriebswirtschaftlicher Auswertungen ein mathematisches Modell zur Bewertung der langfristigen Investitions- und Betriebskosten seiner Kläranlagen, Pumpwerke und Verbindungskanäle entwickelt. Mit diesem Modell wird für einzelne, geographisch abgegrenzte Teilgebiete die wirtschaftlich günstigste Variante für die zukünftigen Standorte ermittelt. Zwischenergebnisse wurden interdisziplinär betrachtet, um die Auswirkungen möglicher Kläranlagenstilllegungen auf die Gewässer und Grundwassersituation abschätzen zu können. So wurden in der abschließenden Bewertung auch Aspekte berücksichtigt, die sich nicht unmittelbar an der Wirtschaftlichkeit orientieren.

Mittels statistischer Sensitivitätsanalysen wurde außerdem ermittelt, ob die gefundenen Lösungen auch bei anderen wirtschaftlichen Grundbedingungen wie z. B. stärker steigenden Energiepreisen oder Investitionskosten weiterhin vorteilhaft sind. Daraus ergibt sich, dass mit Beginn des Jahres 2013 bis zu 20 der 40 Kläranlagen des Verbandes unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten stillzulegen sind. Es verbleiben 20 Kläranlagen in den Größenvolumen > 5.000 EW (Abbildung 8). Der bauliche Zustand der Anlagen, die wasserwirtschaftliche Situation im Einzugsgebiet und die Auswirkungen auf die Beitragsentwicklung geben den Zeitplan für die weitere Planung und die Ausführung der Stilllegungen vor. Die Detailplanungen für die Stilllegung und Zusammenlegung von Standorten werden danach Zug um Zug begonnen. Diese Detailplanungen dienen auch dazu, die Ergebnisse des Masterplan weiter auszuarbeiten, zu überprüfen und im Einzelfall auch zu verbessern. Für einzelne Standorte, deren Stilllegung heute noch nicht als wirtschaftlich und wasserwirtschaftlich sinnvoll erscheint, sind außerdem nach 2020 bereits erneute Überprüfungen geplant.

Kläranlagenstandorte und Größenklassen nach 2025

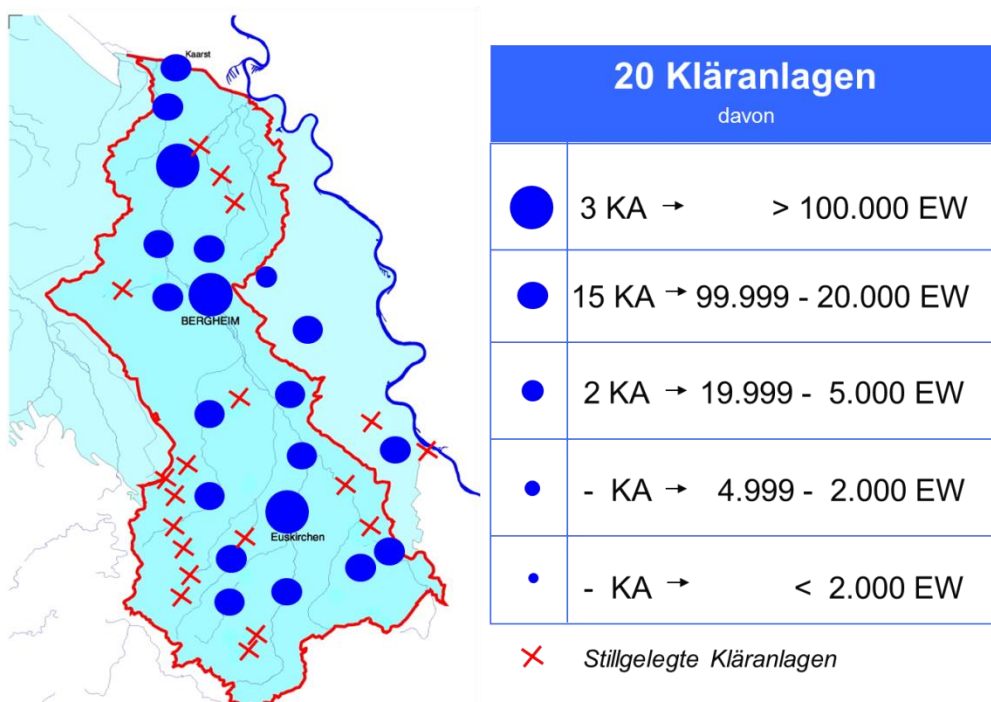


Abbildung 8: Kläranlagenstandorte und Größenklassen nach 2025

4 Untersuchungs- und Bewertungsmethoden

4.1 Untersuchte Kläranlagen im Einzugsgebiet der Erft

Der Erftverband betreibt in seinem Verbandsgebiet insgesamt 35 Kläranlagen mit Ausbaugrößen zwischen 800 und 132.000 Einwohnerwerten (Stand Januar 2018). Von diesen Kläranlagen leiten 30 unmittelbar in die Erft oder eines ihrer Nebengewässer ein. Die fünf übrigen Kläranlagen gehören zum Einzugsgebiet des Rheingrabens.

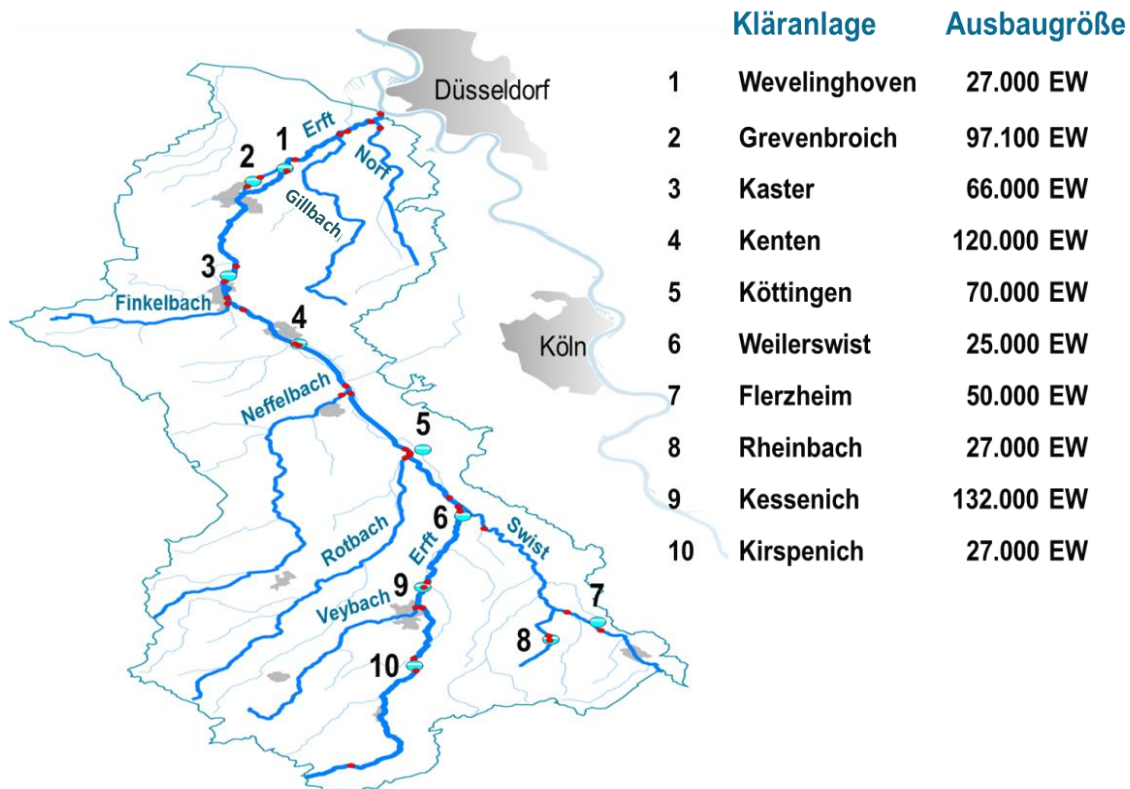


Abbildung 9: Karte des Erfteinzugsgebietes mit den Kläranlagen des Erftverbandes

Anhand ihrer Kenngrößen, insbesondere der Ausbaugröße und des Anteils an der Wasserführung im Einleitgewässer, wurden 10 Kläranlagen ausgewählt und im Hinblick auf die dort behandelten und eingeleiteten Mikroschadstoffe genauer untersucht. Die übrigen Kläranlagen des Erftverbandes sind über die Einleitung der Nebengewässer in die Erft summarisch mit erfasst.

Die 10 Kläranlagen besitzen insgesamt eine Ausbaugröße von 656.000 Einwohnerwerten und entsprechen damit rund 65 % der beim Erftverband erfassten Einwohnerwerte. Bezogen auf die 30 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Erft reinigen die 10 ausgewählten Standorte das Abwasser von 78 % der angeschlossenen Einwohner. Auf den 10 Standorten wurde im Jahre 2016 insgesamt eine Jahresschmutzwassermenge (JSM) von 30.402.842 m³ gereinigt. Das entsprach 81 % des gereinigten Schmutzwassers, das über die Erft und ihre Nebengewässer abfließt. Die Jahresabwassermenge (JAM) betrug im gleichen Zeitraum 43.848.116 m³ und damit 79 % des auf allen Kläranlagenstandorten des Erftverbandes im Erfteinzugsgebiet gereinigten Abwassers.

Tabelle 2: Kenngrößen der 10 betrachteten Kläranlagen im Erfteinzugsgebiet

Kläranlage	Einleitgewässer, bei Station km	Ausbau- größe [EW]	Überwachungswerte N_{anorg} , NH_4 , P_{ges}	Art der Filtration	Verhältnis $Q_{d,JAM}$ ZU MNQ
Kirspenich	Erft, km 85,17	27.000	18, 3 (5°C), 1	Sandfilter	64,7 %
Kessenich	Erft, km 74,35	132.000	13, 3 (9°C), 1	Dynasand	40,6 %
Weilerswist	Erft, km 64,57	25.000	18, 5 (5°C), 1	Sandfilter	4,9 %
Rheinbach	Wallbach, km 4,86	27.000	18, 1 (9°C), 0,4	Sandfilter	6.111,4 %
Flerzheim	Swistbach, km 21,30	65.000 (gepl.)	18, 1,3 (5°C), 0,6	Sandfilter	16.006,6 %
Köttingen	Erft, km 55,57	70.000	18, 4 (8°C), 2	keine	16,4 %
Kenten	Erft, km 40,00	120.000	13, 5 (8°C), 1	Dynasand	35,6 %
Kaster	Erft, km 29,11	66.000	18, 5 (10°C), 2	Sandfilter	2,0 %
Grevenbroich	Wevelinghovener Entwässerungs- graben, km 3,34	97.000	18, 10 (12°C), 1	keine	73,0 %
Wevelinghoven	Erft, km 12,23	27.000	18, 10 (12°C), 2	keine	1,1 %

Die Kläranlagen Rheinbach und Flerzheim gehören zum Einzugsgebiet des Swistbaches, der bei km 63,17 unterhalb von Weilerswist in die Erft mündet. Der Wevelinghovener Entwässerungsgraben, in den die Kläranlage Grevenbroich einleitet, mündet kurz unterhalb der Kläranlage Wevelinghoven bei km 11,69 in die Erft.

4.2 Laboranalytik

4.2.1 Probenahmestellen, Art der Probenahme

Es wurden insgesamt 39 Probestellen an der Erft und ihren Nebengewässern festgelegt:

- Erftquelle
- Erft oberhalb und unterhalb von Kläranlageneinleitungen bzw. den Mündungen der o.g. Nebengewässer
- 7 Nebengewässer (Veybach, Swist, Rotbach, Neffelbach, Finkelbach, Gillbach und Norfbach) unmittelbar vor der Mündung in die Erft
- 2 weitere Nebengewässer (Wallbach und Wevelinghovener Entwässerungsgraben) oberhalb und unterhalb von Kläranlageneinleitungen

Nach Möglichkeit wurden bei der Festlegung der Probenahmestellen die folgenden Anforderungen berücksichtigt:

- Hinreichender Abstand der Probenahmestelle zur interessierenden Einleitung / Mündung, um eine möglichst weitgehende Vermischung des Erftwassers mit dem neu hinzukommenden Teilstrom zu gewährleisten bzw. eine flussaufwärts gerichtete Vermischung durch Verwirbelungs- und Rückstaueffekte ausschließen zu können

- Hinreichender Abstand von anderen Einleitungen
- Gute und sichere Zugangsmöglichkeit zur Gewässermitte

Tabelle 3: Probenahmestellen an der Erft und Nebengewässern

Objekt Nr.	Gewässer	Objektname	Breite N	Länge E
LIMS				
7999	Erft	Quelle	50,50002778	6,732861111
7860	Erft	oberhalb Einleitung KA Kirspenich	50,60052778	6,796305556
7844	Erft	unterhalb Einleitung KA Kirspenich	50,61319444	6,793583333
7772	Erft	oberhalb Mündung Vey- bach		
314	Veybach	vor Mündung in die Erft	50,66675	6,793222222
7745	Erft	unterhalb Mündung Veybach / oberhalb Einlei- tung GW Kessenich	50,68788889	6,80075
7738	Erft	unterhalb Einleitung GW Kessenich	50,69347222	6,804
7642	Erft	oberhalb Einleitung KA Weilerswist	50,768	6,835222222
328	Swist	oberhalb Einleitung GW Flerzheim	50,64636111	6,989166667
734	Swist	unterhalb Einleitung GW Flerzheim	50,66469444	6,95275
285	Wallbach	oberhalb Einleitung KA Rheinbach	50,63472222	6,935888889
284	Wallbach	unterhalb Einleitung KA Rheinbach	50,63944444	6,93475
7637	Erft	oberhalb Mündung Swist	50,77294444	6,832972222
665	Swist	vor Mündung in die Erft	50,75052778	6,8615
7623	Erft	unterhalb Mündung Swist	50,78205556	6,823166667
7560	Erft	oberhalb Mündung Rotbach	50,82636111	6,779138889
325	Rotbach	vor Mündung in die Erft	50,823	6,774888889
7559	Erft	unterhalb Mündung Rotbach	50,82783333	6,77925
7552	Erft	unterhalb Einleitung KA Köttingen	50,83208333	6,774027778
7473	Erft	oberhalb Mündung Neffelbach	50,88944444	6,71325
735	Neffelbach	vor Mündung in die Erft	50,88733333	6,704
7464	Erft	unterhalb Mündung Neffelbach	50,89688889	6,707944444
7403	Erft	oberhalb Einleitung GW Kenten	50,93827778	6,656166667
7400	Erft	unterhalb Einleitung GW Kenten	50,93997222	6,651944444
7341	Erft	oberhalb Mündung Finkelbach	50,97452778	6,595138889
337	Finkelbach	vor Mündung in die Erft	50,98066667	6,578277778
7321	Erft	unterhalb Mündung	50,98661111	6,577333333

		Finkelbach		
7300	Erft	oberhalb Einleitung GKW Kaster	51,00352778	6,573583333
7280	Erft	unterhalb Einleitung GKW Kaster	51,01955556	6,584666667
287	Wevelinghove- ner Entwässer- ungs-graben	oberhalb Einleitung KA Grevenbroich	51,10338889	6,592944444
286	Wevelinghove- ner Entwässer- ungs-graben	unterhalb Einleitung KA Grevenbroich	51,11316667	6,606027778
7127	Erft	oberhalb Einleitung KA Wevelinghoven	51,12038889	6,633861111
7108	Erft	unterhalb Einleitung KA Wevelinghoven	51,1325	6,64225
7055	Erft	oberhalb Mündung Gillbach	51,16033333	6,688444444
754	Gillbach	vor Mündung in die Erft	51,16027778	6,688916667
7047	Erft	unterhalb Mündung Gilbach	51,16313889	6,696638889
7021	Erft	oberhalb Mündung Norfbach	51,17377778	6,720944444
751	Norfbach	vor Mündung in die Erft	51,16730556	6,731222222
7004	Erft	unterhalb Mündung Norfbach / vor Mündung in den Rhein	51,18222222	6,730722222

Brücken über das Gewässer stellen gut geeignete Probenahmestellen dar und wurden bevorzugt ausgewählt. Die Proben wurden in der Regel mit Eimer und Seil oder mittels Schöpfbecher an einer Teleskopstange als Stichprobe aus der Gewässermitte entnommen.

An den Probenahmestellen „Swist, vor Mündung in die Erft“ und „Erft unterhalb Mündung Veybach, oberhalb GKW Kessenich“ betreibt der Erftverband Gewässergütemessstationen mit automatischen Probenahmegeräten. Nach Möglichkeit wurden dort mengenproportionale 24-h-Mischproben untersucht. Diese wurden aus 1h- bzw. 2h-Mischproben anhand der aufgezeichneten Abflüsse im jeweiligen Zeitintervall abgemischt. Bei technischen Störungen wurden auch hier ersatzweise Stichproben entnommen.

In der Praxis konnten nicht für jede Probestelle am Gewässer alle Anforderungen komplett erfüllt werden:

- Erft unterhalb Einleitung GKW Kenten: Hier wurden auf Grund der kurzen Fließstrecke von ca. 250 m zwischen der Einleitung aus dem GKW Kenten und der Einmündung der Wiebachleitung (Sümpfungswasser aus dem Braunkohlentagebau) Proben vom rechten und linken Ufer entnommen und getrennt untersucht. Aus den Ergebnissen der beiden Teilproben wurde ein gewichteter Mittelwert berechnet, die hierbei angewandten Wichtungsfaktoren wurden jeweils für den Trocken- bzw. Regenwetterfall anhand von Modellbeprobungen (Erft oberhalb Einleitung, Ablauf GKW Kenten, Querprofil der Erft an der Probenahmestelle) und Untersuchungen der so gewonnenen Proben auf allgemeine Wasserparameter (Na, K, Ca, Mg, Nitrat, Chlorid, Sulfat) ermittelt.

- Erft oberhalb Mündung Neffelbach, Erft oberhalb Einleitung GW Kenten, Erft oberhalb Einleitung KA Wevelinghoven:
Gewässermitte nicht erreichbar, Probenahme vom linken Ufer aus.

Die Probenahmen wurden in der Regel bei stabilen Witterungsbedingungen an zwei aufeinanderfolgenden Tagen durchgeführt. Hierbei wurde darauf geachtet, die Beprobungskampagnen sowohl von der Quelle zur Mündung als auch in umgekehrter Reihenfolge durchzuführen, um die Proben an einer Beprobungsstelle zu unterschiedlichen Tageszeiten zu gewinnen.

Parallel hierzu wurden Proben auf 6 untersuchten Kläranlagen (Kirspenich, Rheinbach, Weilerswist, Köttingen, Grevenbroich und Wevelinghoven) und 4 untersuchten Gruppenklärwerken (Kessenich, Flerzheim, Kenten und Kaster), jeweils am Zulauf zum Belebungsbecken und am Ablauf der Kläranlage, als mengenproportional abgemischte 24-h-Mischproben entnommen. Bei technischen Störungen der automatischen Probenahmeeinrichtungen wurde ersatzweise eine Stichprobe an der betreffenden Stelle genommen.

Es kam im Verlauf des Projekts vereinzelt auf Grund von wechselhaftem Wetter oder Personalausfällen zu Situationen, in denen eine durchgängige Probenahme in der beschriebenen Form nicht möglich war. In diesen Fällen wurde eine Nachbeprobung der fehlenden Beprobungsstellen zum nächstmöglichen Termin bei ähnlichen Witterungs- und Abflussbedingungen durchgeführt.

4.2.2 Analytik

Zur Parameterbestimmung werden die Proben mit verschiedenen LC-MS/MS-Analytik und GC-MS Analytik Verfahren untersucht. Die angewendeten Verfahren werden im Folgenden beschrieben und eine Liste der verwendeten Chemikalien erstellt.

4.2.2.1 Probenahme, Konservierung, Lagerung

Die Probenahme erfolgt in 1 L-Braunglasflaschen, Kühlung während des Transports. Unmittelbar nach dem Eintreffen der Proben im Labor wurden die Proben filtriert. Von den filtrierten Proben wurden für die LC-MS/MS Teilproben von jeweils 50 ml in eine 50 ml-Braunglasflasche abgefüllt und mit 50 µL Ameisensäure versetzt. Für die GC-MS wurde ein weiteres Teilvolumen abgemessen (500 ml bei Gewässerproben und Kläranlagenabläufen; 250 ml bei Kläranlagenzuläufen), mit 100 µL interner Standardlösung versetzt und mit 25 %iger Salzsäure auf pH $2 \pm 0,2$ eingestellt. Die so vorbehandelten Proben sind gekühlt bis zu 14 Tage lagerfähig, wurden aber in der Regel am gleichen Tag weiter bearbeitet.

Für die Bestimmung der Östrogen wirksamen Stoffe wurden weitere Teilvolumina (2 ml bei Kläranlagenzuläufen, 200 ml bei Abläufen und Gewässerproben) über OASIS HLB-Kartuschen filtriert. Die Kartuschen wurden im Stickstoffstrom getrocknet und bis zur Bestimmung im Dunklen kühl aufbewahrt.

4.2.2.2 LC-MS/MS-Analytik

Probenvorbereitung:

1000 µL der mit Ameisensäure versetzten Wasserprobe wurden mit 10 µL interner Standardlösung versetzt. Die so erhaltene Lösung wurde ohne weitere Vorbereitung gemessen.

Die Bestimmungen wurden gemäß DIN 38407-36 durchgeführt. Der gesamte Untersuchungsumfang wurde auf zwei Methoden aufgeteilt.

Parameterumfang LC-MS/MS-Methode „M1“:

Tabelle 4: Parameterumfang LC-MS/MS-Methode „M1“

Alachlor	Epoxiconazol	Penconazol
Ametryn	Ethidimuron	Pendimethalin
Atrazin	Fenbendazol	Prometryn
Atrazin-2-hydroxy	Fenpropidin	Propazin
Atrazin-desethyl-2-hydroxy	Fenpropimorph	Propiconazol
Atrazin-desisopropyl-2-hydroxy	Flubendazol	Prosulfocarb
Bromacil	Flufenacet	Quinoxifen
Buturon	Flurtamon	Sebuthylazin
Carbetamid	Hexazinon	Simazin
Chlorfenvinphos	Imidacloprid	Sulcotrion
Chloridazon	Isoproturon	Tebuconazol
Chloridazon-Desphenyl	Lenacil	Terbumeton
Chloridazon-Desphenyl-Methyl	Linuron	Terbuthylazin
Chloroxuron	Metalaxyl	Terbuthylazin-2-hydroxy
Chlortoluron	Metamitron	Terbutryn
Clomazon	Metazachlor	Acridin
Cyanazin	Metconazol	Coffein
Cybutryn (Irgarol)	Methabenzthiazuron	Carbamazepin
Desethylatrazin	Metobromuron	Carbamazepin-dihydro-dihydroxy
Desethylterbuthylazin	Metolachlor	Gabapentin
Desisopropylatrazin	Metoxuron	Metformin
Desmetryn	Metribuzin	Pentoxifyllin
Dimethenamid	Monolinuron	Sulfadiazin
Dimethomorph	Monuron	Sulfadimidin
Dimethylsulfamid	Napropamid	Sulfamethoxazol
Diuron	Nicosulfuron	

Parameterumfang LC-MS/MS-Methode „M2“:

Tabelle 5: Parameterumfang LC-MS/MS-Methode „M2“

1H-Benzotriazol	Diazepam	Sotalol
1H-Benzotriazol-4-Methyl	Doxycyclin	Tetracyclin
Atenolol	Erythromycin	Trimethoprim
Azithromycin	Metoprolol	Amidotrizoesäure
Bisoprolol	Oxytetracyclin	Iohexol
Chlortetracyclin	Phenacetin	Iomeprol
Ciprofloxazin	Phenazon	Iopamidol
Clarithromycin	Propranolol	Iopromid
Clindamycin	Roxithromycin	

LC-MS/MS-System: Agilent 1260 Infinity LC-System mit Agilent 6460 Triple Quadrupol MS

Trennsäule: Agilent Zorbax Eclipse Plus C18, 4,6 * 100 mm, 3,5 µm

Temperatur: 35° C; Fluss: 0,5 ml/min

Injektionsvolumen: 65 µL

Elutionsbedingungen:

Laufmittel A: Wasser, mit 0,1 % (v/v) Ameisensäure

Laufmittel B: Acetonitril, mit 0,1 % (v/v) Ameisensäure

Gradientenprogramm:

0 min	10 % B
6 min	40 % B
14 min	46 % B
22 min	100 % B
24 min	100 % B
25 min	10 % B
31 min	10 % B

Kalibrierung:

10-Punkt-Kalibrierung mit internem Standard je Messsequenz. Für jede Substanz werden 2 Massenübergänge (MRM) gemessen (1 Quantifier und 1 Qualifier). Die Intensität des Qualifiers muss innerhalb gewisser Toleranzgrenzen in einem gegebenen Verhältnis zur Intensität des Quantifiers stehen, um positive Befunde abzusichern.

4.2.2.3 GC-MS -Analytik

Die GC-MS-Analytik erfolgte in Anlehnung an die DIN EN ISO 15913:2003.

Probenvorbereitung

Festphasenextraktion (SPE)

Die vorbereiteten Teilvolumina der Wasserproben wurden über vorkonditionierte (3 x 2 ml Aceton, danach 3 x 2 ml 0,01 mol/L HCl in Wasser) SPE-Kartuschen extrahiert. Die Kartuschen wurden mit 2 ml 0,01 mol/L HCl nachgespült und im Stickstoffstrom getrocknet. Die Elution der Analyten erfolgte mit 5 ml Aceton in Einweg-Reagenzgläser. Die Eluate wurden im Stickstoffstrom zu Trocken eingedampft.

Derivatisierung

Der Rückstand im Reagenzglas wurde mit 50 µl einer Lösung von Trimethylsilyldiazomethan in Hexan und mit 250 µl Methanol versetzt. Nach Stehen über Nacht wurde der Rückstand im Stickstoffstrom zu Trockne eingedampft und in 250 µl Toluol aufgenommen.

GC-MS -Bestimmungen

GC-MS-System:	Fa. Thermo, GC Trace 1310, MS TSQ 8000 Triple Quadrupol
Trennsäule:	FS-CS-35; 30 m * 0,25 mm; Filmdicke 0,25 µm
Injektionsvolumen:	2 µl
Trärgas:	Helium 1 ml/min

Temperaturprogramm: 3 min bei 90° C;
7,0° C/min bis 290° C;
3 min bei 290° C.

Die Kalibrierung wurde über das Gesamtverfahren mit internem Standard vorgenommen. Als Arbeitsbereich galt der lineare Bereich der Bezugskurve.

Parameterumfang GC-MS-Methode „M3“:

Tabelle 6: Parameterumfang GC-MS-Methode „M3“

Acclonifen	Dichlorvos	DEET
Bentazon	Diclofop-methyl	HHCB
Bifenox	Ethofumesat	Triclosan
Bromoxynil	Fenoprop	Triphenylphosphinoxid
Chloramben	Fenoxaprop-P	TDCPP
CPA	Fluazifop-p-butyl	TCEP
Chlorpyrifos	Fluroxypyr	TCP
Chlorthal-dimethyl	Haloxyfop	Bezafibrat
Clopyralid	loxynil	Clofibrinsäure
2,4-D	MCPA	Diclofenac
2,4-DB	Mecoprop (=MCPP)	4-Hydroxy-diclofenac
Diazinon	Quinclorac	Fenoprofen
Dicamba	Quinmerac	Gemfibrozil
Dichlobenil	2,4,5-T	Ibuprofen
2,6-Dichlorbenzamid	Triclopyr	Iminostilben
2,4-Dichlorbenzoesäure	Trifluralin	Naproxen
Dichlorprop	Bisphenol A	

4.2.2.4 Bestimmung Östrogen wirksamer Stoffe

Die östrogene Wirksamkeit wurde mittels eines Reporter-gen-Assays (A-YES) bestimmt. Zum Einsatz kamen Testkits der Firma new diagnostics GmbH, Freising. Kalibriert wurde mit 17-β-Estradiol, Ergebnisse wurden als Estradiol-Äquivalente (EEQ) in ng/l angegeben.

Die Bestimmungsgrenze des Verfahrens liegt nach Angaben des Herstellers bei 3 ng 17-β-Estradiol für unbelastete Wasserproben. Zur Entfernung störender Matrixbestandteile und ggf. zur Erhöhung der Empfindlichkeit wurden die Proben über SPE-Kartuschen aufgereinigt und (im Falle von Kläranlagenabläufen und Gewässerproben) um den Faktor 200 angereichert. Hierzu wurden die Kartuschen mit 3 x 2 ml Aceton in Einweg-Reagenzgläser eluiert und die Rückstände im Stickstoffstrom zu Trockne eingengt. Die trockenen Extrakte wurden in 2 ml (KA-Zuläufe) bzw. 1 ml Wasser aufgenommen und mit Hilfe der A-YES-Testkits gemäß der Vorschrift des Herstellers untersucht. Die Auswertung erfolgte mit Hilfe einer proprietären Software der Firma quodata, Dresden.

4.2.2.5 Chemikalien und Reagenzien

Wasser für die HPLC (Sigma-Aldrich CHROMASOLV® oder vergleichbare Qualität)

Trimethylsilyldiazomethan, 2 mol/L in Hexan (Sigma-Aldrich)

Methanol für die HPLC (Merck LiChrosolv®)

Aceton für die HPLC (VWR HiPerSolv® CHROMANORM)

Ameisensäure, 99 %, für LC/MS (VWR HiPerSolv® CHROMANORM)

Toluol (Merck SupraSolv®)
Salzsäure, 25 % (Merck, p. A.)

SPE-Kartuschen: OASIS HLB®, 3 ml / 60 mg Sorbens/Kartusche

Interne Standardlösung für GC-MS/MS:

2000 µg/L 3,4-Dimethylphenoxypropionsäure
2000 µg/L MCPA-d₃
1000 µg/L Diclofenac-d₄
2000 µg/L Bentazon-d₆

Interne Standardlösung für LC-MS/MS:

50 µg/L Isoproturon-d₆
20 µg/L Chloridazon-d₅
200 µg/L Chloridazon-desphenyl-¹⁵N₂
10 µg/L Chloridazon-methyl-desphenyl-d₃
20 µg/L Diazepam-d₅
10 µg/L Terbutryn-d₅
10 µg/L Propranolol-d₇
100 µg/L Coffein-¹³C₃
10 µg/L Sotalol-d₆
20 µg/L Carbamazepin-d₁₀
10 µg/L Metformin-d₆
100 µg/L Amidotrizoesäure-d₆
200 µg/L lomeprol-d₃
200 µg/L lohexol-d₅
200 µg/L Iopromid-d₃

4.3 Das DWA Gewässergütemodell

4.3.1.1 Allgemeine Hintergrundinformation

Mit Hilfe des DWA Gewässergütemodells wird das Verhalten relevanter Güteparameter in Fließgewässern beschrieben. Es können z. B. Stoffkonzentrationen im Tagesgang und Flusslängsprofil dargestellt, und selbst kurzfristige Konzentrationsschwankungen erfasst werden. Dabei werden durch das Modell die Einflüsse von Punkt- als auch diffusen Stoffeinträgen mit berücksichtigt.

Das Modell beruht auf einer deterministischen Beschreibung der relevanten Prozesse im Gewässer und ist modular aufgebaut. Durch die Kombination verschiedener Bausteine kann das Modell somit optimal an die jeweilige Aufgabenstellung angepasst werden. Die Basis der Gütemodellierung (Baustein 0) stellt die Abflusssimulation dar. Diese beruht auf der Saint-Venant-Gleichung. Die Simulation von Abfluss und (Stoff-)transport erfolgt eindimensional, was bedeutet, dass laterale Ausbreitungsprozesse unberücksichtigt bleiben. Alle weiteren Bausteine (Abbildung 10, Bausteine 1-19) dienen der Gütesimulation. (Müller 2001)

Um die Einflüsse von Morphologie, Klima, Biologie und Mensch zu erfassen, wird bei der Abbildung eines Flusseinzugsgebietes in Regionen, Abschnitte und Knoten unterschieden:

- Regionen bilden die räumlich größte Einheit; bei klimatisch heterogenen Gebieten besteht die Möglichkeit Klimaparameter bzw. Witterungsparameter im Einzugsgebiet differenziert einzugeben.
- Durch die Gewässerabschnitte wird die Beschaffenheit der Gewässersohle, der Gewässerbiologie und der Auenvegetation beschrieben. Die diffusen Einträge von Stoffen in das Fließgewässer finden abschnittsweise statt.
- Durch die Knotenpunkte werden unter anderem Einleiter wie z. B. Nebengewässer und Punktschadstoffeinträge als auch Entnahmen aus dem Flusssystem erfasst.

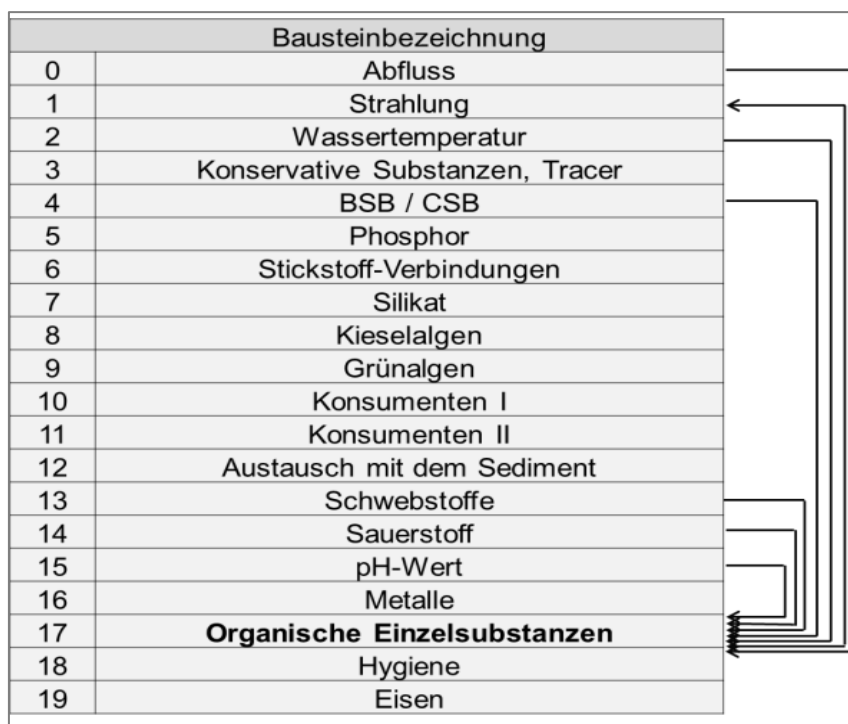


Abbildung 10: Bausteine des DWA-Gewässergütemodells. Die Pfeile zeigen den Datenaustausch zwischen dem Baustein organische Einzelsubstanzen mit anderen Bausteinen (verändert nach Müller, 2001).

4.3.1.2 Simulation von organischen Spurenstoffen

Organische Spurenstoffe repräsentieren eine große Anzahl an synthetisch erzeugten Stoffen wie z. B. Arzneistoffe, Pflege- und Lifestyleprodukte, Pflanzenschutzmittel oder Industriechemikalien, die über punktuelle oder diffuse Eintragspfade in die Oberflächengewässer gelangen. Diese Vielzahl an Verbindungen unterliegen unterschiedlichen Umwandlungsprozessen im Gewässer (Abbildung 11). Die Umwandlungsraten als auch die diversen Prozesse sind von den chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften abhängig und daher ebenso vielfältig.

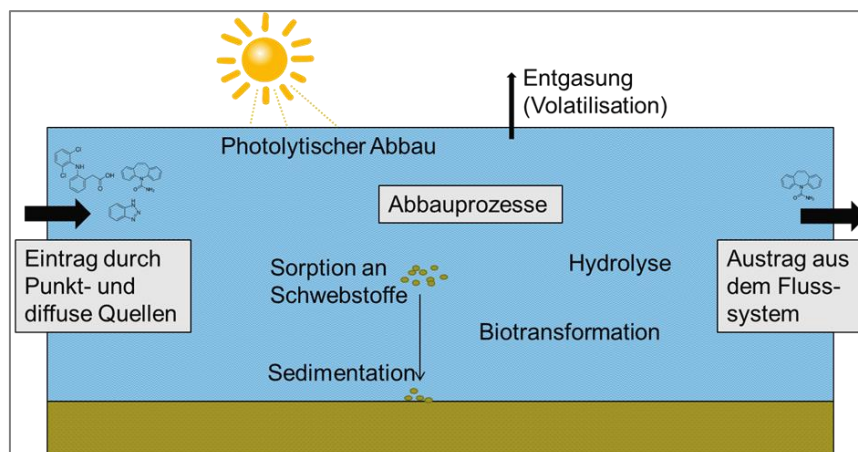


Abbildung 11: Schematische Darstellung des Verhaltens von organischen Spurenstoffen im Flusssystem

Vom Modell werden folgende Prozesse berücksichtigt:

- Biotransformation – in Abhängigkeit von der Temperatur und einem substanzspezifischen Abbauwert unter der Annahme einer Reaktion erster Ordnung
- Sorption – basierend auf dem Octanol-Wasser Verteilungskoeffizienten und dem Ansatz von Karickhoff
- Photolyse – als Reaktion erster Ordnung aus der spezifischen Strahlungsadsorption und der Quantenausbeute
- Volatilisation
- Oxidation
- Hydrolyse

Zur Berechnung der jeweiligen Prozesse findet ein Datenaustausch mit anderen Bausteinen statt (Abbildung 10). (Müller, 2001)

4.3.1.3 Eingangparameter Erft Simulation

4.3.1.3.1 Allgemeines

Seit annähernd 20 Jahren werden durch den Erftverband Gewässergütesimulationen zur Analyse des Istzustands und Prognosen zur künftigen Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit durchgeführt. Anwendungsbeispiele des Erft-Gütemodells für konkrete Fragestellungen sind die Simulation von Wassertemperatur, Sauerstoff, Nährstoffen und Schwermetallen zur Bewertung der unterschiedlichen Varianten für die Sumpfungswassereinleitmengen im Rahmen des Konzept zur WRRL-konformen Umgestaltung der Erft (MUNLV & Erftverband 2005) und die Modellierung der Eisenfrachten im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsvoruntersuchung für die Verlängerung der Einleiterlaubnisse von Sumpfungswasser des Tagebaus Hambach in die Erft (Planungsbüro Koenzen, 2014).

Die Plausibilitätskontrolle der Simulationsergebnisse des Erft-Gütemodells erfolgt wie von Christoffels et al., 2001 beschrieben, mit Hilfe von Messdaten: Im Einzugsgebiet der Erft sind vier Gewässergütemessstationen zur ständigen Überwachung der Wasserbeschaffenheit in Betrieb. Ebenso wird an mehreren Pegeln entlang der Erft kontinuierlich der Wasserstand aufgezeichnet. Am Beispiel der Wassertemperatur und des Sauerstoffgehalts wird im Vergleich der gemessenen Werte und der berechneten Ergebnisse für die Erft eine gute Übereinstimmung sowohl im Niveau als auch im Tagesgang dokumentiert. Dies ist insofern von Bedeutung, da fast alle Prozesse im Gewässer temperatur- bzw. sauerstoffabhängig sind.

Auf diesem vom Erftverband kalibrierten Erft-Modell aufbauend, wurden nach aktuellen Verhältnissen Modifizierungen durchgeführt sowie die für die Spurenstoffsimulation notwendigen Eingangsparameter eingepflegt.

Zur Simulation der Spurenstoffe waren vor allem Datensätze zum Abflussverhalten der stoffspezifischen Emission sowie den chemisch-physikalischen Eigenschaften der zu simulierenden Stoffe relevant. Um das Verhalten der Spurenstoffe in Fließgewässern hinreichend darzustellen, ist sehr detailliertes Datenmaterial – insbesondere Stoffdaten und Eintragsbilanzierung – notwendig (Letzel et al., 2007).

Die Daten zur Eintragsbilanzierung wurden den Monitoringkampagnen entnommen. Da im Rahmen des Projektes die Beprobung der Kläranlagen im Fokus stand, wurde auch in der Modellanwendung nur dieser Eintragspfad berücksichtigt. Die niederschlagsbasierten Einträge (Mischwasserentlastungen, Regenwasser aus Rückhaltebecken der Trennkanalisation oder Oberflächenabfluss) wurden in der Modellanwendung ausgeschlossen. Die Abflussmengen aus den Kläranlagenabläufen sind als Tagesganglinien im Modell hinterlegt. Diese wurden aus gemessenen Tagesganglinien von 23 Trockenwettertagen berechnet. Die aus den Kläranlagenabläufen stammenden Stoffkonzentrationen wurden aus dem Median der Trockenwettermesskampagnen gebildet.

Im Rahmen des Projektes war es nicht möglich das Verhalten von allen gemessenen Spurenstoffen mit dem Modell darzustellen. Demgemäß wurde eine Auswahl an repräsentativen Stoffen getroffen. Hierbei waren folgende Kriterien ausschlaggebend:

- Eine hohe Anzahl an Positivbefunden aus den Messkampagnen (zur Nutzung als Eingabewerte und zur Plausibilisierung)
- Beschrieben als Leitparameter
- Eine Variabilität an chemisch-physikalische Stoffeigenschaften zwischen einzelnen Stoffen, zur Darstellung verschiedener Prozesse

Mittels dieser Kriterien wurden Diclofenac, Benzotriazol, Metoprolol und Carbamazepin zur Simulation ausgewählt.

4.3.1.3.2 Stoffspezifische Eingangsdaten

Die chemisch-physikalischen Kennwerte der einzelnen Spurenstoffe dienen als Basis der Berechnung des Verhaltens der Stoffe im Fließgewässer. Die Daten hierfür wurden aus Literaturquellen übernommen (Tabelle 7).

Carbamazepin ist eine konservative Substanz von der kein Abbau im Gewässer im Simulationszeitraum zu erwarten ist (M. Clara et al., 2004; U. Kunkel, M. Radke, 2012). Quantenausbeute sowie biologischer Abbaubeiwert wurden deshalb als Null eingegeben.

Die biologischen Abbaustufen wurden in Anlehnung an die im Handbuch genannten Klassen sowie Literaturstudien gewählt. Dabei wurden Diclofenac und Benzotriazol als sehr schwer biologisch abbaubar (Abbaubeiwert 0,03) und Metoprolol als mittel biologisch abbaubar (Abbaubeiwert 0,5) eingestuft (in Anlehnung an H.-R. Buser et al., 1998; U. Kunkel, M. Radke, 2012; Y.-S. Liu et al. 2013).

Ein guter photolytischer Abbau wurde für Diclofenac (U. Kunkel, M. Radke, 2012; H.-R. Buser et al., 1998) sowie Benzotriazol (R. Andreatti et al., 1998; E. Borowska et al., 2016) nachgewiesen. Die für die Simulation verwendeten Daten zur Quantenausbeute sind Tabelle 7 zu entnehmen. Metoprolol ist in dem für photolytischen Abbau relevanten Wellenlängenbereich von 0,29 – 0,38 μm nicht abbaubar (Y.-S. Liu, H. Williams, 2007).

Tabelle 7: Stoffspezifische Eingangsparameter der relevanten Prozesse (Quelle: Henry Konstante: www.norman-network.net, Kow Werte: www.chemicalize.com; Quantenausbeute: R. Andreozzi et al., 2003, E. Borowska et al., 2016)

Substanz	Biologischer Abbau	Volatilisation	Sorption	Photolytischer Abbau
	Abbaubeiwert pro Tag	Henry Konstante	Octanol / Wasser Verteilungskoeffizient	Quantenausbeute
	1/d	$\text{Pa} \cdot \text{m}^3 / \mu\text{mol}$		mol/Einstein
Diclofenac	0,03	4,79E-06	18197	0,0375
Benzotriazol	0,03	1,49E-08	20	0,051
Metoprolol	0,50	1,42E-14	55	0
Carbamazepin	0,00	1,09E-11	589	0

4.3.1.3.3 Szenarien

Insgesamt wurden drei verschiedene Szenarien gewählt:

Winter, trocken

Simuliert wurde ein Tag im Februar mit geschlossener Wolkendecke mit einer Tageshöchsttemperatur von 3 °C und einer mittleren Tagestemperatur von -2 °C ohne Einflüsse von niederschlagsinduzierten Schadstoffeinträgen.

Sommer, trocken

Simuliert wurde ein sonniger, bewölkungsfreier Tag im August mit einer Tageshöchsttemperatur von 27 °C und einer mittleren Tagestemperatur von 24 °C ohne Einflüsse von niederschlagsinduzierten Schadstoffeinträgen.

Zukunftsszenario

Im Sommerszenario wurde eine bessere Reinigungskapazität durch eine zusätzliche vierte Reinigungsstufe auf ausgewählten Kläranlagen angenommen. Dieses Szenario sieht vor, dass die Kläranlagen Kirspenich, Kessenich und Kenten 80 % der Spurenstoffe, ausgehend von der Zulaufkonzentration, zurückhalten bzw. abbauen können.

Um die mit dem Modell berechneten Einflüsse der Saisonalität auf die Stoffumsetzungsvorgänge optimal zu vergleichen, blieben für jedes Szenario die abflussrelevanten Parameter als auch die Konzentrationen der Emissionen unverändert.

Der unter diesen beschriebenen Bedingungen simulierte Abfluss entspricht in etwa dem unteren Viertel (25 %-Perzentil) aller tatsächlich gemessenen Abflussmengen einzelner Pegelstandorte (aus einem 5-jährigen Datenbestand) (Abbildung 12).

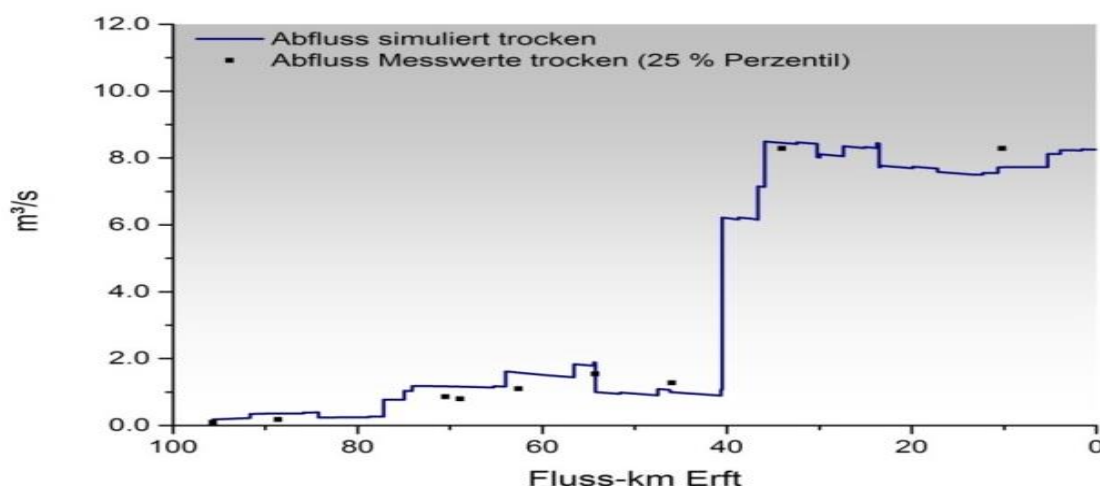


Abbildung 12: Abflussverhalten an den simulierten Trockenwettertagen

4.4 Vereinfachtes Stoffstrommodell

In den vorangegangenen Kapiteln sind die Methodik und die Anwendungsergebnisse des DWA-Gewässergütemodells beschrieben. Wie erläutert, zeichnet sich das Gütemodell durch Berücksichtigung von Einleitungen aber insbesondere auch dynamischen Abbauprozessen im Gewässer aus. Temperaturen werden neben vielen anderen Komponenten einbezogen. Hiermit werden der Ist- Zustand für vier Stoffe entlang der Erft abgebildet und beispielhaft Prognosezustände für Ausbauszenarien erarbeitet.

Zur Feststellung von Wirksamkeiten sind jedoch einerseits viele weitere Szenarien denkbar, andererseits auch zusätzliche Stoffe von Interesse. Die Anwendung des DWA- Gewässergütemodells kann im Weiteren vor einer ggf. konkreten beabsichtigten Planung einer vierten Reinigungsstufe auf einer Kläranlage ergänzt werden, für eine flächenhafte Anwendung ist sie jedoch in diesem Stadium zu komplex.

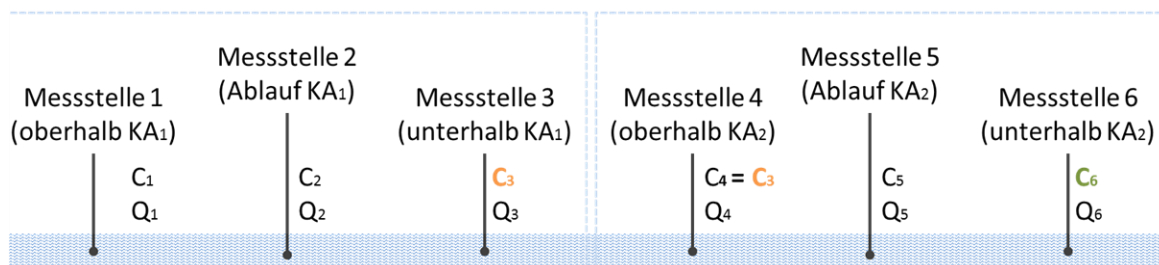
Aus diesem Grunde wurde ein vereinfachtes Stoffstrommodell entwickelt, mit dem schnell mögliche Konsequenzen des Baus einer 4. Reinigungsstufe auf einer Kläranlage ermittelt werden können. Eine erste und für die Gesamtbewertung ausreichende Einschätzung ist hiermit gut möglich. Ziel ist es, Entscheidungsprognose (Szenarien) zu simulieren um eine Aussage zu treffen, an welcher Kläranlage der Ausbau einer 4. Reinigungsstufe ökologisch zweckmäßig ist.

Das Modell betrachtet die vorhandenen Frachten jeweils als Produkt aus Wassermenge Q und Konzentration C an einer bestimmten Stelle im Gewässer und im Ablauf einer Kläranlage. Für den Ist- Zustand kann es zugleich als Plausibilitätskontrolle dienen.

Die erste Messstelle (1) befindet sich unmittelbar oberhalb der Einleitstelle der Kläranlage, die zweite Messstelle (2) am Ablauf der Kläranlage und die dritte Messstelle (3) unterhalb der Einleitstelle.

Zur Simulation veränderter Werte durch Ausbau einer Kläranlage wird die Fracht an der Einleitstelle (Reduzierungsvorgabe, z.B. 80 %) reduziert. Die Auswirkungen auf die Konzentration im Gewässer unterhalb der Kläranlage (C₃) ermittelt sich wie im dargestellten Beispiel. Die neue kumulierte Konzentration an der Messstelle 3 ist nun zugleich der neue Ausgangswert für die weiteren Konzentration und Frachtwerte entlang der Fließstrecke.

Skizze:



Formel:

$$C_3 = \frac{(C_1 \cdot Q_1) + (C_2 \cdot Q_2)}{Q_3}$$

$$C_6 = \frac{(C_3 \cdot Q_4) + (C_5 \cdot Q_5)}{Q_6}$$

4.5 Auslegung technischer Verfahren zur Spurenstoffelimination

Bei den im Abwasser und im Gewässer gefundenen Mikroschadstoffen handelt es sich nicht um eine bestimmte, chemisch verwandte Stoffgruppe. Die Substanzen stammen aus zahlreichen Anwendungen von Industriechemikalien über Arzneimittel bis zu Pflanzenschutzmitteln und haben dementsprechend sehr unterschiedliche Stoffeigenschaften, die eine gezielte Elimination der Mikroschadstoffe erschweren können.

Das Umweltbundesamt führt dazu in einem 2015 veröffentlichten Positionspapier aus, dass mit dem heutigen Stand der Technik (mechanische, biologische und chemische Verfahren) der Kläranlagen die Elimination verschiedener Mikroverunreinigungen nur ungenügend möglich sei und selbst durch Optimierung des Betriebs nur unwesentlich erhöht werden können:

„Mit dem heutigen Stand der Technik (mechanische, biologische und chemische Verfahren) der Kläranlagen ist die Elimination verschiedener Mikroverunreinigungen ungenügend. Selbst durch Optimierung des Betriebs kann die Elimination nur unwesentlich erhöht werden. Die Einführung der Nitrifikation (SdT in Deutschland) brachte eine durchschnittliche Steigerung der Elimination der Mikroverunreinigungen von ca. 20 % auf ca. 40 %, wie Margot et al. (2010) für 41 Stoffe zeigten. Allerdings bestehen sehr große Unterschiede zwischen leicht und schwer abbaubaren Stoffen (Abegglen and Siegrist 2012, Margot et al 2011). Bei Einsatz eines Membranbioreaktors (MBR) kann auf Grund des höheren Schlammalters eine verbesserte Elimination erreicht werden. Sie reicht jedoch nicht aus, um die Qualität der Gewässer nachhaltig zu verbessern.“ (UBA 2015a, 2015)

Einzelne Stoffe wie Coffein oder Ibuprofen können im Zulauf jeder Kläranlage nachgewiesen werden, werden aber bereits mit dem Belebtschlammverfahren sehr gut entfernt. Andere Stoffe sind grundsätzlich biologisch abbaubar oder können durch Adsorption an die Biomasse aus dem Abwasser entfernt werden. Hier reichen die Reaktionsraten und Aufenthaltszeiten in herkömmlichen Kläranlagen jedoch nicht aus um eine ausreichende Reduzierung im Ablauf zu erzielen (Joss & Ternes 2008; Ternes, Joss und Oehlmann 2015; Falås u. a. 2016).

Zuletzt gibt es auch Stoffe, wie z.B. das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, die mit keinem der nachfolgend vorgestellten Verfahren zufriedenstellend entfernt werden. Für diese Stoffe können lediglich Maßnahmen bei der Herstellung oder dem Einsatz dieser Stoffe verhindern, dass diese in das Abwasser und anschließend in die Gewässer gelangen.

Aufgrund der großen Fülle an Einzelsubstanzen konzentriert sich die Anlagenauslegung oftmals auf eine kurze Liste häufig vorkommender Stoffe, die als typische Vertreter einzelner Stoffgruppen gelten können (Tabelle 8) und für die dann eine im Durchschnitt mindestens 80 %-ige Eliminationsrate angestrebt wird.

Tabelle 8: Leitparameter für die Mikroschadstoffentfernung

Substanz	Substanzgruppe
Metoprolol	Arzneimittel, Betablocker
Carbamazepin	Arzneimittel, Antiepileptikum
Diclofenac	Arzneimittel, Schmerzmittel
Sulfamethoxazol	Arzneimittel, Antibiotikum
1H-Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel, Haushaltchemikalie
Terbutryn	Pflanzenschutzmittel, Biozid

Für diese Stoffe haben sich in den letzten Jahren verschiedene Verfahren als wirksam erwiesen, die sich schon früher in anderen Bereichen der Wassertechnik wie der Trink- und Brauchwasseraufbereitung oder der Reinigung von Deponiesickerwässern bewährt haben. Diese lassen sich anhand der vorherrschenden Wirkungsmechanismen grob in folgende Gruppen aufteilen:

- Oxidative Verfahren (Ozonung und Advanced Oxidation Processes (AOP), chemische Zerlegung der Mikroschadstoffe)
- Adsorptive Verfahren (i.d.R. mit Aktivkohle, Adsorption der Mikroschadstoffe an die Aktivkohle)
- Filtrationsverfahren (Filtration durch Membranen, die unter anderem Mikroschadstoffe zurückhalten)
- Biologische Verfahren (mit teilweise deutlich eingeschränkter Wirksamkeit)

Daneben existieren selbstverständlich auch Verfahren, die auf einer Kombination der oben dargestellten Grundprinzipien beruhen.

In der großtechnischen Anwendung dominieren derzeit oxidative Verfahrenen mit Ozon sowie adsorptive Verfahren mit Aktivkohle. Hierzu existiert mittlerweile in Deutschland und der Schweiz eine beträchtliche Anzahl von Referenzanlagen (KOM-M NRW 2018; Kompetenzzentrum Spurenstoffe o. J.; „MICROPOLL“ o. J.). Darüber hinaus wurden vor allen in Nordrhein-Westfalen eine große Anzahl von Machbarkeitsstudien erstellt, die ausgehend von den örtlichen Verhältnissen eine Auswahl von Verfahren, die technische Realisierbarkeit und die Kosten einer Mikroschadstoffentfernung untersuchen.

4.5.1 Vorgehensweise zur Anlagenauslegung beim Erftverband

Der Erftverband hat für 10 Kläranlagen Effizienz- und Wirksamkeitsanalysen für die Mikroschadstoffbehandlung durchgeführt. Die technische Dimensionierung richtet sich dabei nach der „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ (ARGE 2016). Die dort beschriebene Vorgehensweise wird ergänzt, um zusätzlich einen genaueren Aufschluss über die zu erwartenden Auswirkungen auf die Konzentrationen im Gewässer sowie sonstige Umweltwirkungen zu erhalten und die Auswirkungen einer Behandlung im Vollstrom oder im Teilstrom auf eine durchschnittliche jährliche Eliminationsleistung abzuschätzen.

Die Grundlagenermittlung erfolgt in mehreren Schritten:

- Beschreibung des Einzugsgebietes der Kläranlage mit Siedlungsstruktur und Flächennutzung, Altersstruktur der Bevölkerung, Pflegeeinrichtungen- und Krankenhäuser sowie industriellen und gewerblichen Einleitungen,
- Bestimmung der Zulaufwassermenge und der Zuflusscharakteristik für Trocken- und Regenwetterbedingungen,
- Beschreibung der Abwasserzusammensetzung anhand von Betriebsdaten für herkömmliche Stoffe und Stoffgruppen (CSB, Stickstoff, Phosphor),
- Screening der Belastung an Mikroschadstoffen im Zu- und Ablauf der Kläranlagen sowie oberhalb und unterhalb der Einleitstelle in das Gewässer,
- Ergänzende Analytik zu Bestimmung des Bromatbildungspotenzials (für einzelne Standorte) sowie
- Darstellung der vorhandenen Klärtechnik und der Platzverhältnisse am Kläranlagenstandort.

Die Auslegungswassermenge wird anhand der Zuflussverteilung bestimmt. Für Varianten mit Vollstrombehandlung wird der maximale Zufluss zugrunde gelegt. Für Varianten mit Teilstrombehandlung hingegen der maximale Trockenwetterzufluss oder der Zufluss bei dem 80 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können, abhängig davon welcher Wert größer ist.

Die technische Auslegung der Ozonverfahren sowie der Pulveraktivkohleverfahren sowie der Verfahren mit granulierter Aktivkohle wird entsprechend der bereits erwähnten Empfehlungen aus (ARGE 2016) durchgeführt. Zusätzlich erfolgt auch eine vergleichende Bewertung der Wirksamkeit einer Teilstrom- oder Vollstrombehandlung.

Der Bedarf an Energie und Betriebsmitteln wird anhand der technischen Auslegungsdaten abgeschätzt und die für die Unterscheidung erheblichen laufenden Kosten bestimmt. Der Flächenbedarf wird ermittelt und die Anordnung der Verfahrensstufen der einzelnen Varianten im Lageplan der Kläranlage eingetragen. Massenermittlungen für Baukörper und Leitungen werden durchgeführt und mittels Kostenkennwerten zu Investitionskosten der Bautechnik aggregiert. Kosten für maschinelle und elektrotechnische Ausrüstung werden anhand von Vergleichsprojekten und Richtpreisangeboten abgeschätzt. Damit werden Projektkostenbarwerte und Jahreskosten der einzelnen Varianten ermittelt.

Zur Abschätzung der ökologischen Wirksamkeit der Spurenstoffelimination für den jeweiligen Kläranlagenstandort wird darüber hinaus eine Betrachtung des Gewässers und sonstiger Umweltwirkungen angestellt. Der vorhandene Zustand des Gewässers und die Reduzierung von Konzentrationen und Frachten von Mikroschadstoffen im Gewässer werden diskutiert. Außerdem wird eine qualitative Abschätzung sonstiger Umweltwirkungen und des Carbon-Footprints der einzelnen Varianten vorgenommen.

Die Variantenempfehlung für den einzelnen Standort würdigt dann neben den Kosten auch die mögliche ökologische Wirksamkeit einer Mikroschadstoffentfernung.

Im Einzelfall werden dabei neben etablierten Verfahren auch Verfahren mit Membranbelebungs- oder Bodenfiltern berücksichtigt, da der Erftverband hier über besondere und zum Teil langjährige Erfahrungen verfügt. Insbesondere die Verfahrenskombinationen mit Membranbelebungsanlagen haben dabei eine Wirksamkeit, die über die reine Mikroschadstoffentfernung hinaus geht, da diese zum einen zusätzlich Keime, Krankheitserreger und Mikroplastik zurückhalten und zum anderen gleichzeitig Potenzial zur Erweiterung der Ausbaugröße der Kläranlage schaffen (Brepols et al. 2017).

Die Ergebnisse und Erkenntnisse aus den einzelnen Studien werden abschließend in einer Gesamtbetrachtung für das Einzugsgebiet der Erft zusammen geführt.

4.5.2 Bewertung von alternativen Verfahren

Die Auswahl geeigneter Verfahren der Mikroschadstoffentfernung kann sich nicht nur auf das technisch maximal Machbare und wirtschaftlich Vertretbare konzentrieren. Aspekte der Betriebssicherheit und betrieblichen Variabilität von Verfahren und die Anforderungen an die Qualifikation der Mitarbeiter sollen daher im Auswahlprozess ebenso gewürdigt werden wie die Möglichkeiten der Integration in die bestehende Verfahrenstechnik und sonstige Umweltwirkungen.

Dazu wird ein Kriterienkatalog entwickelt und eine erste qualitative Einschätzung der Verfahren vorgenommen, um eine erste Vorauswahl für die detaillierte Untersuchung treffen zu können.

Die wesentlichen Unterscheidungskriterien lauten dabei wie folgt:

- Eliminationsraten hinsichtl. relevanter Mikroschadstoffe
- Bildung von unerwünschten Reaktionsnebenprodukten (z.B. Bromat) und Transformationsprodukten
- Wirkung auf konventionelle Abwasserparameter (CSB, AFS, Pges)
- Stand der großtechnischen Erprobung des Verfahrens
- Planungssicherheit / Referenzen
- Regelbarkeit und Flexibilität des Verfahrens
- Betriebs- und Wartungsaufwand
- Erforderliche Qualifikationen des Betreibers
- Erforderliche Nachbehandlung zur Vermeidung von unerwünschten Gewässerbelastungen
- Rückwirkungen auf den konventionellen Anlagenteil (z.B. Schlammfall/Qualität)
- Erforderliche Zulaufqualität zur Behandlungsstufe
- Platzbedarf
- Einbindung bereits bestehender Bauwerke und Verfahrensstufen
- Energiebedarf
- Carbon Footprint

Aufgrund der oben dargestellten Referenzen und der bereits vorhandenen Ausstattung der Klärwerke sowie den Erfahrungen des Erftverbandes mit weitergehender Abwasserreinigung wurden für eine mögliche großtechnische Realisierung auf Klärwerksstandorten des Erftverbandes folgende Verfahren in die Betrachtung mit einbezogen:

- PAK, Dosierung in Belebungsbecken und nachgeschaltete Raumfiltration
- PAK, Dosierung in Belebungsbecken und nachgeschaltete Tuchfilter
- PAK, Dosierung in Kontaktbecken und nachgeschaltete Raumfiltration
- PAK, Dosierung in Kontaktbecken und Sedimentation mit nachgeschalteter Raumfiltration
- PAK, Dosierung in Kontaktbecken und Sedimentation mit nachgeschaltetem Tuchfilter
- PAK, Dosierung vor Flockenfilter
- PAK-MBR, Dosierung in Membranbelebung
- GAK Filtration, im diskontinuierlichen Filter
- GAK Filtration, kontinuierlicher Filter
- Ozonung mit Sandfiltration zur Nachbehandlung
- Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur Nachbehandlung

Die Bewertung wurde in Form einer Bewertungsmatrix durchgeführt. Dabei wurden für die einzelnen Verfahren in den oben genannten Kriterien Bewertung von schlecht/nicht geeignet (--) bis sehr gut/hervorragend geeignet (++) vergeben.

Bei der Vergabe der Bewertungen werden folgende Überlegungen und Einschätzungen berücksichtigt:

Grundvoraussetzung für die Dimensionierung aller Verfahrensvarianten war die 80 %-ige Eliminationsleistung. Zwar sind manche Mikroschadstoffe mit PAK-Verfahren, andere mit Ozon besser zu entfernen, insgesamt erzielten die genannten Verfahren jedoch alle die ge-

wünschte Breitbandwirkung mit einer durchschnittlichen Elimination von 80 %. Daher wurden alle Varianten in diesem Punkt gleich bewertet. Einzig kombinierte Verfahren könnten eine etwas bessere Reinigungsleistung erzielen.

Die Neubildung unerwünschter, toxischer Nebenprodukte in der Ozonung wird negativ gewertet. Im Gegensatz dazu findet bei den adsorptiven Verfahren ausschließlich eine Entnahme von Stoffen statt, sodass keine Verschlechterung der Wasserqualität möglich ist.

In Bezug auf die konventionellen Abwasserparameter wie CSB, AFS oder auch Nährstoffe findet in der Ozonung weder eine Verbesserung noch eine Verschlechterung statt. Die Aktivkohleverfahren können durch die weitergehende Filtration (GAK-Verfahren) oder den Einsatz zusätzlicher Sedimentationsbecken mit Fäll- und Flockungsmitteln zu einem zusätzlichen Rückhalt von AFS und Phosphor beitragen. Daneben wird durch die Adsorption auch ein Teil des biologisch nicht abbaubaren CSB entnommen.

Der Grad der großtechnischen Erprobung setzt sich aus dem Hauptverfahren (PAK mit Sedimentation, PAK in Belebung, GAK-Filter oder Ozonung) und der jeweils gewählten Nachbehandlung (Sandfilter, Tuchfilter, Wirbelbettreaktor) zusammen. Die klassischen PAK-Varianten mit Sandfilter oder Tuchfilter sind auf Anlagen in Baden-Württemberg bereits seit vielen Jahren in Betrieb und werden daher am besten bewertet. Für die Dosierung von PAK in das Belebungsbecken gibt es lediglich Pilotversuche, sodass die Bewertung schlechter ausfällt. Da ein großer Erfahrungsschatz das Risiko für die Auslegung und mögliche Betriebsprobleme deutlich reduzieren kann, wird dieser Punkt besonders hoch gewichtet.

Die Flexibilität einer Verfahrensvariante wird ebenfalls hoch gewichtet, da die zukünftigen Randbedingungen und Reinigungsziele heute nicht absehbar sind. Bei vielen PAK-Verfahren kann die Elimination durch die Dosiermenge auch im Nachhinein angepasst werden. Bei den Ozon-Verfahren kommt außerdem die Möglichkeit hinzu, relativ schnell auf wechselnde Betriebsbedingungen reagieren zu können, sodass diese am besten bewertet werden. GAK-Filtrationen sind dagegen praktisch nicht regelbar und nur durch bauliche Veränderungen an zukünftige Anforderungen anpassbar.

Der Betriebs- und Wartungsaufwand wird für die meisten Varianten als ‚mittel‘ eingestuft. Lediglich die Ozon-Verfahren werden besser bewertet, da kaum mechanische Teile gewartet werden müssen und auch die Anlieferung von Sauerstoff mit geringem Aufwand verbunden ist. Im Gegensatz dazu ist bei den GAK-Verfahren neben den regelmäßigen Kontrollen der beweglichen Teile auch der Tausch der Aktivkohle mit höherem Aufwand verbunden.

Die erforderliche Qualifikation des Betriebspersonals wird für alle Verfahrensvarianten ähnlich eingeschätzt. Zwar sind je nach Verfahrensart (PAK, GAK, Ozon) andere Qualifikationen gefragt, der Schwierigkeitsgrad unterscheidet sich jedoch nicht deutlich. Kombinierte Verfahren werden in diesem Punkt schlechter bewertet, da mehrere neue Verfahrensschritte erlernt und betrieben werden müssen.

Die Verfahren mit PAK-Einsatz schließen in der Regel eine Rückführung der weitgehend beladenen Kohle in die Biologie mit ein. Dabei wird die Kohle in den Belebtschlamm inkorporiert und mit dem Überschussschlamm entsorgt. Die zusätzlichen Entsorgungskosten sind in der Kostenermittlung berücksichtigt, hier soll der zusätzliche Betriebsaufwand bzw. die zusätzliche Belastung der konventionellen Anlagenteile bewertet werden. Für die Varianten mit Dosierung in das Belebungsbecken muss mehr PAK dosiert werden, daher werden sie in diesem Punkt am schlechtesten bewertet.

Im Punkt Zulaufqualität zur Behandlungsstufe wird der Grad der Vorreinigung vor der 4. Reinigungsstufe bewertet, da dieser die Reinigungsleistung und Betriebsmitteleinsatz maßgeblich beeinflusst. Die Zulaufqualität wird bei den Verfahren mit Direktdosierung von PAK in die Belebung am schlechtesten bewertet. Kombinierte Verfahren können dagegen durch die Hintereinanderschaltung von Verfahren bessere Zulaufbedingungen schaffen.

In vielen Fällen ist auf den Anlagen bereits eine Sandfiltration vorhanden, die als Nachbehandlungsstufe nach PAK- oder Ozonbehandlung weitergenutzt werden kann. Daher wird nur der zusätzliche Platzbedarf bewertet. Hier werden die Varianten, die lediglich die zusätzliche PAK-Dosiertechnik erfordern, am besten bewertet. Die PAK Varianten mit Kontakt- und Sedimentationsbecken sowie Kombinationsverfahren haben den größten Platzbedarf.

Mit der Einbindung bestehender Bauwerke wird bewertet, ob die vorhandenen und theoretisch nutzbaren Behandlungsstufen sich tatsächlich in die 4. Reinigungsstufe integrieren lassen. Hierbei spielt zum einen die Lage eine Rolle, aber auch ob die Dimensionierung für den veränderten Prozess ausreichend ist. Sind vorhandene Bauteile ungünstig gelegen oder zu klein dimensioniert, führt dies zu einer Abwertung.

Alle diskutierten Verfahrensansätze zur Spurenstoffelimination sind energieintensiv oder benötigen Betriebsmittel (Flüssigsauerstoff, Aktivkohle), die mit hohem Energieeinsatz hergestellt werden müssen. Daher wird die Relevanz für den Treibhauseffekt in die technische Bewertung mit einbezogen. Die Bewertung erfolgt anhand von Untersuchungen von A. Sperlich, R. Gnirß, 2016, die für die GAK-Filtration und die Ozonung ähnliche Treibhausgasemissionen berechnen. Der Einsatz von PAK führt zu höheren Treibhausgasemissionen, da die Kohle nicht wieder verwendet werden kann. Bei allen Verfahren wurden dabei mittlere Dosismengen bzw. behandelbare Bettvolumen zu Grunde gelegt.

Für den jeweiligen Anwendungsfall wird die Bewertung in den folgenden Kapiteln nochmals konkretisiert und auf die konkrete Verfahrensauswahl bezogen, um so die unter wirtschaftlichen, technischen und sonstigen Gesichtspunkten am besten geeigneten Verfahrensvarianten herauszuarbeiten. Sofern es für die ausgewählten Verfahren sinnvoll und technisch machbar erscheint, werden im Folgenden auch Untervarianten eines Ausbaus zur Teilstrom- oder Vollstrombehandlung betrachtet.

5 Untersuchungsergebnisse der Leitparameter

5.1 Ergebnisherleitung zu Konzentrationen und Frachten

Die Beprobungen erfolgten im Zeitraum vom 21.03.2016 bis 02.03.2017. Die Untersuchungsergebnisse werden als Konzentrationen bzw. Frachten in verschiedenen Diagrammen dargestellt.

Die Konzentrationen und Frachten der 7 Leitparameter in der Erft werden als Flusslängsprofil gegen die Fluss-km (von der Mündung 0 km zur Quelle 107 km) aufgetragen. In weiteren Diagrammen werden die Konzentrationen und Frachten der 7 Leitparameter in den Nebengewässern vor Mündung in die Erft und den Kläranlagenabläufen vor Einleitung in die Erft dargestellt.

Im folgenden Diagramm sind beispielsweise die Konzentrationen aller Einzelproben für den Spurenstoff Carbamazepin in einem Diagramm aufgeführt. Für die weiteren Auswertungen werden, zur besseren Transparenz und Prognose, aus den Einzelwerten Mittelwerte gebildet und dargestellt, so dass nur noch eine Konzentrations- / Frachttrendlinie dargestellt wird. Dies führt zu einem einheitlichen Belastungsvergleich.

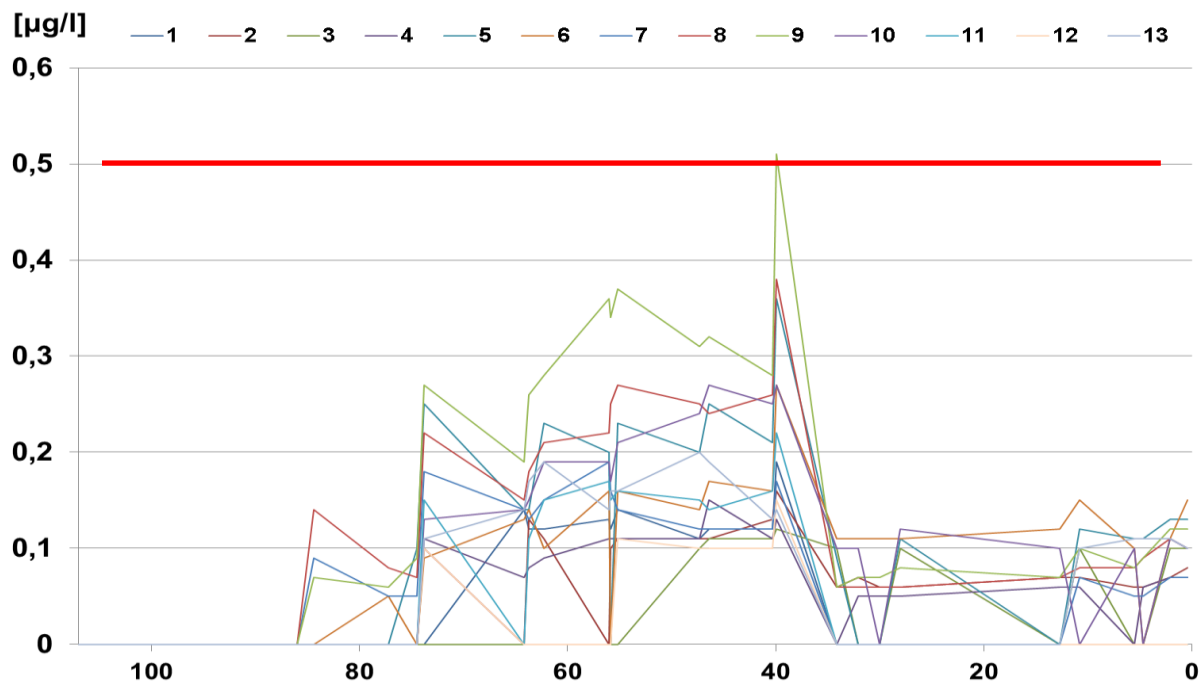


Abbildung 13: Einzelproben in einem Diagramm, Carbamazepin

Zusätzlich wird in den Diagrammen eine rote Linie eingezeichnet, die das Bewertungskriterium (BK) nach der Broschüre „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ (Stand 01.09.2016) des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffelimination NRW darstellt. Das BK ist ein Orientierungswert und gibt die für die aquatische Biozönose tolerable Konzentration im Gewässer an.

Darüber hinaus werden in den Diagrammen Punkte dargestellt, die eine einfache Identifikation des Typs der Probenahmestelle ermöglichen. In Abbildung 14 sind beispielhaft die Bedeutungen der Punkte erläutert. Die roten Punkte bezeichnen die Probenahmestellen im Bereich der Einleitung einer Kläranlage, d.h. unterhalb / oberhalb der Einleitung der Kläranlage. Die grauen Punkte kennzeichnen die Probenahmestellen im Bereich der Nebengewässer, d.h. unterhalb / oberhalb Mündung der Nebengewässer.

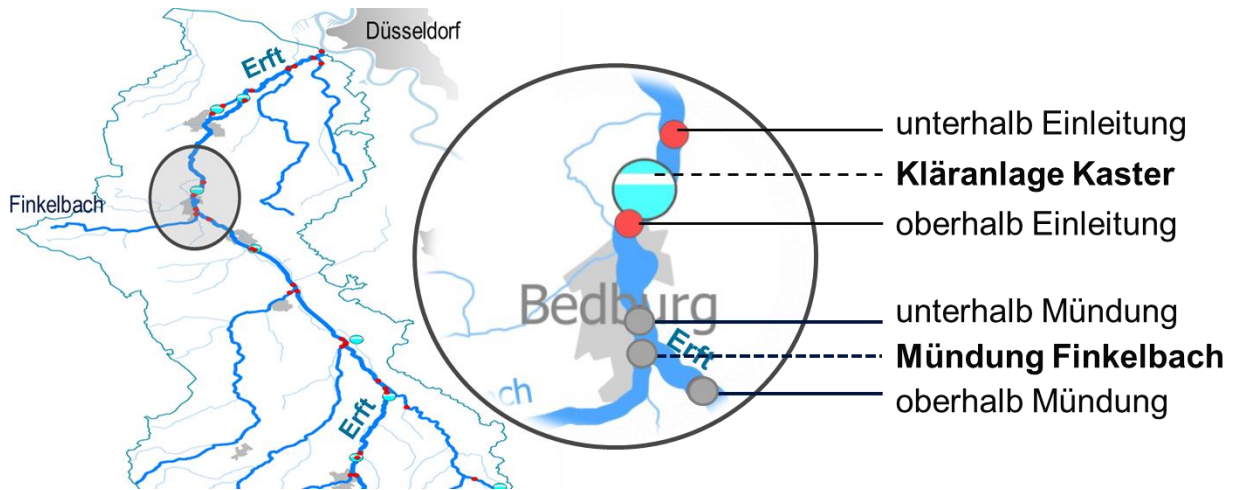


Abbildung 14: Informationen zu den Darstellungen der Probenahmestellen

Unter Berücksichtigung der beschriebenen Mittelwertbildung und der verschiedenen Kennzeichnungen ergibt sich Abbildung 15, beispielhaft für den Parameter Carbamazepin.

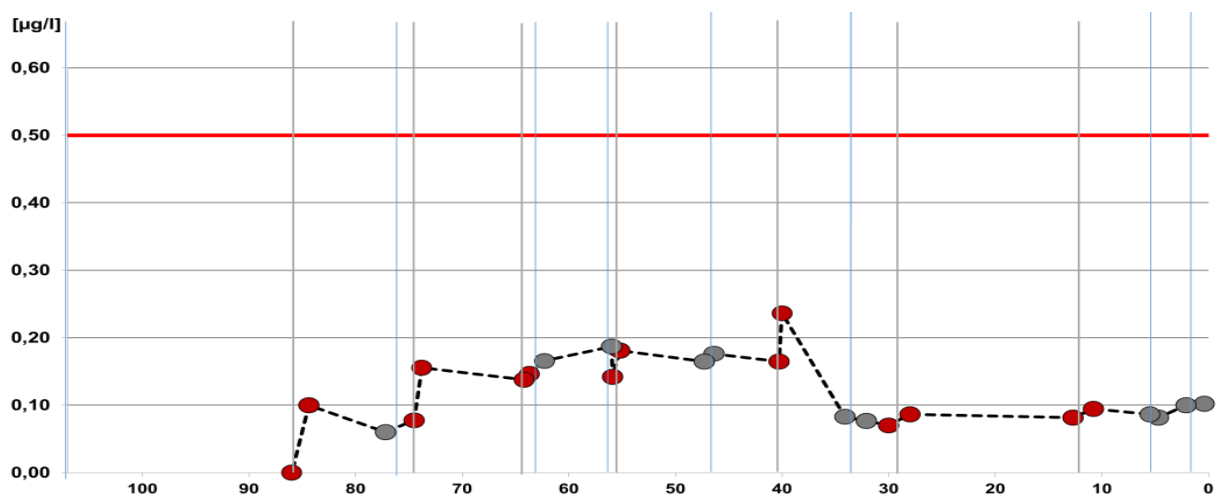


Abbildung 15: Beispiel – Entwicklung der Konzentration im Flusslängsprofil am Beispiel von Carbamazepin

5.1.1 Box-Whisker-Diagramm

Die Eintragspfade der Nebengewässer und Kläranlagen werden mit Hilfe von Box-Whisker-Diagrammen veranschaulicht. Es wurden 10 Kläranlagen und 7 Nebengewässer betrachtet. Im Fokus liegen die Konzentrations- und Frachteinträge in die Erft durch Kläranlageneinleitungen oder Mündungen der Nebengewässer. Bei den Kläranlagen sind hier nur die Abflusswerte relevant. Erhöhte Abflusskonzentrationen / -frachten können auf ortsspezifische Eigenschaften oder angeschlossene Industrien hinweisen. Hohe Stoffkonzentrationen / -frachten in den Nebengewässern können Hinweise auf Kläranlagen geben, die in die Nebengewässer einleiten. Die Darstellung durch ein Box-Whisker-Diagramm liefert außer dem Mittelwert zusätzliche Informationen über die Streuung der Einzelwerte.

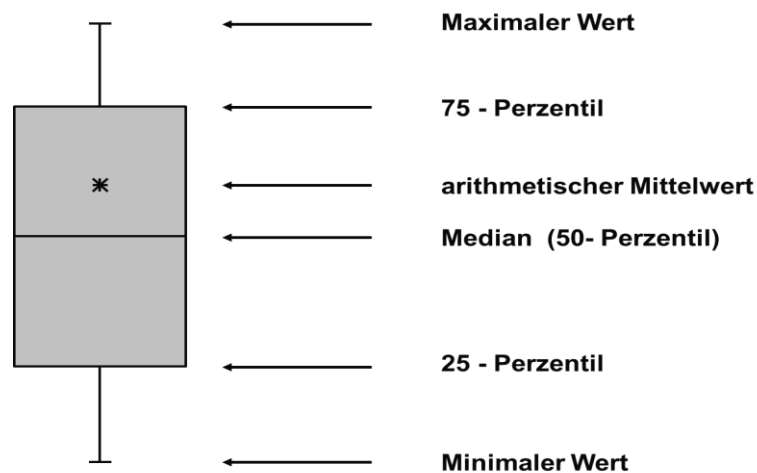


Abbildung 16: Informationen zum Box-Whisker-Diagramm

5.1.2 Ampelsystem

Weiterhin wird im jeweiligen Kapitel „Konzentrationen in der Erft“ des jeweiligen Stoffes ein Ampel-System eingeführt, somit kann auf einem Blick festgestellt werden, ob sich die Konzentration des untersuchten Spurenstoffs oberhalb, vereinzelt oberhalb oder komplett unterhalb des Bewertungskriteriums befindet.

- BK in mehr als 5 % der Fälle überschritten
- BK in max. 5 % der Fälle überschritten
- BK in keinem Fall überschritten



5.1.3 Frachtberechnung

Für die Frachtberechnung werden für jede Probenahmestelle die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte der Konzentrationen mit den arithmetischen Mittelwerten der Durchflussmenge multipliziert. Die Formel hierzu sieht wie folgt aus:

$$L = C \cdot Q \cdot 3,6 \cdot 24$$

L = Fracht in $\left[\frac{g}{d}\right]$

C = Konzentration $\left[\frac{\mu g}{L}\right]$

Q = Durchflussmenge $\left[\frac{m^3}{s}\right]$

Für eine umfangreiche Betrachtung der einzelnen Spurenstoffe und deren Auswirkungen auf die Erft werden für jeden Leitparameter folgende Diagramme dargestellt:

- Frachten entlang der Erft als Gesamtmittelwert
- Frachten entlang der Erft, als Mittelwerte an Regen-/Trockenwettertagen
- Frachten aus den Nebengewässern

Um grundlegend zu verstehen, wie es zu Verdünnungseffekten oder höhere Frachtbelastungen kommt, sind in Tabelle 9 die Probenahmestellen, die zugehörigen Fluss-km und die Durchflussmengen aufgelistet. Für die Betrachtung werden nur die Probestellen in der Erft und an der Mündung der Nebengewässer berücksichtigt.

Zur besseren Übersicht wurden die Konzentrationen und die Frachten für jede Probestelle arithmetisch gemittelt. Neben der Betrachtung des gesamten Probenahmezeitraums (d.h. Regenwetter- und Trockenwetterereignisse werden gemeinsam berücksichtigt Q_{Gesamt}) wird zwischen Ereignissen mit Trockenwetterabfluss (Q_T) und Ereignissen mit Regenwetterabfluss (Q_{RW}) differenziert. Die Datenbasis zur Berechnung der arithmetischen Mittelwerte bilden 9 Untersuchungen für Trockenwetterereignisse und 4 Untersuchungen für Regenwetterereignisse.

Tabelle 9: Probenahmestellen an der Erft und deren Durchflussmengen

Probenahmestelle	Fluss- KM	Q _{Gesamt}	Q _T	Q _{RW}
	[km]	[m³/s]	[m³/s]	[m³/s]
Erft vor Mündung in den Rhein, unterhalb Mündung Norfbach	0,4	8,97	7,83	11,54
Norfbach vor Mündung in die Erft, am Derikumer Hof	1,6	0,03	0,02	0,05
Erft oberhalb Mündung Norfbach	2,1	8,94	7,86	11,39
Erft unterhalb Mündung Gillbach	4,7	8,88	7,83	11,24
Gillbach, vor der Mündung in die Erft, Erprather Mühle	5,15	0,41	0,37	0,49
Erft oberhalb Mündung Gillbach	5,5	8,93	7,87	11,32
Erft unterhalb Einleitung KA Wevelinghoven in Neubrück	10,8	8,76	7,53	11,54
Erft oberhalb Einleitung KA Wevelinghoven	12,7	8,88	7,75	11,41
Erft unterhalb Einleitung GWK Kaster, an der Straße Niederaussem-Bedburg	28	7,61	6,67	9,73
Erft oberhalb Einleitung GWK Kaster	30	7,42	6,49	9,50
Erft unterhalb Mündung Finkelbach	32,1	9,07	8,17	11,08
Finkelbach vor Mündung in die Erft oberhalb Blerichen	32,3	0,05	0,04	0,09
Erft oberhalb Mündung Finkelbach	34,1	9,06	8,19	11,03
Erft unterhalb Einleitung GWK Kenten	39,9	2,66	1,75	4,70
Erft oberhalb Einleitung GWK Kenten	40,3	2,34	1,57	4,07
Erft unterhalb Mündung Neffelbach	46,4	3,05	2,12	5,14
Neffelbach vor Mündung in die Erft	46,7	0,29	0,21	0,48
Erft oberhalb Mündung Neffelbach	47,3	2,72	1,75	4,92
Erft unterhalb Einleitung KA Köttingen	55,2	4,99	2,08	11,54
Rotbach, vor Mündung in die Erft in Konradshem	55,8	0,35	0,28	0,49
Erft unterhalb Mündung Rotbach	55,9	5,00	2,08	11,57
Erft oberhalb Mündung Rotbach	56	4,52	1,79	10,65
Erft unterhalb Mündung Swist in Bliesheim	62,3	4,32	1,60	10,44
Swist vor Mündung in die Erft, Gewässergütemessstation Metternich	63,2	0,70	0,51	1,13
Erft oberhalb Mündung Swist	63,7	2,53	1,05	5,86
Erft oberhalb Einleitung KA Weilerswist	64,2	2,52	1,05	5,83
Erft unterhalb Einleitung GWK Kessenich oberhalb Kuchenheimer Mühlengraben	73,8	1,90	0,80	4,37
Erft unterhalb Veybach, oberhalb Einleitung GWK Kessenich, Gewässergütemessstation Euskirchen	74,5	1,93	0,81	4,45
Veybach vor der Mündung in die Erft	76,4	0,52	0,46	0,67
Erft oberhalb Mündung Veybach	77,2	1,28	0,37	3,32
Erft unterhalb Einleitung KA Kirspenich	84,4	1,35	0,42	3,44
Erft oberhalb Einleitung KA Kirspenich	86	0,10	0,10	0,10
Erftquelle	107	-	-	-

5.2 Ergebnisse des Monitorings

5.2.1 Identifizierte Spurenstoffe in der Erft und ihren Nebengewässern

Im Rahmen der Analytik wurden die Proben auf den Gehalt an insgesamt 151 Substanzen untersucht – darunter auch die 7 Leitparameter. Die Bewertung der Untersuchungsergebnisse konzentriert sich in erster Linie auf Stoffe, deren Konzentrationen über dem Bewertungskriterium oder über der Bestimmungsgrenze liegen.

In Abbildung 17 sind für ausgewählte Parameter die relativen Nachweis-Häufigkeiten aus 455 untersuchten Gewässerproben aus der Erft und den 7 relevanten Nebengewässern dargestellt.

Auswahlkriterium für die Parameterauswahl ist die Relevanz der Spurenstoffe für das Gewässer, die durch den prozentualen Anteil an Überschreitungen des jeweiligen Bewertungskriteriums aus der „D4-Liste“ des Landes Nordrhein-Westfalen definiert wurde. Die Spurenstoffe sind nach abnehmender Relevanz geordnet. Die Überschreitungshäufigkeit des Bewertungskriteriums reicht von 88 % für Desphenylchloridazon (399 von 455 Proben) bis 0,44 % für Triclosan (2 von 455 Proben).

Ebenfalls dargestellt sind die relativen Häufigkeiten der Positivbefunde (Untersuchungsergebnis oberhalb der Bestimmungsgrenze). Zu erkennen ist, dass einige Stoffe trotz häufiger Befunde wenig bis keine Relevanz aufweisen, da das Bewertungskriterium nie (z.B. Metoprolol, 1H-Benzotriazol, Sulfamethoxazol) oder nur sehr selten überschritten wird (z. B. Carbamazepin, Triphenylphosphinoxid). Andere häufig auftretende Stoffe werden nur in einem Teil der Fälle in gewässerrelevanten Konzentrationen gefunden (z. B. Bisoprolol, Naproxen, Sotalol). Eine weitere Gruppe von regelmäßig nachgewiesenen Spurenstoffen tritt, wenn sie gefunden werden, auch meist in kritischen Konzentrationen auf (z. B. Desphenylchloridazon, Diclofenac, einige Röntgenkontrastmittel). Hier besteht aus Gewässersicht der größte Handlungsbedarf.

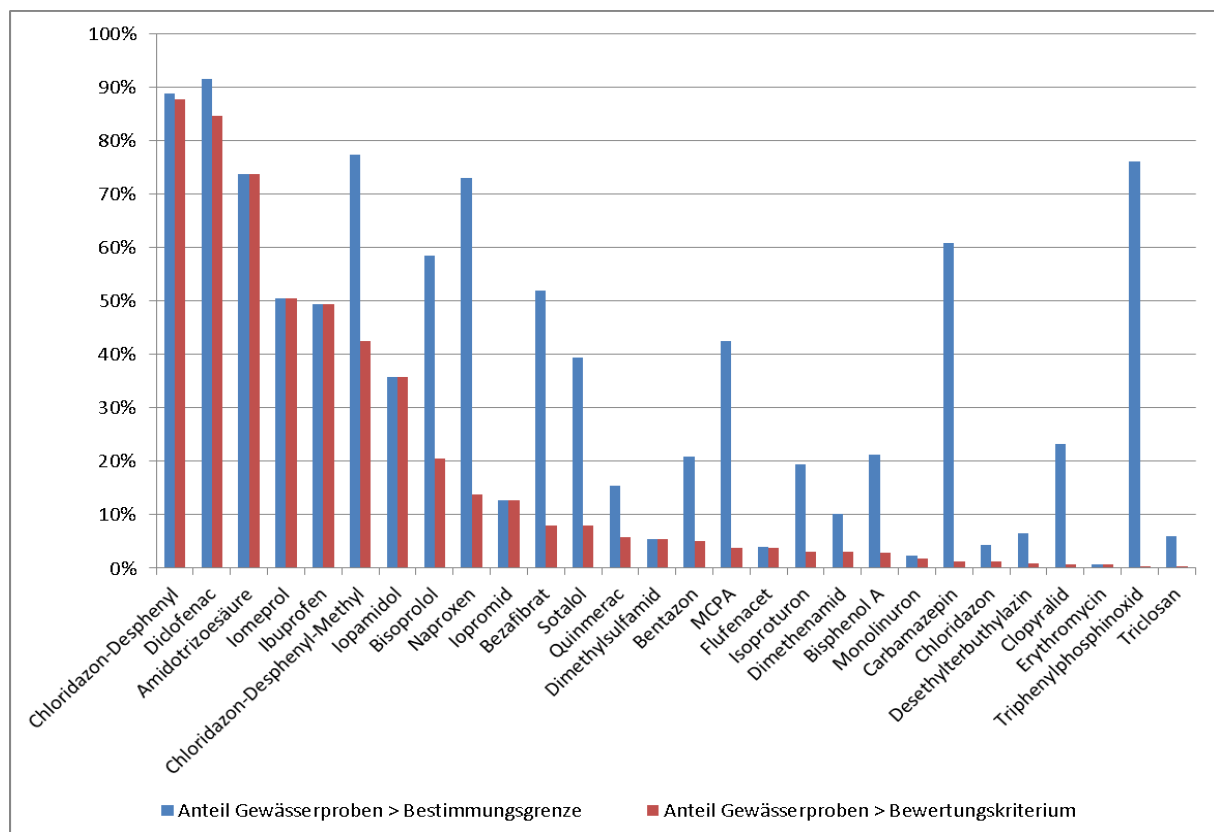


Abbildung 17: Befundhäufigkeit von einigen der untersuchten Spurenstoffe in der Erft und Nebengewässern

5.2.2 Carbamazepin (Antiepileptikum)

5.2.2.1 Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft

Der Leitparameter Carbamazepin wird in die Wirkstoffgruppe Antiepileptika eingeordnet und das BK beträgt 0,5 µg/L. Die Abbildung 18 und die Abbildung 19 geben die Entwicklung der Konzentration und entsprechende Frachten entlang des Erftlängsprofils wieder.

Das BK wird an keiner Probenahmestelle überschritten.

Die durchschnittlich maximal kumulierte Höchstkonzentration an Carbamazepin beträgt 0,25 µg/L und liegt unterhalb der Einleitung des GWK Kenten vor.

Der Wert wird wie folgt eingestuft:



Probenahmestellen mit auffälligen Konzentrationsentwicklungen liegen an den Kläranlagen Kirspenich, Kessenich und dem Gruppenklärwerk Kenten vor.

Tabelle 10: Auffällige Anstiege im Gewässer für den Stoff Carbamazepin

Eintragspfade	Wert vor Eintrag	Wert nach Eintrag	Fließstrecke
KA Kirspenich	0,00 µg/L	0,10 µg/L	1,6 km
GWK Kessenich	0,08 µg/L	0,16 µg/L	0,7 km
GWK Kenten	0,17 µg/L	0,24 µg/L	0,4 km

Konzentrationsanstiege im Oberlauf der Erft in den Bereichen der KA Kirspenich und des GWK Kessenich sind durch die geringe Wasserführung und durch die großen Ausbaugrößen der Kläranlagen zurückzuführen.

Im Mittellauf der Erft steigen die Konzentrationen unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage Weilerswist und unterhalb der Mündung des Nebengewässers Swist geringfügig an.

Das Gruppenklärwerk Kenten gehört geografisch ebenfalls noch zum Mittellauf der Erft. Die Stoffkonzentration steigt von oberhalb der Einleitstelle 0,17 µg/L auf 0,24 µg/L unterhalb der Einleitstelle und bedeutet damit eine Zunahme um etwa 41 %. Unterhalb der Einleitung aus dem GWK Kenten nimmt die Konzentration stark ab. Dies steht in Zusammenhang mit der dort einleitenden Wiebachleitung des Unternehmens RWE. Dieser Verdünnungseffekt wirkt sich auf den Unterlauf der Erft aus, so dass in diesem Bereich die Carbamazepin-Konzentration durchschnittlich nicht über 0,10 µg/L beträgt.

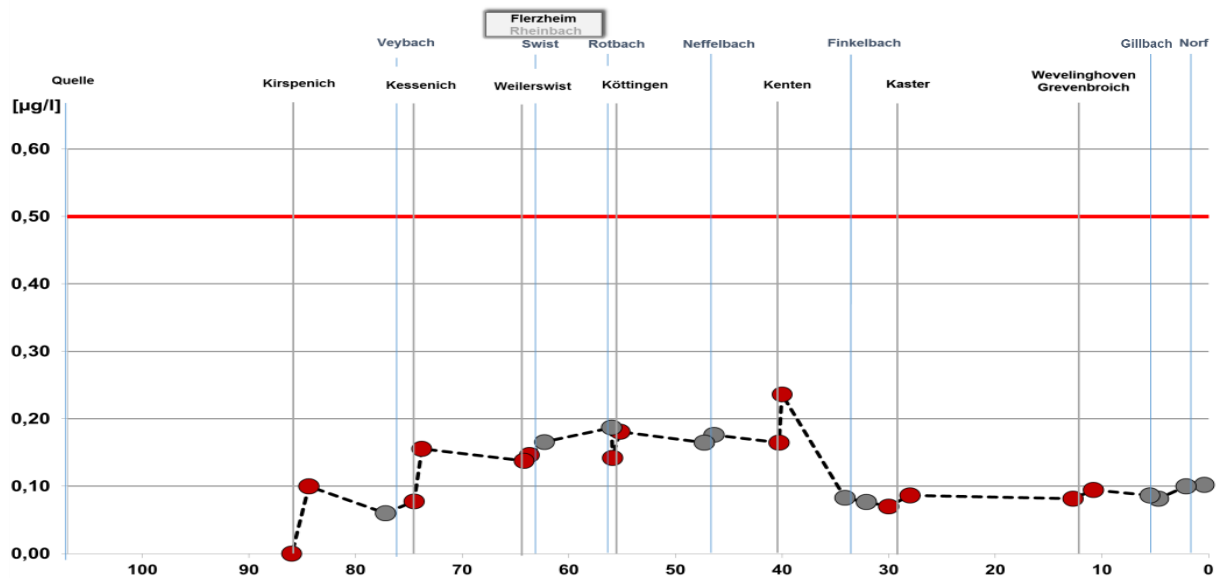


Abbildung 18: Konzentration entlang der Erft in Fluss-km, Carbamazepin

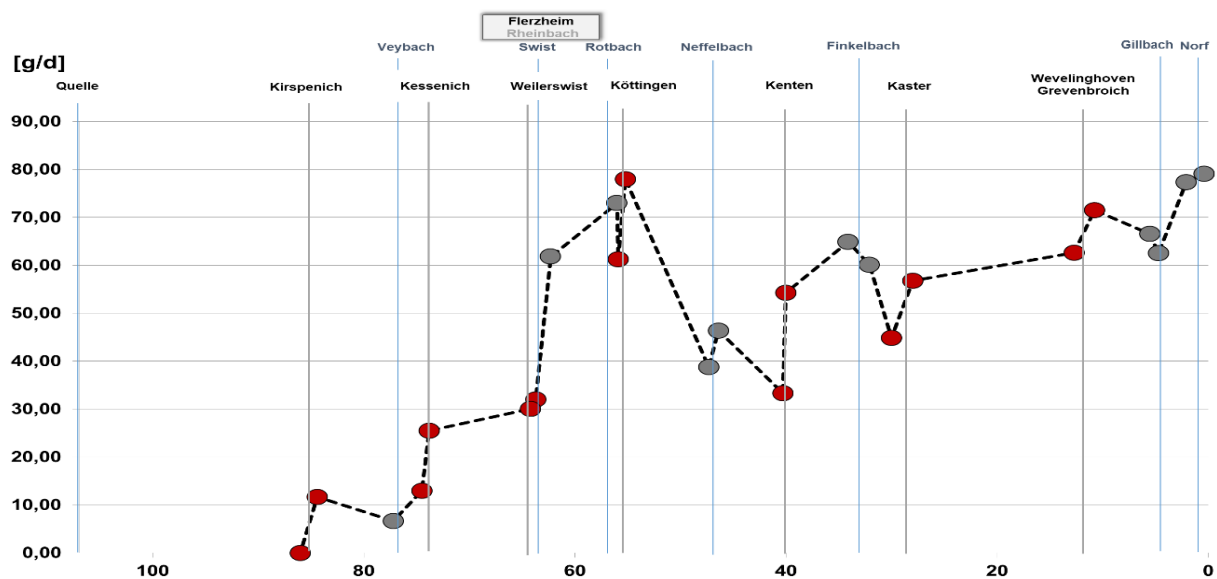


Abbildung 19: Frachten entlang der Erft in Fluss-km, Carbamazepin

5.2.2.2 Konzentrations- und Frachtentwicklung an Regen-/ Trockenwettertagen

Während die oben dargestellten Konzentrationen auf Daten an Tagen sowohl mit Trockenwetter- als auch mit Regenwetterabfluss basieren, wird im Folgenden zwischen Trockenwetter und Regenwetter differenziert. Die Darstellung für Konzentrationen und Frachten von Carbamazepin für Trockenwetter umfasst 9 Proben und für Regenwetter 3 Proben je Probenahmestelle.

Die Abbildung 20 und die Abbildung 21 geben die Entwicklung der Konzentration und entsprechende Frachten bei Trockenwetterabflüssen und bei Regenwetterabflüssen entlang der Erft wieder. Analog zur Gesamtbetrachtung sind an den Messstellen der Abwasseranlagen Kirспенich, Kessenich und Kanten Konzentrationsanstiege festzustellen. Absolut treten bei

Trockenwetter bei den Probenahmestellen der Gruppenklärwerke Kenten und Kessenich minimal erhöhte Konzentrationen im Gewässer auf.

Bei Regenwetterabfluss weist nur das GWK Kessenich einen deutlichen Konzentrationsanstieg von 0,12 µg/L auf. Die Konzentrationen oberhalb der Einleitung aus dem GWK Kessenich liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

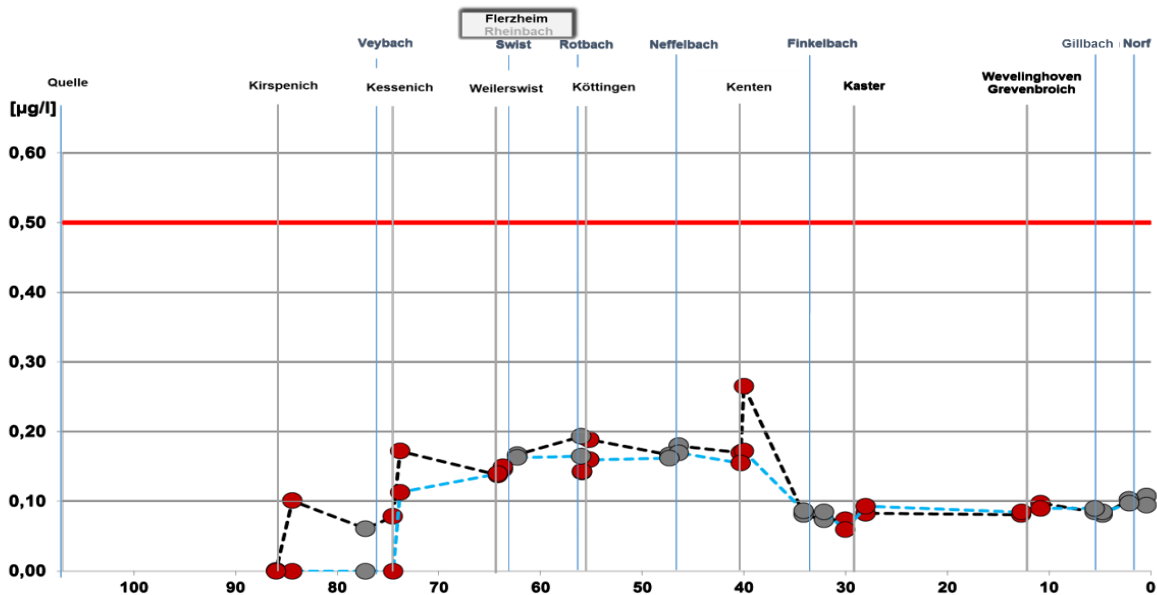


Abbildung 20: Konzentration entlang der Erft bei Regen-/Trockenwetter und Carbamazepin

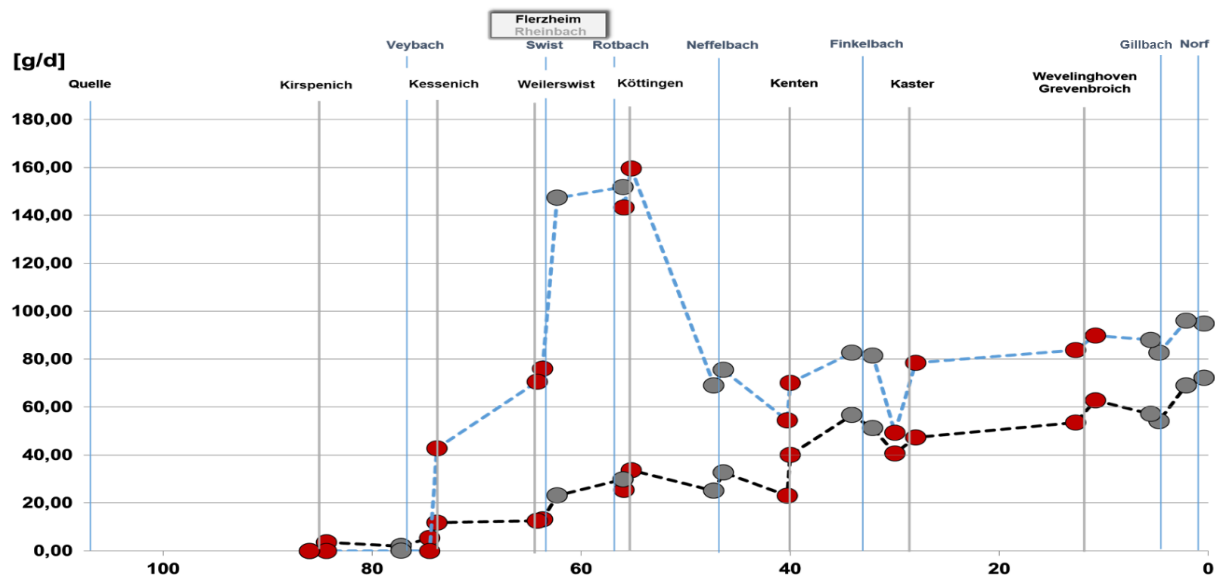


Abbildung 21: Frachten entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Carbamazepin

5.2.2.3 Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern

Bei der Nebengewässerbetrachtung liegt die Konzentration (Abbildung 22) in nur einem Nebengewässer, dem Finkelbach, im Durchschnitt über dem BK von 0,5 µg/L. Die Maximalkonzentration im Finkelbach lag bei 1,0 µg/L. Die Swist liegt unterhalb des BK, jedoch gibt es hier einen Ausreißer von ca. 0,5 µg/L. Die mittlere Frachtbelastung in der Swist ist mindestens doppelt so hoch wie in anderen Nebengewässern (Abbildung 23).

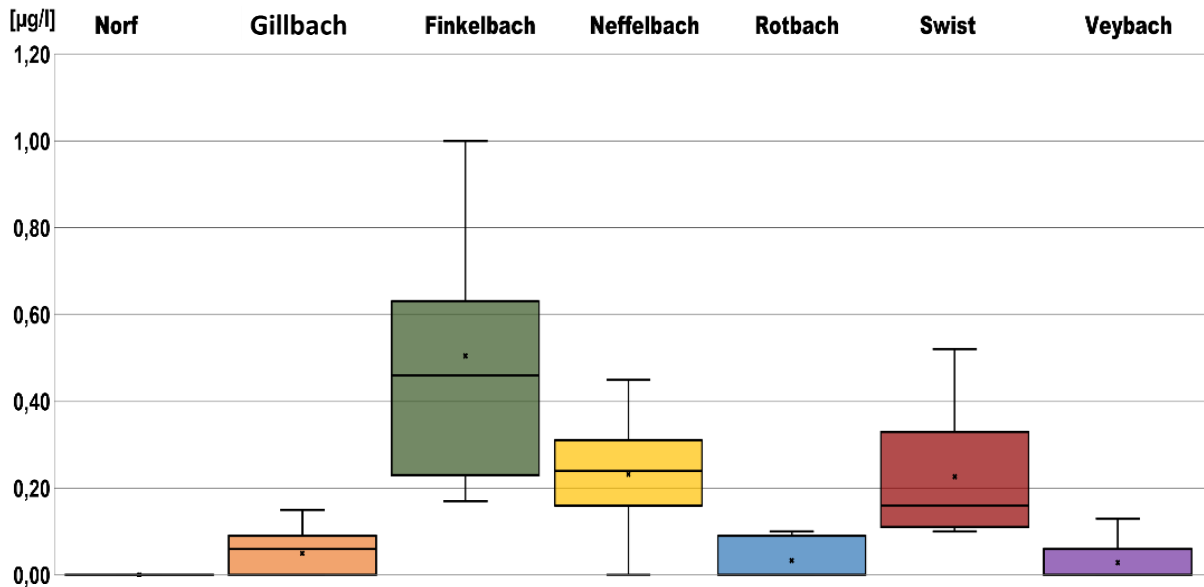


Abbildung 22: Konzentration im Nebengewässer; Carbamazepin (Box-Whisker-Diagramm)

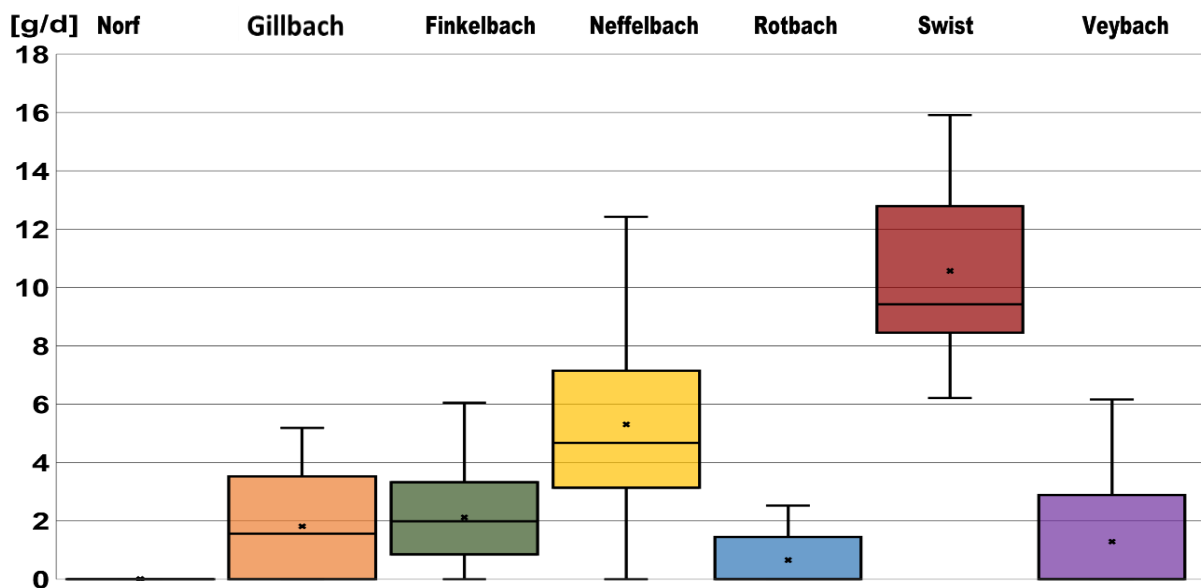


Abbildung 23: Frachten aus den Nebengewässern, Carbamazepin (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.2.4 Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen

Neben den Einträgen aus den Nebengewässern spielen die Einträge aus den Abläufen der Kläranlagen in die Erft eine wesentliche Rolle. Das BK wird nahezu an allen Kläranlagen-Abläufen überschritten. Jedoch ist dies nicht als zu kritisch zu bewerten, da die BK nicht für Kläranlagenabläufe definiert wurden, sondern für Gewässer gelten.

Tendenziell ist eine Zunahme der durchschnittlichen und maximalen Konzentrationen von der Erftquelle zur Mündung festzustellen (Abbildung 24). Dieser Trend ist auch mit Ausnahme des GW Kessenich und der KA Wevelinghoven bei den Tagesfrachten zu erkennen (Abbildung 25). Unterhalb der Einleitung aus dem GW Kenten (Durchschnittswert: 0,7 µg/L) liegt die Durchschnittskonzentration der letzten drei Kläranlagen vor der Erft Mündung bei etwa 1,0 µg/L. Oberhalb des GW Kenten weist nur die KA Weilerswist eine Konzentration (mit 0,9 µg/L) auf, die über der Durchschnittskonzentration im Ablauf der GW Kenten liegt.

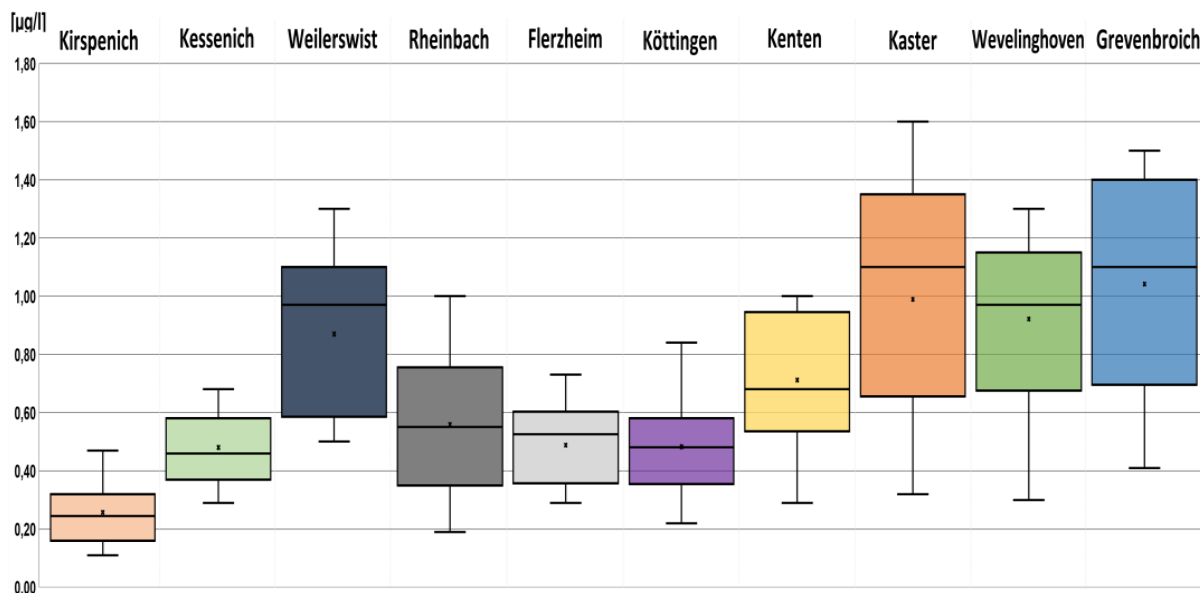


Abbildung 24: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Carbamazepin (Box-Whisker-Diagramm)

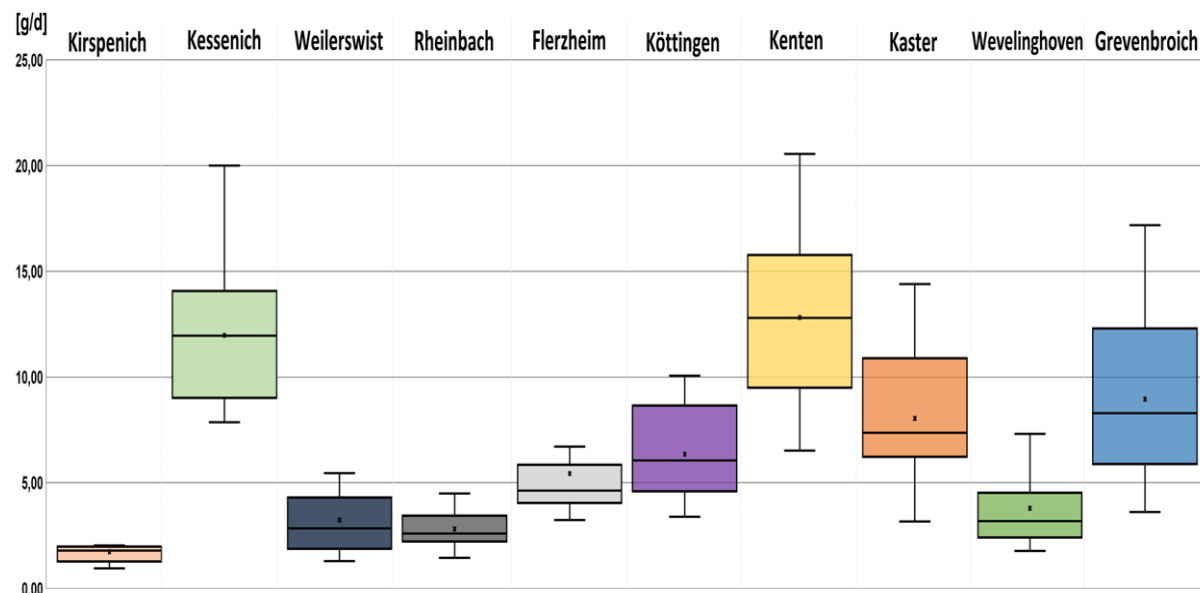


Abbildung 25: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Carbamazepin (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.3 Clarithromycin (Antibiotikum)

5.2.3.1 Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft

Der Leitparameter Clarithromycin wird in die Wirkstoffgruppe Antibiotikum eingeordnet und das BK beträgt 0,1 µg/L. Die Abbildung 26 gibt die Entwicklung der Konzentration entlang des Erftlängsprofils wieder.

Das BK wird an keiner Probenahmestelle überschritten.

Der durchschnittlich maximal kumulierte Wert für Clarithromycin liegt bei 0,0 µg/L.

Der Wert wie folgt eingestuft:



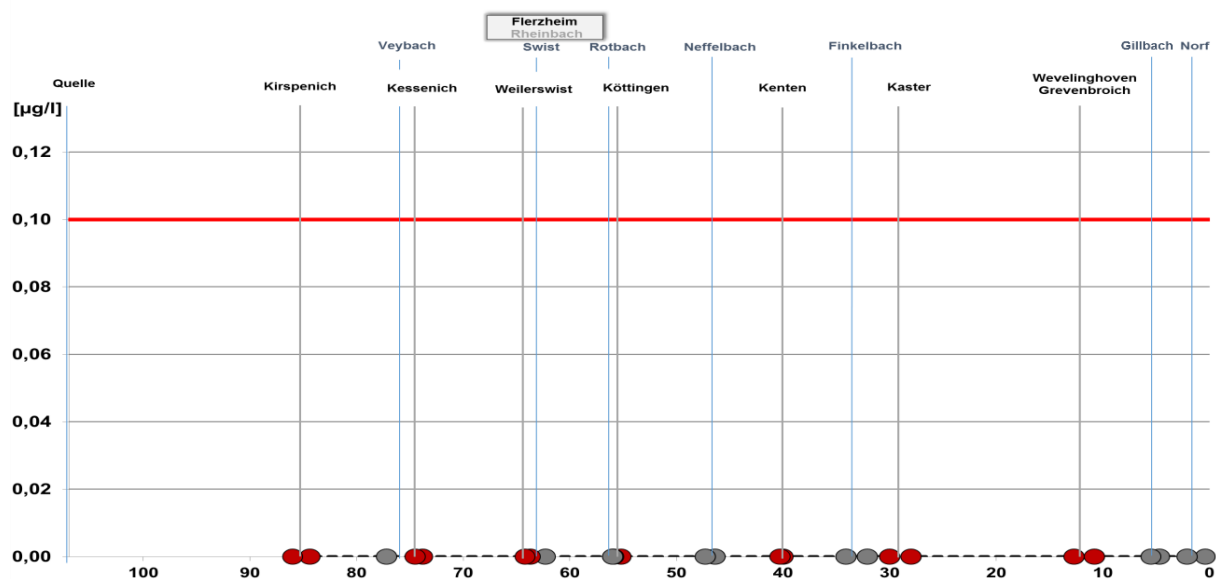


Abbildung 26: Konzentration entlang der Erft, Clarithromycin

5.2.3.2 Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen

Für den Vergleich der Regen- sowie Trockenwettertage wurden, wie aus Abbildung 26 ersichtlich ist, auch keine Unterschiede festgestellt. Die Konzentrationen aller untersuchten Probenahmestellen lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,2 µg/L).

5.2.3.3 Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern

Die gemessenen Konzentrationen zeigen, dass sich aus den Nebengewässern keine relevanten Einträge ergeben.

5.2.3.4 Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen

Nur in den Abläufen der Kläranlagen werden Konzentrationen des Spurenstoffs Clarithromycin festgestellt. Hier überschreiten alle Anlagen das BK von 0,1 µg/L. Diese Konzentrationen haben keine Auswirkungen auf das Gewässer.

Beobachtet werden sollen die Kläranlagen Wevelinghoven und Grevenbroich sowie das GWK Kaster, da es hier zu den höchsten Einzelwerten kommt. Bei Wevelinghoven und Grevenbroich liegen die Mittelwerte der Konzentrationen weit über der Durchschnittskonzentration der anderen 8 Kläranlagen. In Abbildung 28 wurden entsprechende Frachten des Kläranlagenablaufes von Clarithromycin dargestellt.

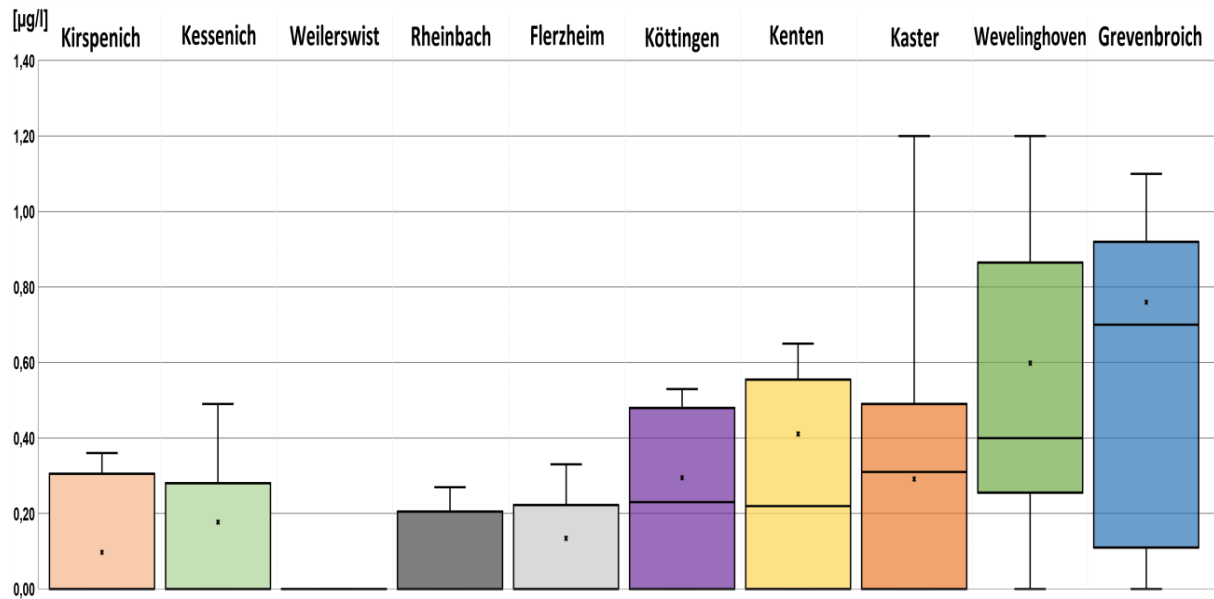


Abbildung 27: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Clarithromycin (Box-Whisker-Diagramm)

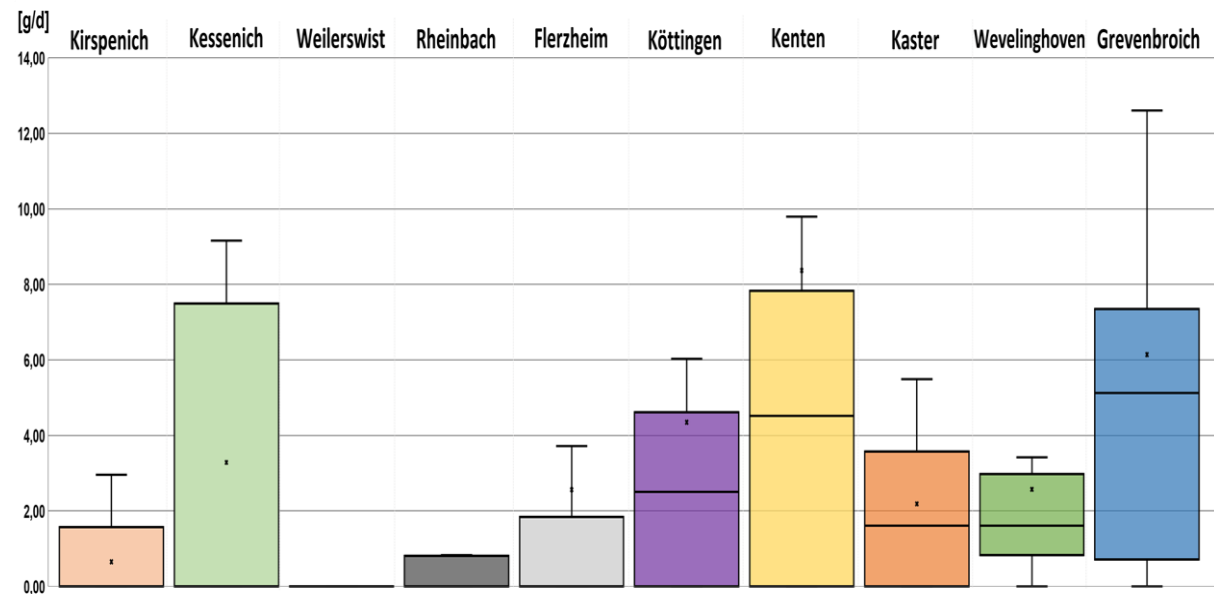


Abbildung 28: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Clarithromycin (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.4 Diclofenac (Schmerzmittel)

5.2.4.1 Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft

Der Leitparameter Diclofenac gehört zur Wirkstoffgruppe der Schmerzmittel. Das BK beträgt 0,05 µg/L. Die Abbildung 29 gibt die Entwicklung der Konzentration entlang der Erft wieder. Das BK wird an allen Probenahmestellen ab der ersten Kläranlageneinleitung überschritten.

Die durchschnittlich kumulierte Höchstkonzentration an Diclofenac beträgt 0,58 µg/L und liegt unterhalb der Einleitung des GWK Kenten vor.

Der Wert wird wie folgt eingestuft:

Probenahmestellen mit auffälligen Konzentrationsentwicklungen liegen an den Kläranlagen Kirspenich, Kessenich und Köttingen sowie dem GWK Kenten (Tabelle 11).

Tabelle 11: Auffällige Anstiege im Gewässer für den Stoff Diclofenac

Eintragspfade	Wert vor Eintrag	Wert nach Eintrag	Fließstrecke
KA Kirspenich	0,04 µg/L	0,20 µg/L	1,6 km
KGKW Kessenich	0,11 µg/L	0,45 µg/L	0,7 km
KA Köttingen	0,35 µg/L	0,52 µg/L	0,6 km
GKW Kenten	0,37 µg/L	0,58 µg/L	0,4 km

Der Stoff Diclofenac ist relativ gut abbaubar (Eliminationsrate in kommunalen Kläranlagen ca. 40 %). Im Gewässer kommt es zu einem weiteren photolytischen Abbau durch den UV-Anteil des Tageslichts. Beispiele hierfür sind die sinkenden Konzentrationen unterhalb der Einleitungen der KA Kirspenich und dem GKW Kessenich bis zur jeweiligen nächsten Probenahmestelle. Im Fallbeispiel des GKW Kessenich sinkt die Konzentration unterhalb der Einleitung von 0,45 µg/L auf 0,33 µg/L vor der Einleitung KA Weilerswist. (Abbildung 29).

Die Konzentration steigt anschließend ab der Probenahmestelle „oberhalb Finkelbach“ bis zur Mündung in den Rhein (d.h. auf einer Fließstrecke von 34 km) auf einen Wert von 0,25 µg/L an. Die höchste Frachtbelastung in der Erft wurde unterhalb der KA Köttingen gemessen (Abbildung 30).

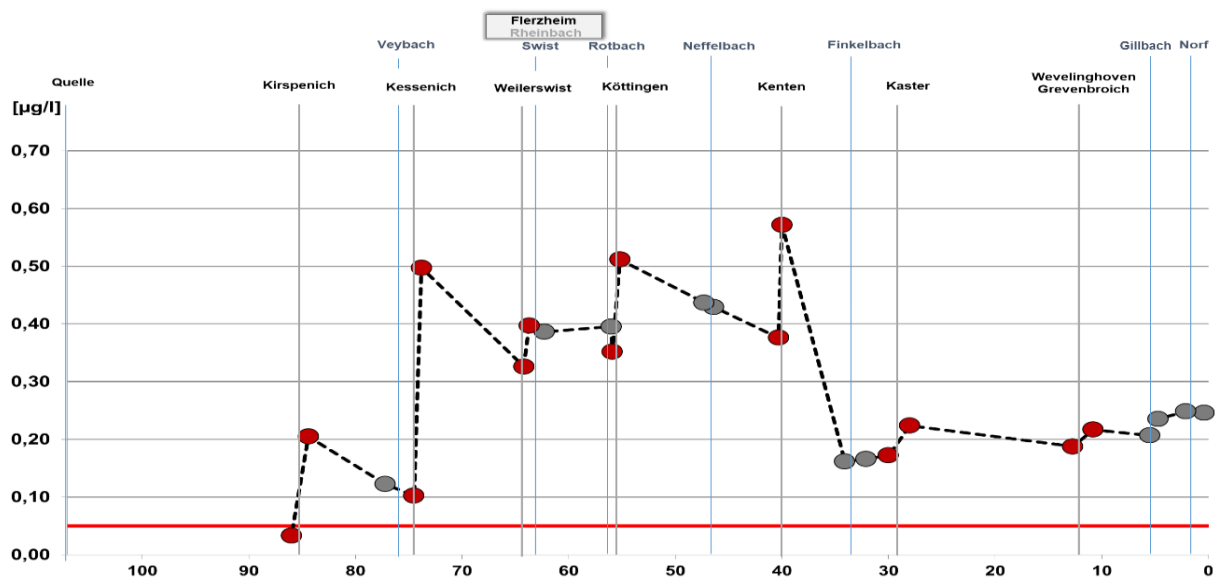


Abbildung 29: Konzentration entlang der Erft, Diclofenac

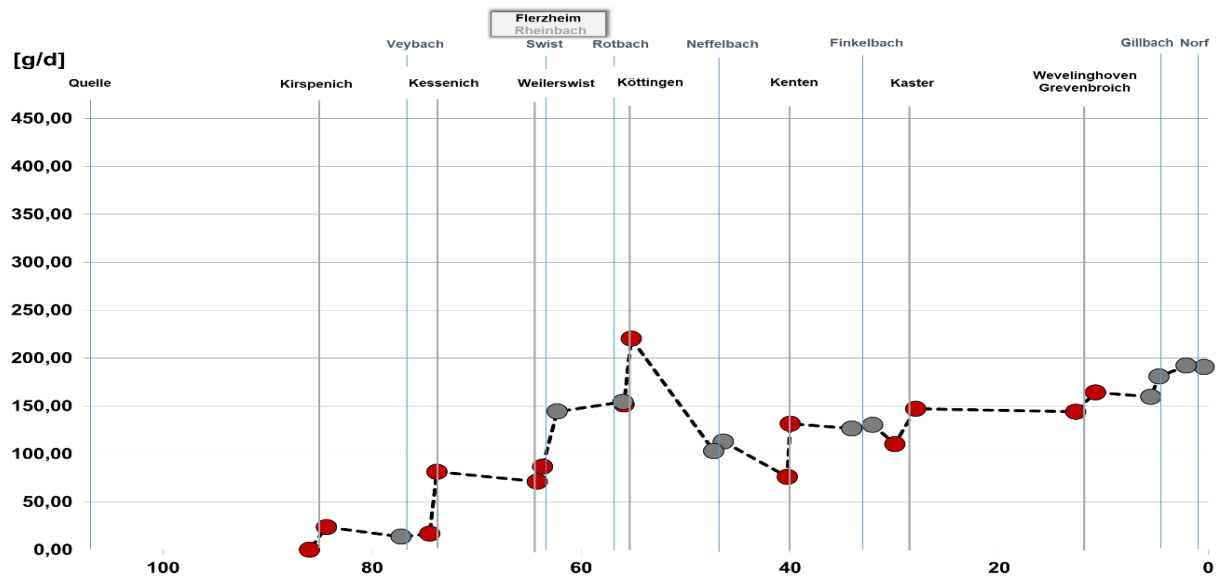


Abbildung 30: Frachten entlang der Erft, Carbamazepin (arithmetischer Mittelwert)

5.2.4.2 Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen

Unter Trockenwetterbedingungen sind die Konzentrationswerte von Diclofenac (Abbildung 31) im Erft-Abschnitt zwischen der Quelle und unterhalb der Einleitung des GWK Kanten (Fließstrecke: 107 km bis 39,9 km) höher als bei Regenwetterbedingungen. Dafür liegen die Konzentrationen bei Regenwetter in der Erft zwischen der Probenahmestelle „oberhalb Mündung Finkelbach“ bis zur Mündung in den Rhein (Fließstrecke: 34 km bis 0,4 km) über den Konzentrationen bei Trockenwetter. Auffällig hier ist der Konzentrationsanstieg an Regenwettertagen an der Einleitung des GWK Kaster (Anstieg von 0,25 µg/L auf 0,36 µg/L).

Die Frachten entlang der Erft an Regenwettertagen liegen durchgehend viel höher als an Trockenwettertagen, was auf den Einfluss von Mischwasserentlastungen hindeutet (Abbildung 32).

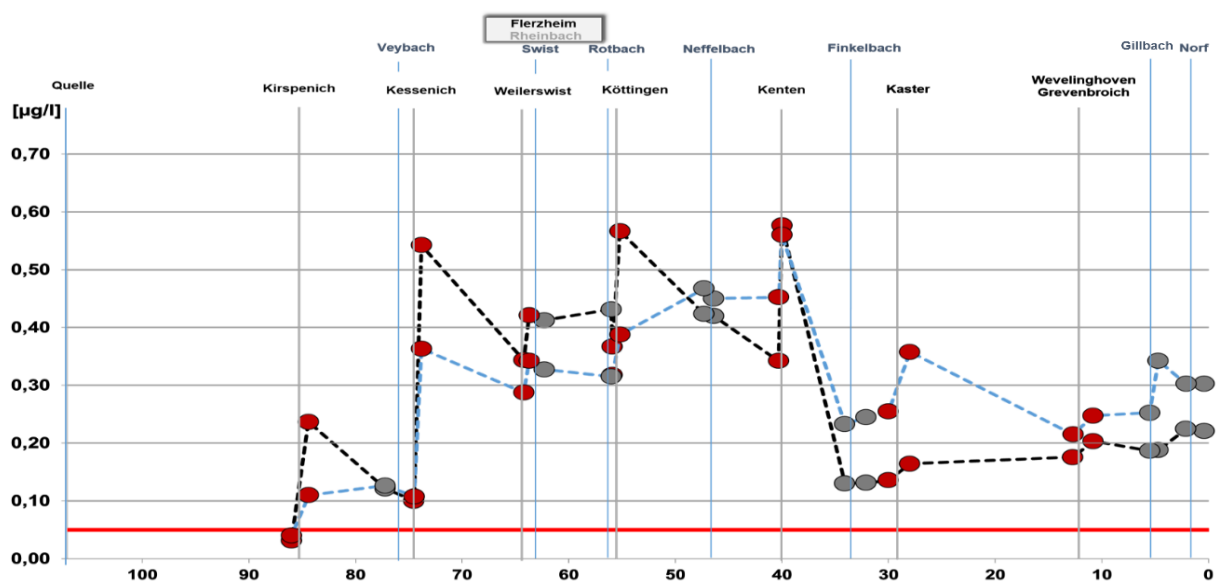


Abbildung 31: Konzentration entlang der Erft Regen-/ Trockenwettertagen, Diclofenac

5.2.4.3 Frachten bei Regen-/Trockenwettertagen

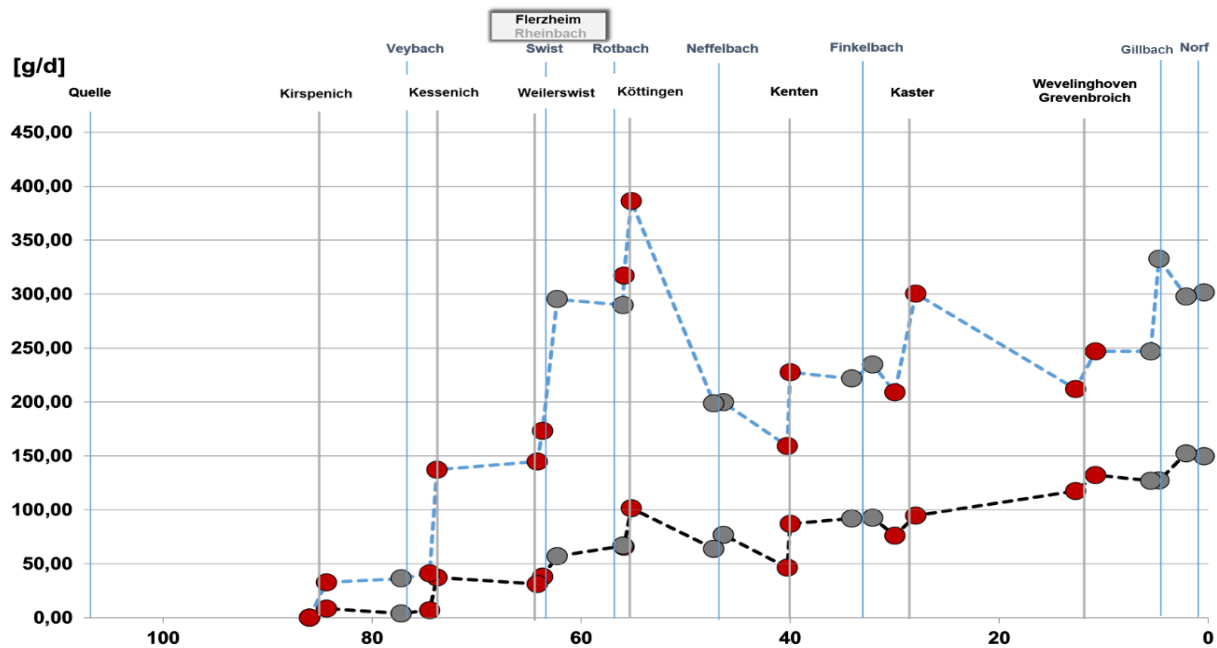


Abbildung 32: Frachten entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Diclofenac

5.2.4.4 Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern

Die Konzentrationen (Abbildung 33) an den Probenahmestellen der Nebengewässer liegen mit Ausnahme des Veybachs und der Norf oberhalb des BK. Im Nebengewässer Norf überschreiten nur die höchst gemessenen Konzentrationen das BK.

Die maximale Konzentration von 1,80 µg/L wie auch die höchste Durchschnittskonzentration von 0,9 µg/L wurden beim Nebengewässer Finkelbach nachgewiesen. Die im Vergleich hohen Konzentrationen sind auf die Einleitmenge der KA Elsdorf, die etwa 80 % der Durchflussmenge im Gewässer ausmacht, zurückzuführen. Weitere auffällige Nebengewässer mit ebenfalls sehr schwacher Wasserführung sind Neffelbach und Swist. Die Durchschnittskonzentrationen liegen bei 0,5 µg/L und die Höchstkonzentrationen zwischen 0,95 µg/L und 1,00 µg/L. Die Frachtbelastung der Nebengewässer ist in Abbildung 34 dargestellt.

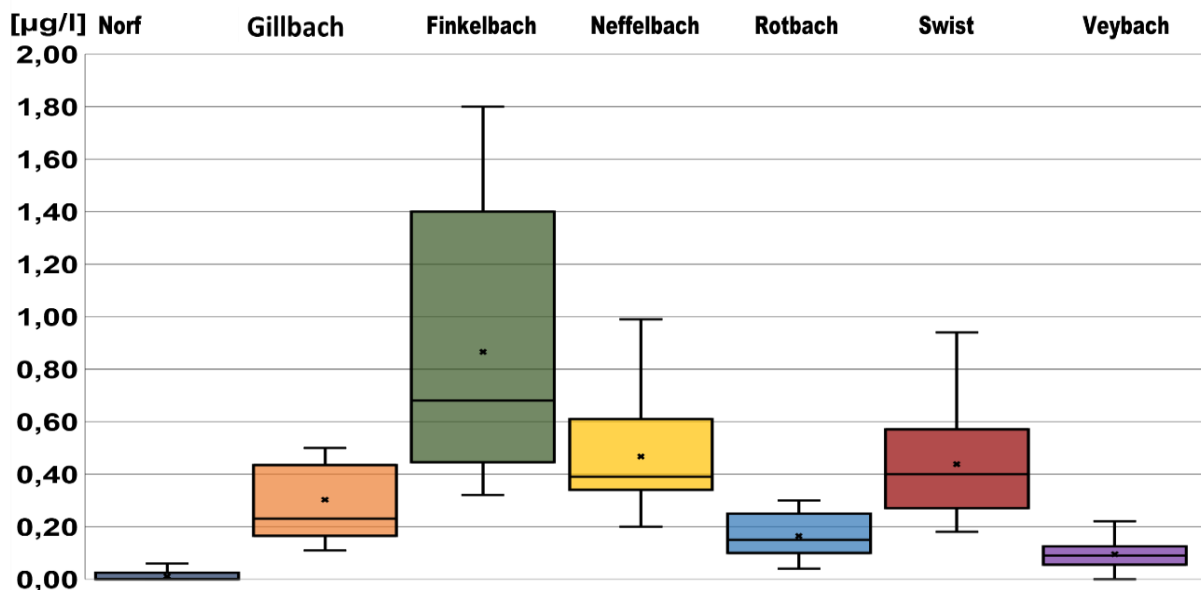


Abbildung 33: Konzentration aus den Nebengewässern, Diclofenac (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.4.5 Frachten aus dem Nebengewässer

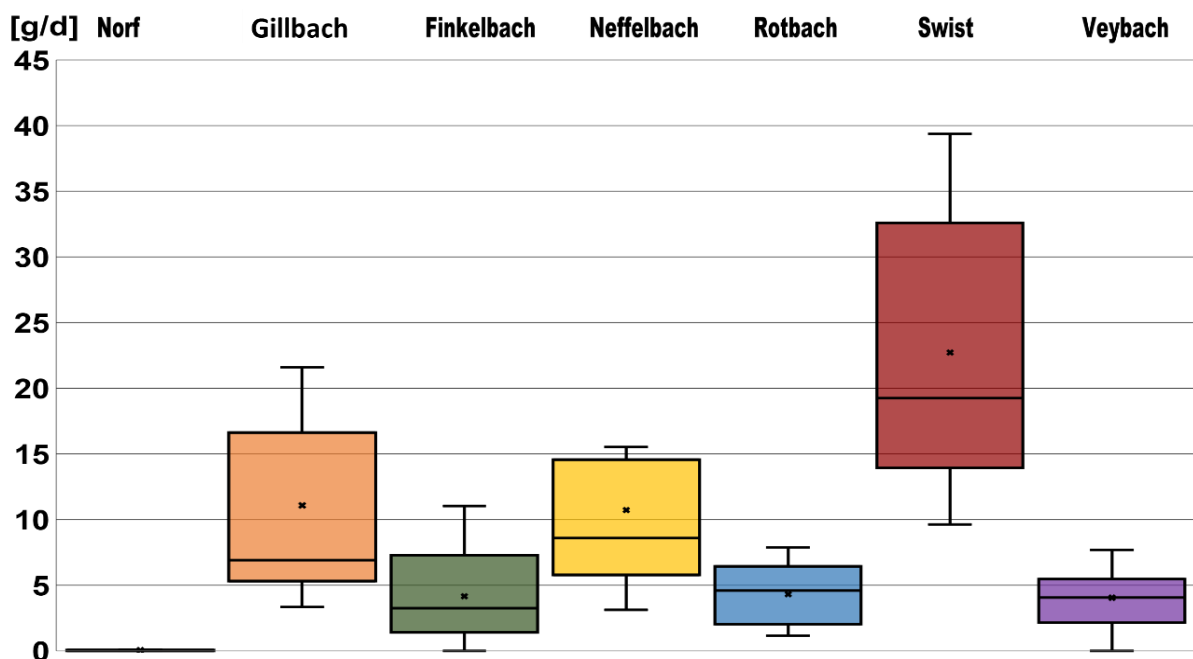


Abbildung 34: Frachten aus den Nebengewässern, Diclofenac (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.4.6 Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen

Die Konzentrationen (Abbildung 35) in den Abläufen der untersuchten Kläranlagen liegen alle oberhalb des BK. Wie bereits erläutert, ist das BK nicht relevant für die Konzentrationen in Abläufen von Kläranlagen, sondern für die Konzentrationen in Gewässern.

Die Erft kann in zwei Abschnitte unterteilt werden:

Der erste Abschnitt verläuft von der Erftquelle bis zur Probenahmestelle „oberhalb GWK Kenten“ und der zweite Abschnitt von der Probenahmestelle „unterhalb GWK Kenten“ bis zur Mündung in den Rhein.

Der zweite Abschnitt ist geprägt von der Einleitung von Sumpfungswässern aus dem Braunkohlebergbau, die etwa das Dreifache des natürlichen Trockenwetterabflusses der Erft an der Einleitstelle ausmachen.

Die durchschnittliche und höchstgemessene Konzentration in den Abläufen der Kläranlagen des ersten Abschnitts liegen deutlich unter den Konzentrationen in den Abläufen der Kläranlagen im zweiten Abschnitt (Durchschnittswert: 1,00– 1,50 µg/L, Ausnahmen KA Weilerswist und KA Köttingen: 2,20 bis 2,50 µg/L).

Im zweiten Abschnitt weisen drei von vier Kläranlagen eine Durchschnittskonzentration von über 2,95 µg/L auf. Bei allen vier Kläranlagen werden ähnliche Höchstkonzentrationen zwischen 5,10– 5,30 µg/L gemessen. Die höchsten Diclofenac-Frachten kommen von den größten Kläranlagen (Kessenich, Kenten, Köttingen und Grevenbroich) des Verbandes (Abbildung 36).

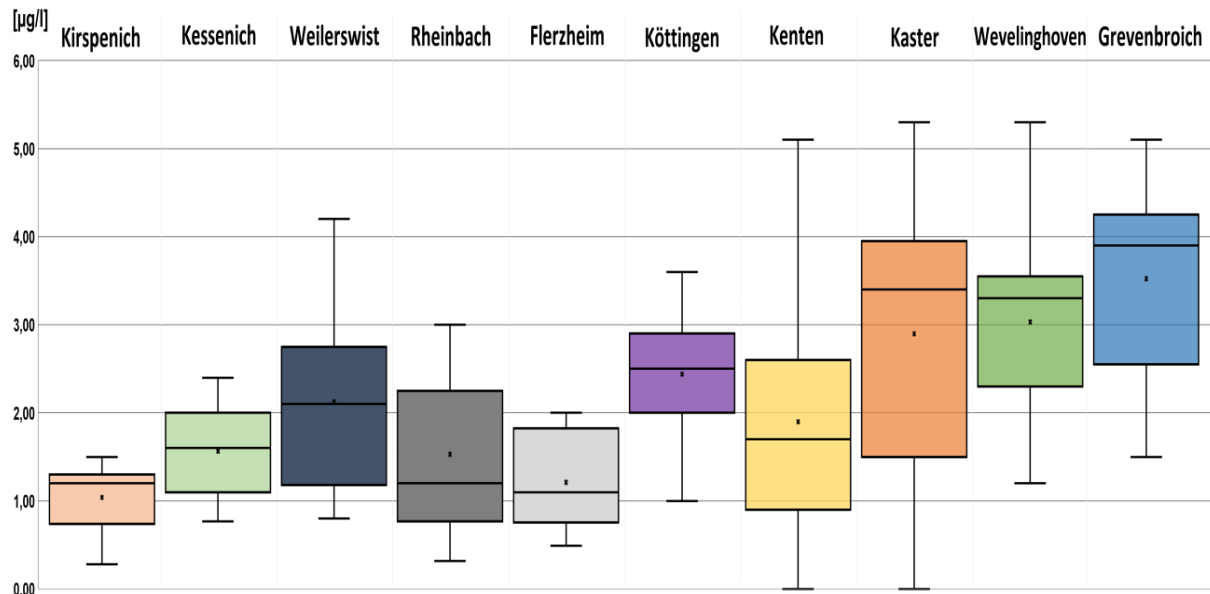


Abbildung 35: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Diclofenac (Box-Whisker-Diagramm)

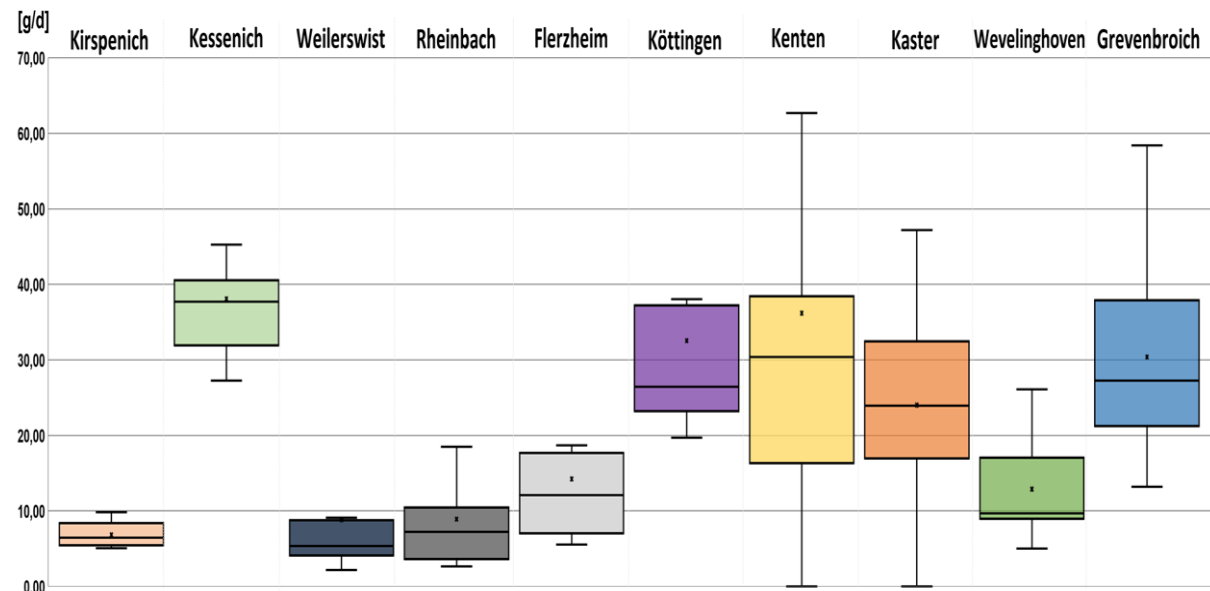


Abbildung 36: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Diclofenac (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.5 Metoprolol (Betablocker)

5.2.5.1 Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft

Der Leitparameter Metoprolol gehört zur Wirkstoffgruppe der Betablocker. Das BK beträgt 7,3 µg/L. Die Abbildung 37 und die Abbildung 38 geben den Verlauf der Konzentration und der Frachten entlang des Erftlängsprofils wieder.

Das BK wird an keiner Probenahmestelle überschritten.

Die durchschnittliche kumulierte Höchstkonzentration für Metoprolol beträgt 0,51 µg/L und liegt unterhalb der Einleitstelle des GWK Kenten vor.

Der Wert wird wie folgt eingestuft:



Probenahmestellen mit auffälligen Konzentrationsentwicklungen liegen an den GWK Kessenich und Kenten vor.

Bei der Betrachtung der Abbildung 37 fällt auf, dass die Werte im Verhältnis zum BK tendenziell niedrig sind. An den Probenahmestellen im Erftabschnitt von unterhalb der Einleitung des GWK Kessenich bis oberhalb der Einleitung des GWK Kenten beträgt die Konzentration im Gewässer zwischen 0,28 µg/L und 0,38 µg/L. Die höchste Konzentration und der höchste Konzentrationsanstieg ist an der Einleitung des GWK Kenten zu erkennen (oberhalb Einleitung GWK Kenten: 0,28 µg/L; unterhalb Einleitung GWK Kenten: 0,51 µg/L).

Weiter unterhalb dieser Einleitung kommt es bedingt durch die RWE-Einleitung (Wiebach), zur einer Verdünnung. Die Konzentration bleibt in der Erft bis zur Mündung in den Rhein auf einem konstanten Niveau in Höhe von 0,18 µg/L.

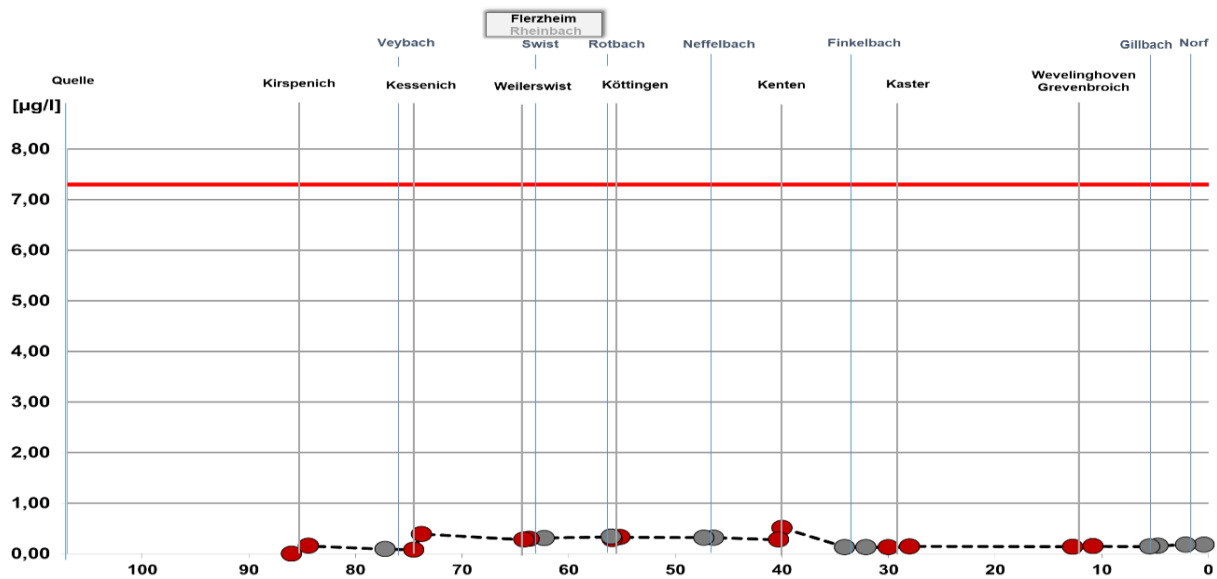


Abbildung 37: Konzentration entlang der Erft, Metoprolol

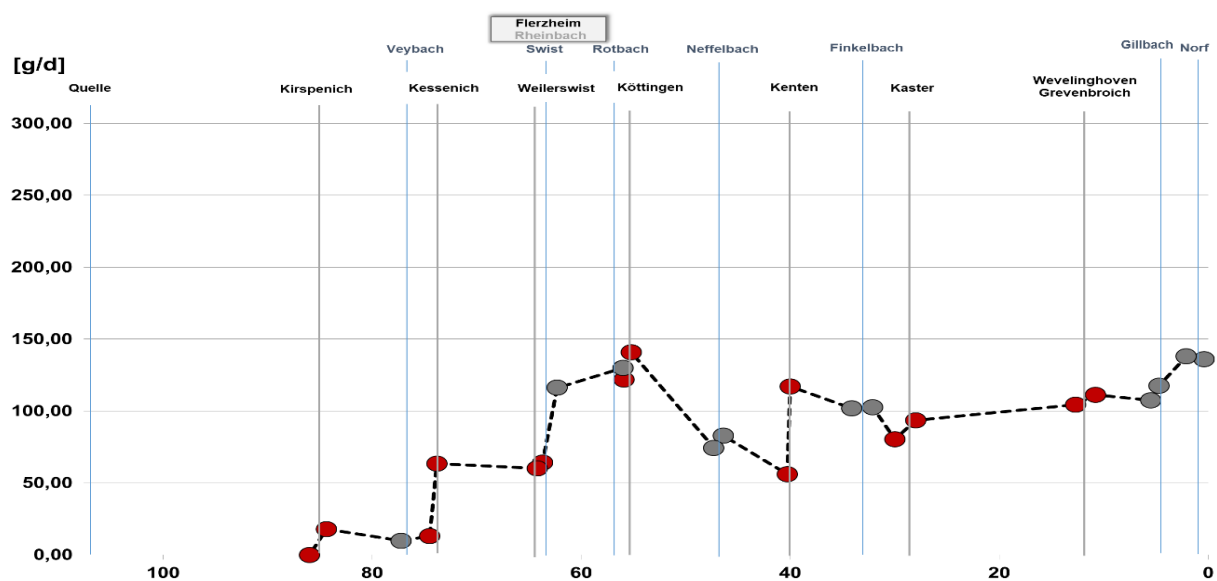


Abbildung 38: Frachten entlang der Erft, Metoprolol

5.2.5.2 Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen

Auch bei Differenzierung zwischen Trocken- und Regenwettertagen liegen die Konzentrationen in der Erft unter dem BK (Abbildung 39). Die Unterschiede der Konzentration unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Witterungsbedingungen sind zu vernachlässigen.

Allerdings werden bei Regenwetter niedrigere Konzentrationen, als unter Trockenwetterbedingungen ermittelt. Die Konzentrationsanstiege unterhalb der Einleitstellen der Gruppenklärwerke Kessenich sowie Kanten fallen ebenso geringer aus. Die Unterschiede zwischen Regen- und Trockenwetterzulauf sind deutlich bei der Frachtbelastung zu erkennen (Abbildung 40). Die ungewöhnlich hohen Metoprolol-Frachten bei Regenwetter sind vermutlich auf Mischwassereinleitungen zurückzuführen.

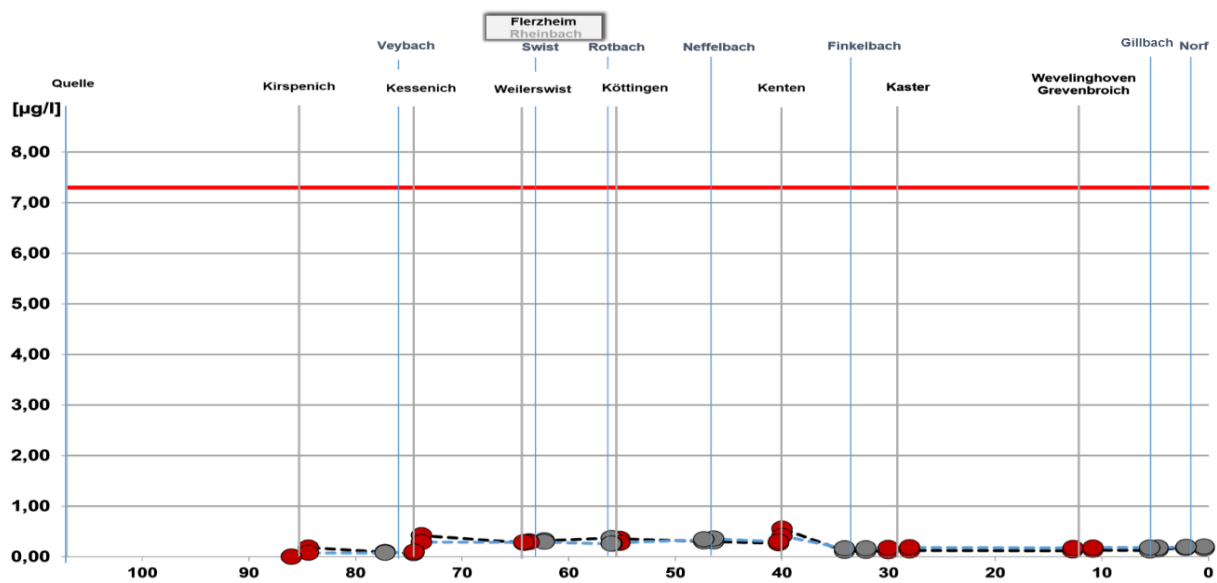


Abbildung 39: Konzentration entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Metoprolol

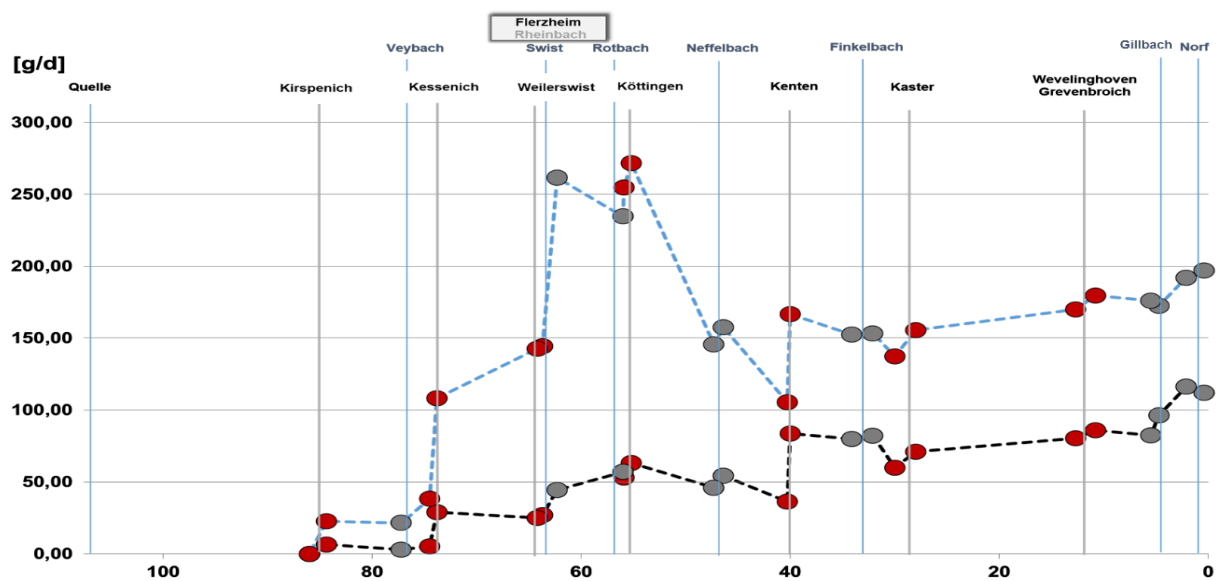


Abbildung 40: Frachten entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Metoprolol

5.2.5.3 Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern

Die Konzentrationen an den Probenahmestellen der Nebengewässer liegen unterhalb des BK (Abbildung 41). In der Norf wurde Metoprolol nicht nachgewiesen.

Die höchste Konzentration (0,95 µg/L) und gleichzeitig die größte durchschnittliche Konzentration (0,65 µg/L) wurde im Finkelbach nachgewiesen. Die Belastung des Finkelbachs ist auf die einleitende KA Elsdorf (siehe hierzu Kapitel 5.2.4.4) zurückzuführen.

Zu den auffälligsten Nebengewässern gehören Neffelbach und Swist mit einer Durchschnittskonzentration im Neffelbach von 0,30 µg/L und bei der Swist von 0,35 µg/L. Die Höchstkonzentrationen von Metoprolol liegen zwischen 0,60 µg/L und 0,65 µg/L. Die mit Abstand höchste Frachtbelastung weist die Swist auf (Abbildung 42).

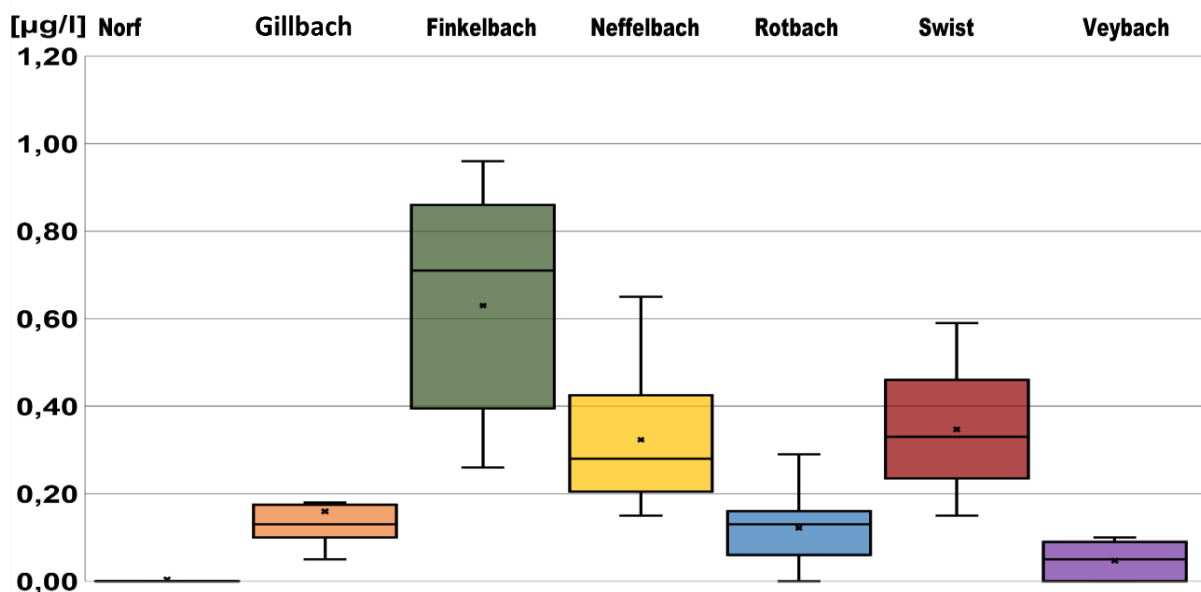


Abbildung 41: Konzentration aus den Nebengewässern, Metoprolol (Box-Whisker-Diagramm)

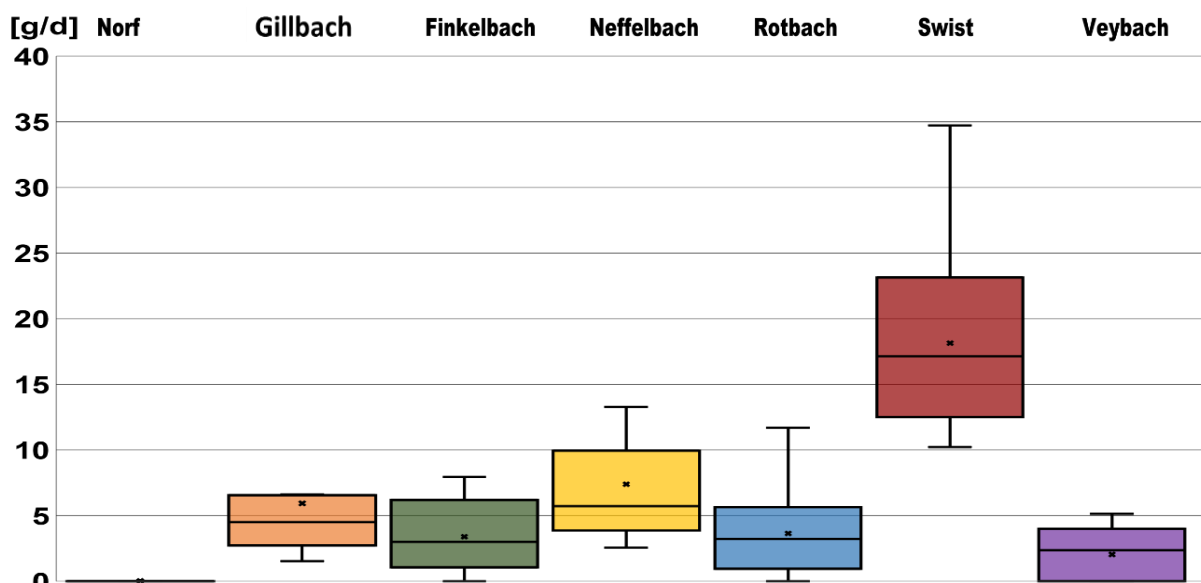


Abbildung 42: Frachten aus den Nebengewässern, Metoprolol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.5.4 Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen

In allen Abläufen der untersuchten Kläranlagen unterschreiten die ermittelten Konzentrationen das BK (Abbildung 43). Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass das BK für die Konzentrationen in Abläufen von Kläranlagen nicht relevant ist, sondern für die Konzentrationen in Gewässern.

Die untersuchten Kläranlagen können in drei Kategorien unterteilt werden.

Zur ersten Kategorie zählen Kläranlagen mit den niedrigsten Durchschnittskonzentrationen und Höchstkonzentrationen von maximal 1,50 µg/L. Dazu gehören die Kläranlagen Kirspe nich, Rheinbach, Köttingen und das Gruppenklärwerk Flerzheim. Die Durchschnittskonzentrationen dieser Anlagen liegen zwischen 0,90 µg/L und 1,10 µg/L.

Die Kläranlagen der zweiten Kategorie weisen durchschnittliche Konzentrationen zwischen 1,40 µg/L und 1,75 µg/L auf. Die Höchstkonzentrationen streuen zwischen 2,10 µg/L und 3,40 µg/L, die Verteilung ist tendenziell ähnlich. Zu dieser Kategorie werden die Kläranlagen Weilerswist, Wevelinghoven, Grevenbroich sowie das Gruppenklärwerk Kessenich eingeordnet.

Die Kläranlagen der dritten Kategorie weisen die höchsten Durchschnittskonzentrationen (zwischen 2,05 µg/L bis 2,35 µg/L) und Höchstkonzentrationen von bis zu 4,55 µg/L auf. Zu dieser Kategorie zählen die Gruppenklärwerke Kenten und Kaster. Die höchsten Frachten werden von den Gruppenklärwerken Kessenich, Kaster und Kenten eingeleitet (Abbildung 44).

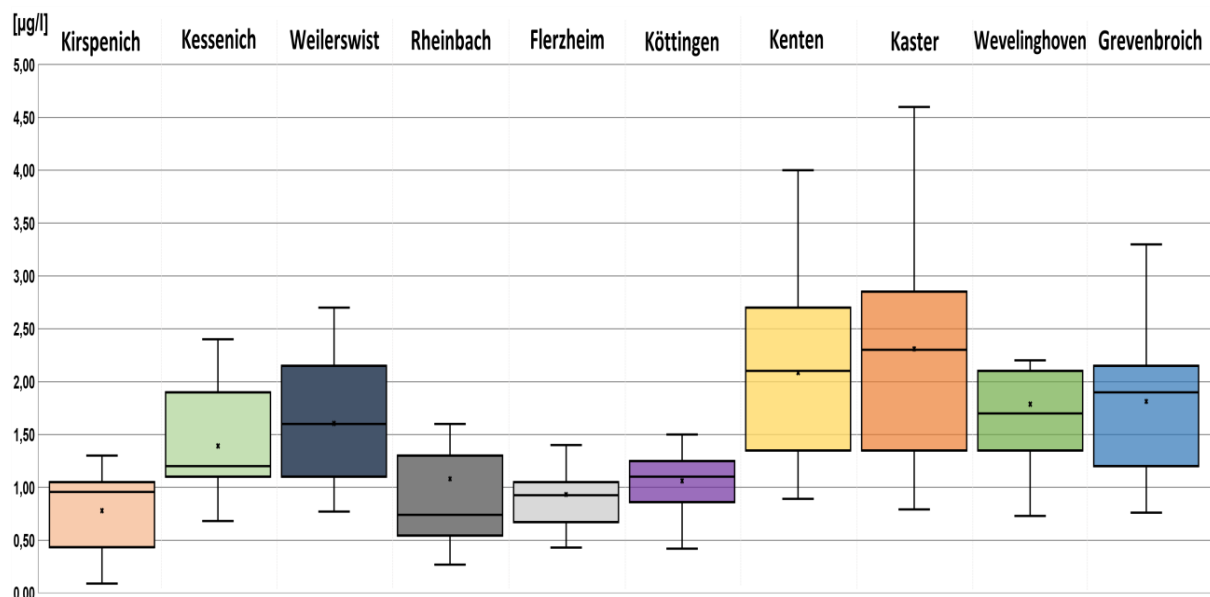


Abbildung 43: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Metoprolol (Box-Whisker-Diagramm)

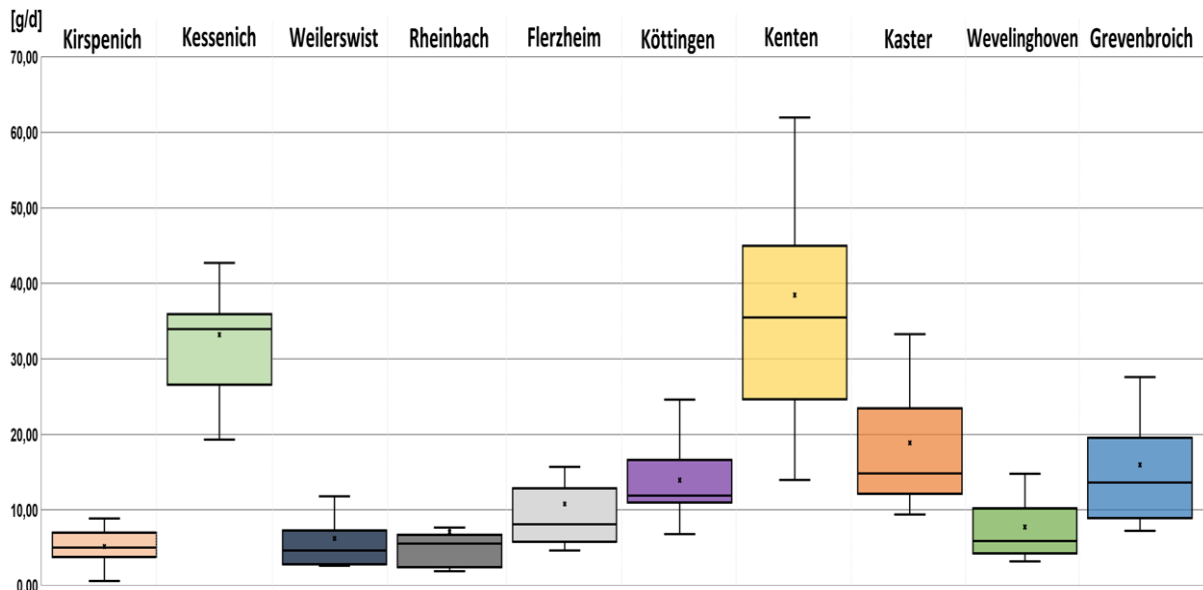


Abbildung 44: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Metoprolol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.6 Sotalol (Betablocker)

5.2.6.1 Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft

Der Leitparameter Sotalol gehört ebenfalls zu der Wirkstoffgruppe der Betablocker. Das BK beträgt 0,1 µg/L. Die Abbildung 45 gibt die Entwicklung der Konzentration entlang des Erftlängsprofils wieder.

Das BK wird an keinem Messpunkt überschritten.

Die durchschnittlich maximal kumulierte Höchstkonzentration an Sotalol beträgt 0,09 µg/L und liegt unterhalb der Einleitstelle des GWK Kenten vor.

Der Wert wird wie folgt eingestuft:



Probenahmestellen mit auffälligen Konzentrationen (Tabelle 12) liegen an der Kläranlage Kirspenich, dem GWK Kessenich und dem GWK Kenten sowie an der Einleitung des Nebengewässers Swist.

Tabelle 12: Auffällige Anstiege im Gewässer für den Stoff Sotalol

Eintragspfade	Wert vor Eintrag	Wert nach Eintrag	Fließstrecke
KA Kirspenich	0,00 µg/L	0,06 µg/L	1,6 km
GWK Kessenich	0,01 µg/L	0,07 µg/L	0,7 km
Nebengewässer Swist	0,06 µg/L	0,08 µg/L	0,6 km
GWK Kenten	0,07 µg/L	0,09 µg/L	0,4 km

Die mittleren Konzentrationen an Sotalol in der Erft liegen durchgängig unterhalb des BK (Abbildung 45). Der Abbau im Gewässer von Sotalol verhält sich ähnlich zu dem von Diclofenac. Unterhalb der Einleitungen KA Kirspenich, GWK Kessenich und GWK Kenten sinkt die Konzentration. Nach der Einleitung des GWK Kenten kommt es zu einem Verdünnungseffekt durch die Wiebach-Einleitung der RWE.

Unterhalb der Mündung des Nebengewässers Swist ist ein Konzentrationsanstieg zu erkennen. Dies kann vermutlich auf einen erhöhten Eintrag aus dem GWK Flerzheim und / oder der KA Rheinbach zurückgeführt werden und wird im Folgenden auch bestätigt.

Unterhalb der Mündung des Finkelbachs kommt es nach den Einleitstellen des GWK Kaster und der KA Wevelinghoven und KA Grevenbroich zu einem minimalen Anstieg, so dass die Erft an der Mündung zum Rhein eine Konzentration von 0,01 µg/L aufweist. Der höchste Anstieg der Frachtbelastung im Gewässer wird zwischen dem Gruppenklärwerk Kenten und dem Finkelbach registriert (Abbildung 46).

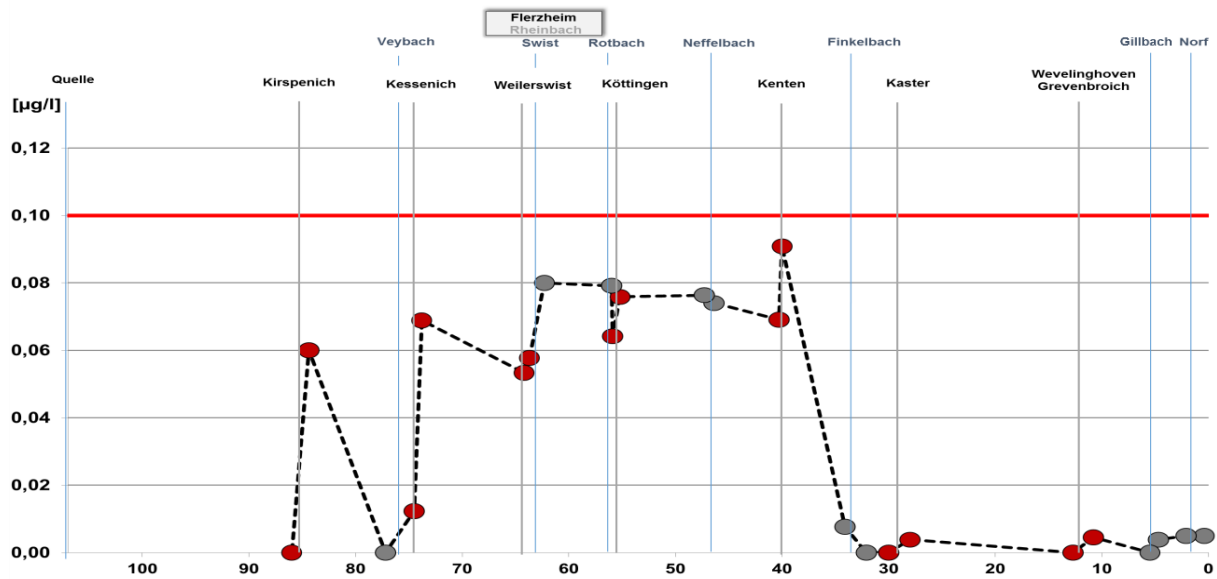


Abbildung 45: Konzentration entlang der Erft, Sotalol

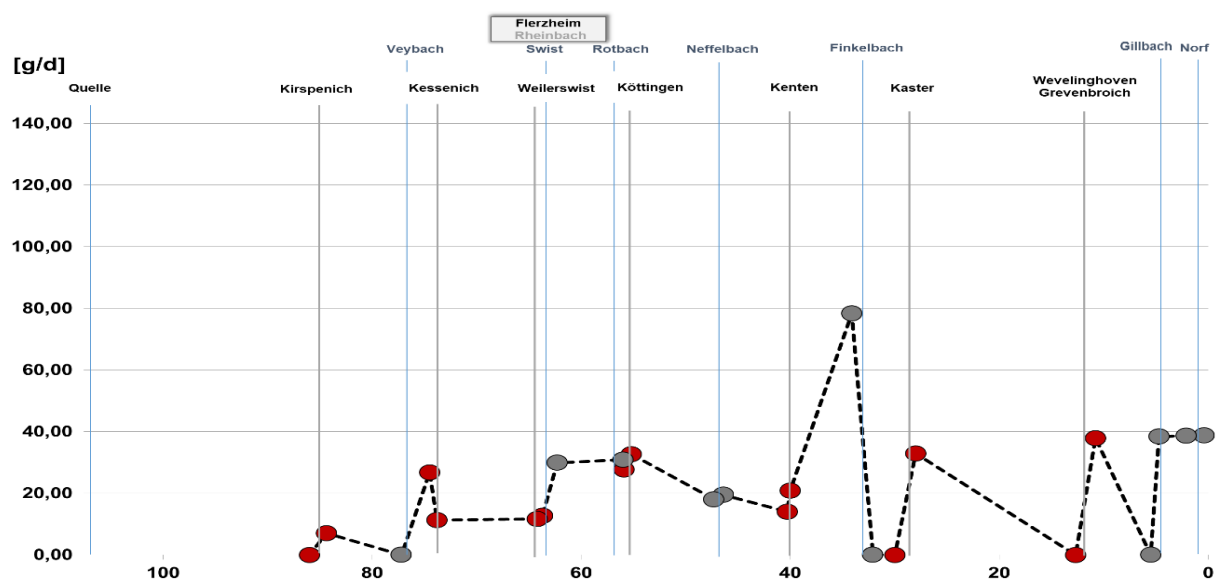


Abbildung 46: Frachten entlang der Erft, Sotalol

5.2.6.2 Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/ Trockenwettertagen

Mit Ausnahme der Probenahmestelle unterhalb der Swist-Mündung bei Regenwetterabfluss liegen alle Konzentrationen unterhalb des BK (Abbildung 47).

Im Erftabschnitt zwischen Einleitstelle der KA Kirspenich bis zur Probenahmestelle oberhalb GW Kessenich liegen die Konzentrationen bei Regenwetterabfluss unterhalb der Bestimmungsgrenze. Dadurch fällt der Konzentrationsanstieg unterhalb der Einleitungsstelle des GW Kessenich im Verhältnis zur Konzentration bei Trockenwetterabfluss gleich groß aus, jedoch ist die zugehörige Spitzenkonzentration geringer.

Die Konzentrationen bei Regenwetterabfluss für den Erftabschnitt zwischen den Probenahmestellen unterhalb der KA Weilerswist und oberhalb des GW Kenten sind höher als an Trockenwettertagen. Unterhalb der Mündung des Finkelbachs gleichen sich die Konzentrationen für beide Wetterlagen. Die höchste Frachtbelastung wird unterhalb der Swist-Mündung gemessen (Abbildung 48).

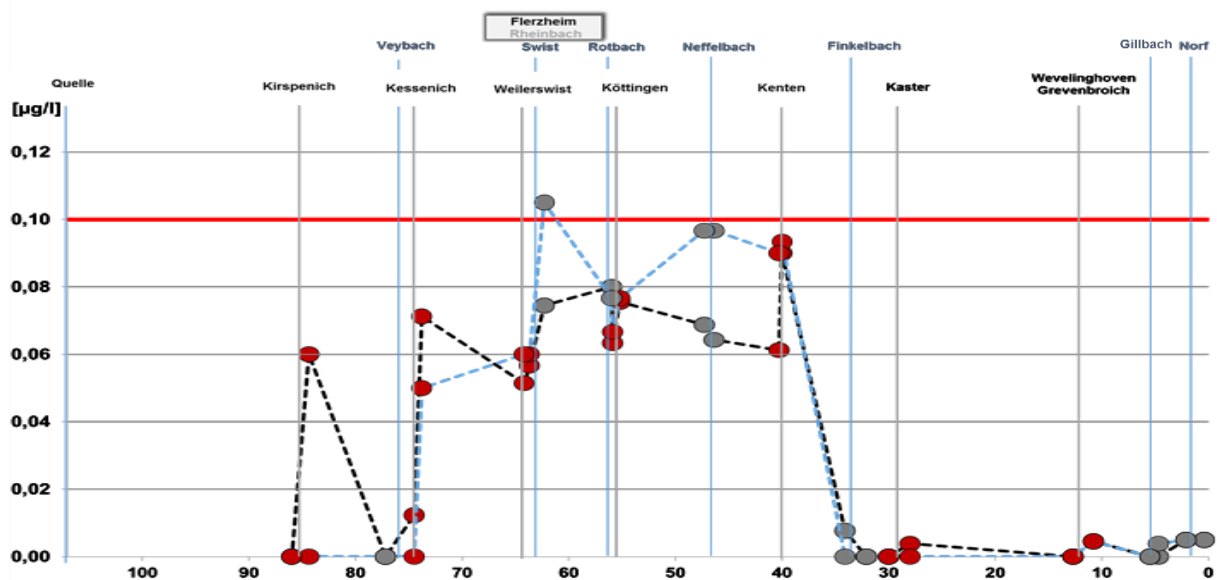


Abbildung 47: Konzentration entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Sotalol

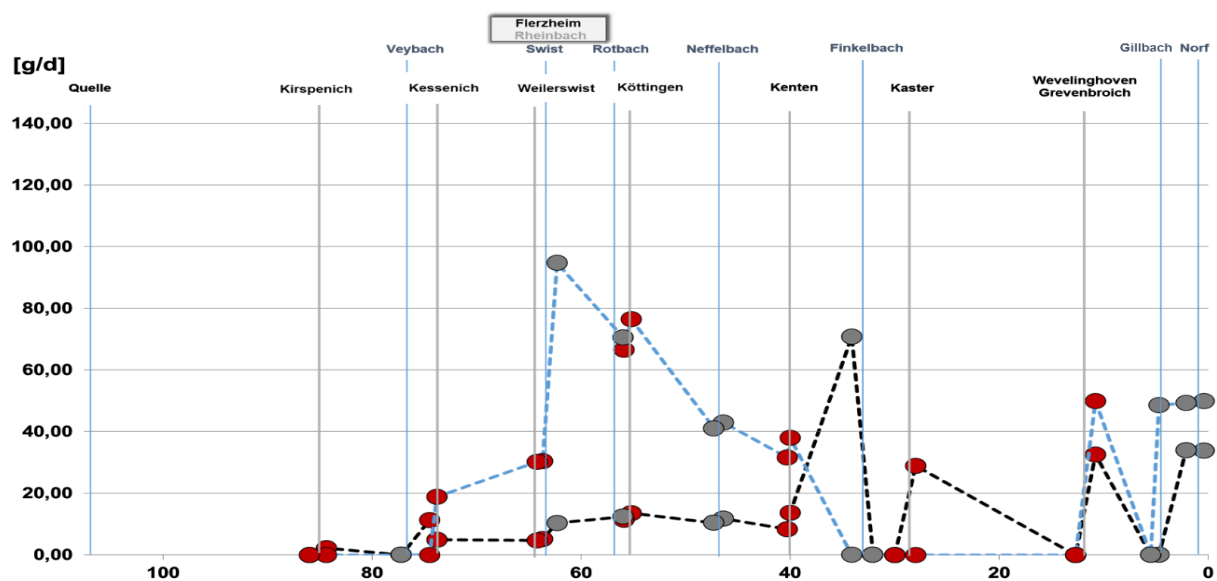


Abbildung 48: Frachten entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Sotalol

5.2.6.3 Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern

Die Konzentrationen an den Mündungen der Nebengewässer (Abbildung 49) Finkelbach und Swist liegen deutlich oberhalb des BK. Die Durchschnittskonzentrationen betragen 0,15 µg/L und die gemessene Höchstkonzentration 0,36 - 0,4 µg/L. Für die Nebengewässer Norf, Gillbach und Veybach liegen keine Konzentrationen vor. Neffelbach und Rotbach weisen geringfügige Konzentrationen auf, wobei die Konzentration des Rotbachs mit einem Maximalwert von 0,1 µg/L dem BK entspricht.

Eine außergewöhnlich hohe Frachtbelastung wird in der Swist gemessen (Abbildung 50).

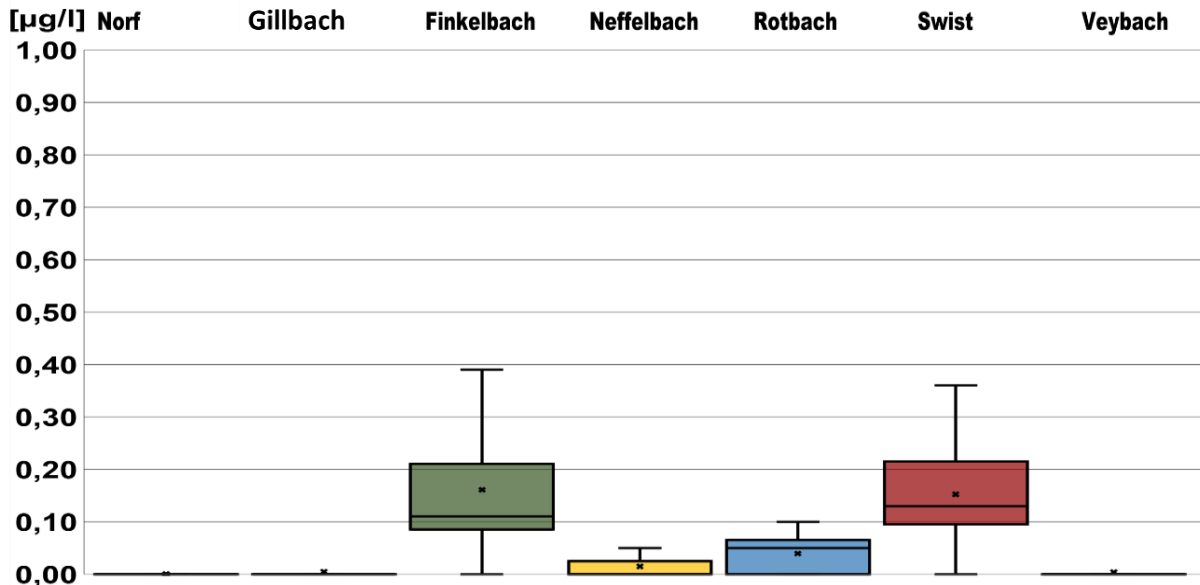


Abbildung 49: Konzentration aus den Nebengewässern, Sotalol (Box-Whisker-Diagramm)

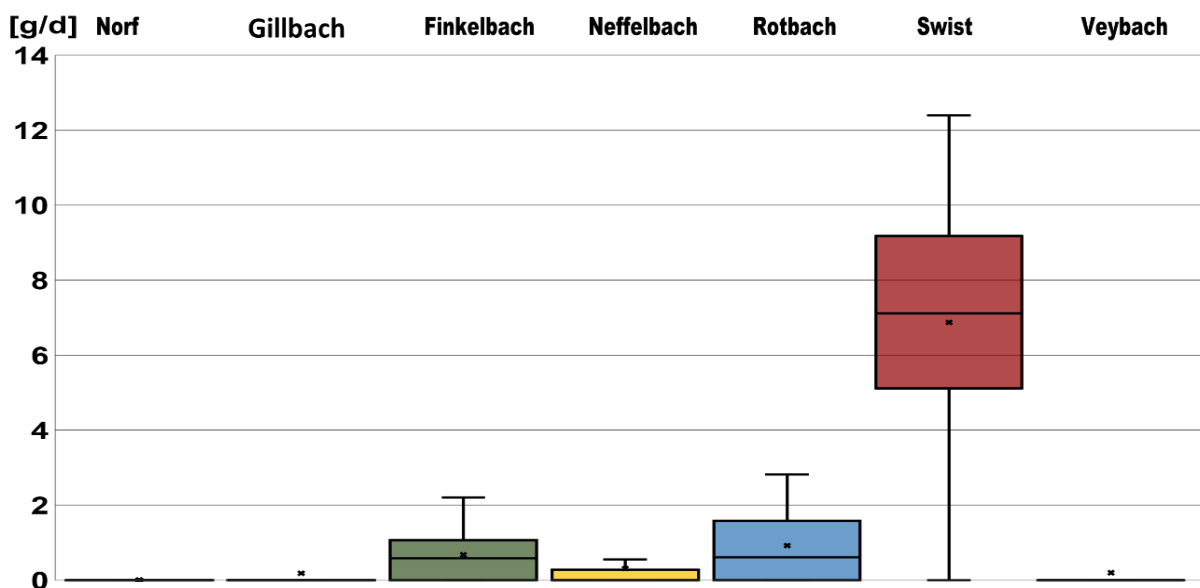


Abbildung 50: Frachten aus den Nebengewässern, Sotalol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.6.4 Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen

In allen Abläufen der untersuchten Kläranlagen überschreiten die ermittelten Konzentrationen das BK (Abbildung 51). Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass das BK für die Konzentrationen in Abläufen von Kläranlagen nicht relevant ist, sondern für die Konzentrationen in Gewässern.

Die Konzentration des Stoffs Sotalol beträgt im Ablauf der Kläranlage Rheinbach durchschnittlich 0,75 µg/L sowie maximal 1,20 µg/L. Diese Konzentrationen fallen im Vergleich zu anderen Kläranlagen außergewöhnlich hoch aus. Dementsprechend ist die Frachtbelastung von der Kläranlage Rheinbach vergleichbar mit der größten Kläranlage (GKW Kessenich) des Erftverbandes (Abbildung 52).

Die Konzentrationen in den Abläufen der KA Wevelinghoven und Grevenbroich liegen in einem ähnlichen Bereich (0,35 µg/L und 0,55 µg/L). Die Ablaufkonzentrationen der restlichen sieben Kläranlagen sind unauffällig. Die Konzentrationen der drei Gruppenklärwerke Flerzheim, Kenten und Kaster sind auf einem vergleichbaren Niveau mit etwa 0,30 µg/l im Durchschnitt, zwischen 0,40 µg/L und 0,50 µg/l in der Spitze.

Eine weitere Gruppe bilden die Kläranlagen Kirspenich, Weilerswist und das GKW Kessenich, die Durchschnittskonzentrationen von etwa 0,20 µg/L und Höchstkonzentrationen zwischen 0,25 µg/L und 0,30 µg/L aufweisen.

Im Ablauf der KA Köttingen werden die niedrigsten Konzentrationen ermittelt.

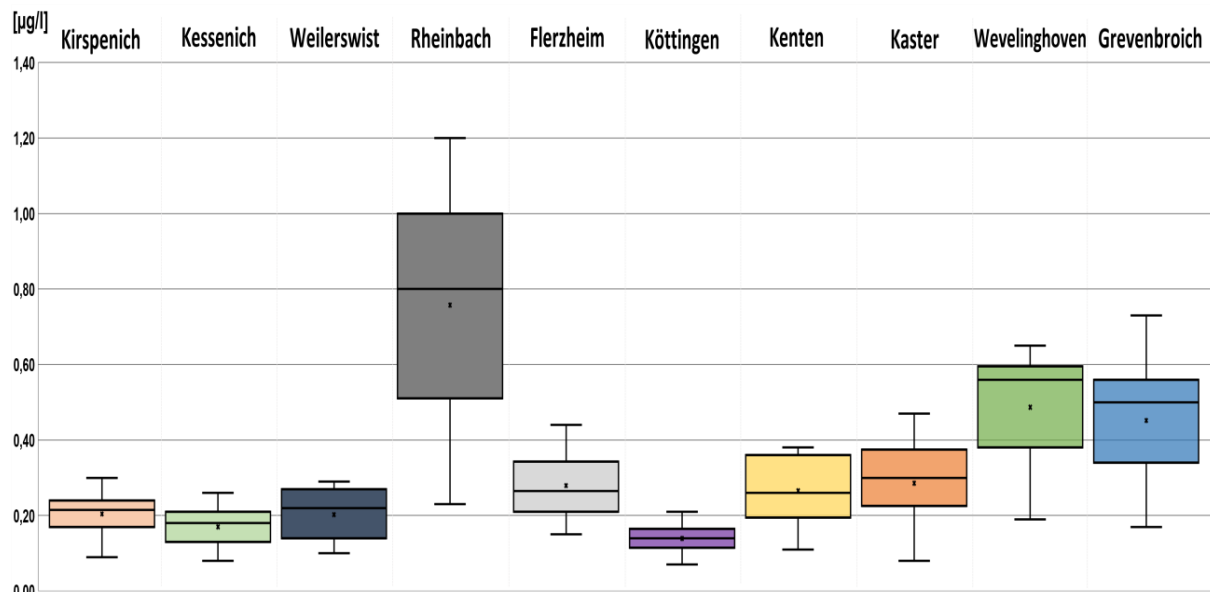


Abbildung 51: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Sotalol (Box-Whisker-Diagramm)

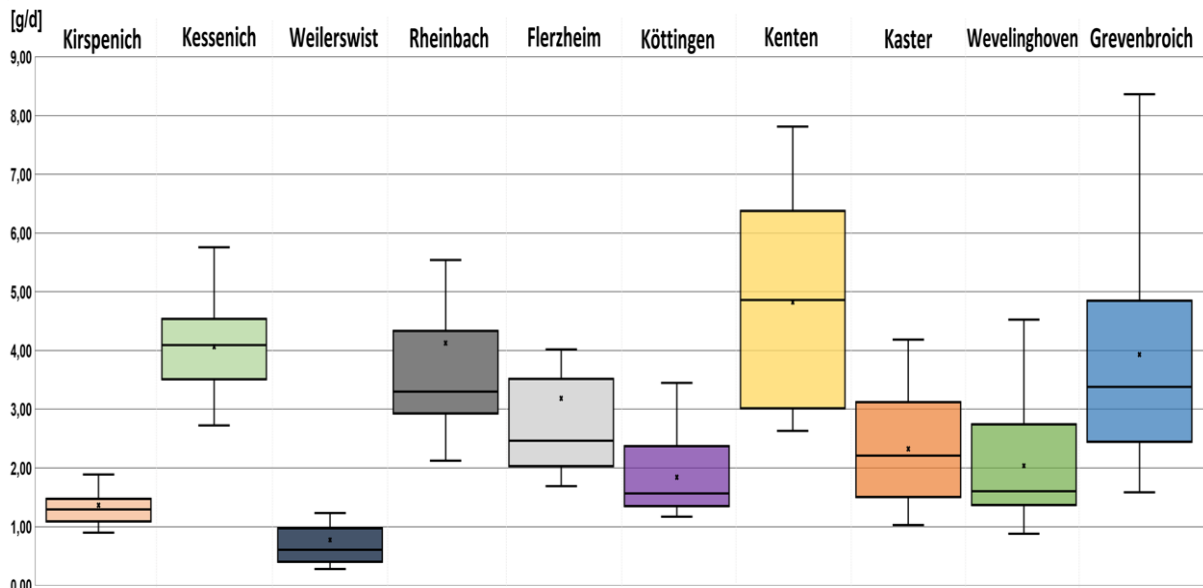


Abbildung 52: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Sotalol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.7 Sulfamethoxazol (Antibiotikum)

5.2.7.1 Konzentrations- und Frachtentwicklung in der Erft

Der Leitparameter Sulfamethoxazol gehört zur Wirkstoffgruppe der Antibiotika. Das BK beträgt $0,6 \mu\text{g/L}$. Abbildung 53 gibt die Entwicklung der Konzentration entlang der Erft wieder. Das BK wird an keiner Probenahmestelle überschritten.

Die durchschnittlich kumulierte Höchstkonzentration an Sulfamethoxazol beträgt $0,12 \mu\text{g/L}$ und befindet sich unterhalb der Einleitung des GWK Kerten.

Der Wert wird wie folgt eingestuft:



Die Probenahmestelle mit besonders auffälliger Konzentrationsentwicklung liegt an der Kläranlage Kirspenich.

Der höchste Konzentrationsanstieg auf etwa $0,09 \mu\text{g/L}$ wird unterhalb der Einleitung KA Kirspenich registriert. Diese Konzentrationsbelastung bleibt nahezu konstant bis zur Probenahmestelle oberhalb der Einleitungsstelle des GWK Kerten. Unterhalb dieser Einleitungsstelle steigt die Konzentration auf den Höchstwert von $0,12 \mu\text{g/L}$.

Unterhalb der Mündung des Wiebachs sinkt die Konzentration infolge des Verdünnungseffekts. Im Erftabschnitt zwischen den Mündungen des Finkelbachs und oberhalb der Einleitung des GWK Kaster liegt die Konzentration unter der Bestimmungsgrenze. Unterhalb der Einleitung aus dem GWK Kaster steigt die Konzentration minimal auf $0,05 \mu\text{g/L}$ an. Bis zur Mündung in den Rhein steigt die Konzentration weiterhin geringfügig auf $0,06 \mu\text{g/L}$.

Die entsprechenden Sulfamethoxazol-Frachten entlang der Erft werden in der Abbildung 54 dargestellt.

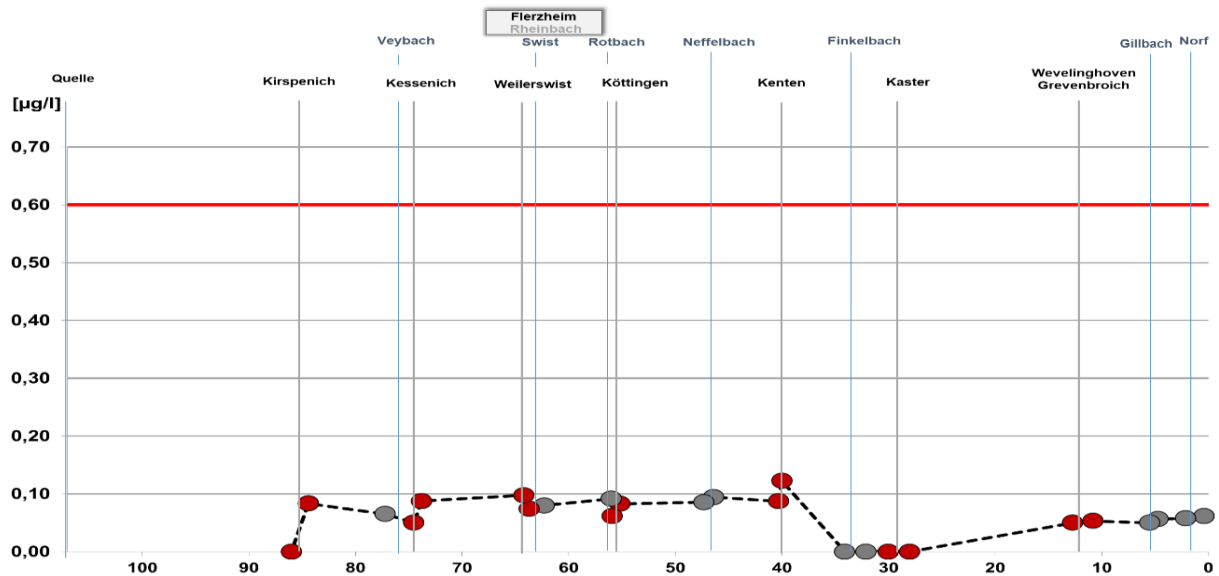


Abbildung 53: Konzentration entlang der Erft, Sulfamethoxazol

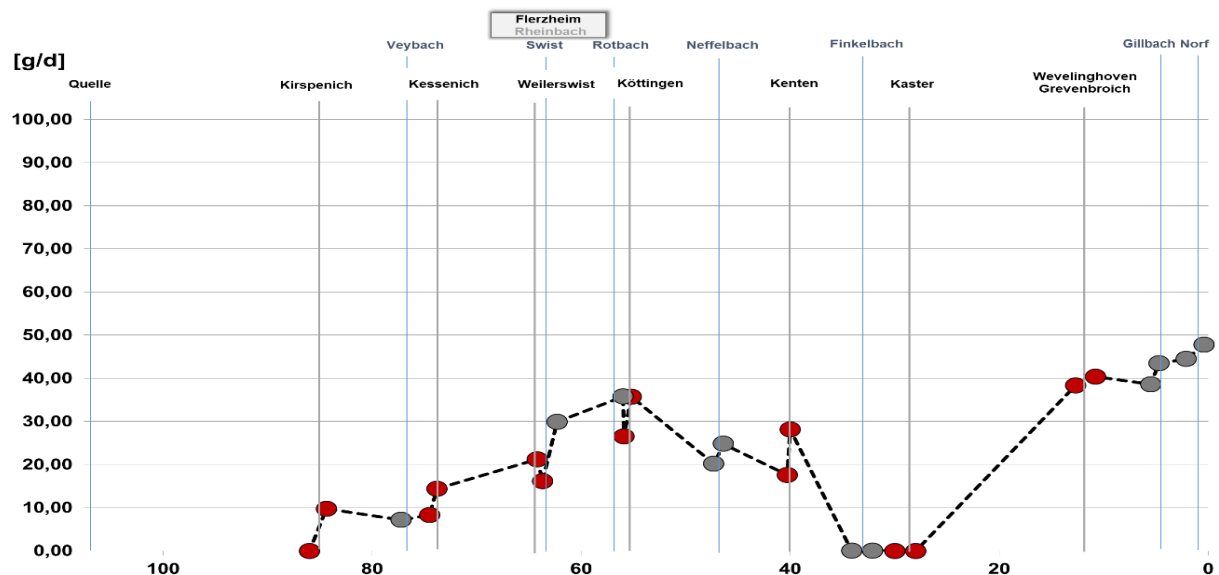


Abbildung 54: Frachten entlang der Erft, Sulfamethoxazol

5.2.7.2 Konzentrations- und Frachtentwicklung bei Regen-/Trockenwettertagen

Wie in Abbildung 55 zu erkennen ist, liegen die Konzentrationen an allen Probenahmestellen unterhalb des Bewertungskriteriums.

Für den Regenwetterfall ist zu erkennen, dass sich alle Konzentrationen für den Stoff Sulfamethoxazol unterhalb der Konzentrationen bei Trockenwetterabfluss befinden. Im Erft-Abschnitt zwischen der Probenahmestelle der Einleitung der KA Kirspenich und oberhalb der Einleitung der KA Weilerswist lagen die Konzentrationen an Tagen mit Regenwetterabfluss unterhalb der Bestimmungsgrenze.

In der Erft konnte Sulfamethoxazol bei Regenwetterabfluss erst an der Probenahmestelle unterhalb KA Weilerswist nachgewiesen werden, dagegen ist der Stoff bei Trockenwetterabfluss bereits unterhalb der Einleitungsstelle der KA Kirspenich festzustellen.

Bei Regenwetter bleibt die Konzentration im Abschnitt zwischen den Probenahmestellen unterhalb der Einleitung der KA Weilerswist bis oberhalb der Einleitung des GWK Kenten auf einem gleichbleibenden Niveau. Unterhalb der RWE-Einleitung (Wiebach) sinkt die Konzentration bei beiden Abflussbedingungen auf Werte an bzw. unter der Bestimmungsgrenze. Die Frachten für Sulfamethoxazol entlang der Erft entsprechen dem Verlauf der Konzentrationen und werden in der Abbildung 56 dargestellt.

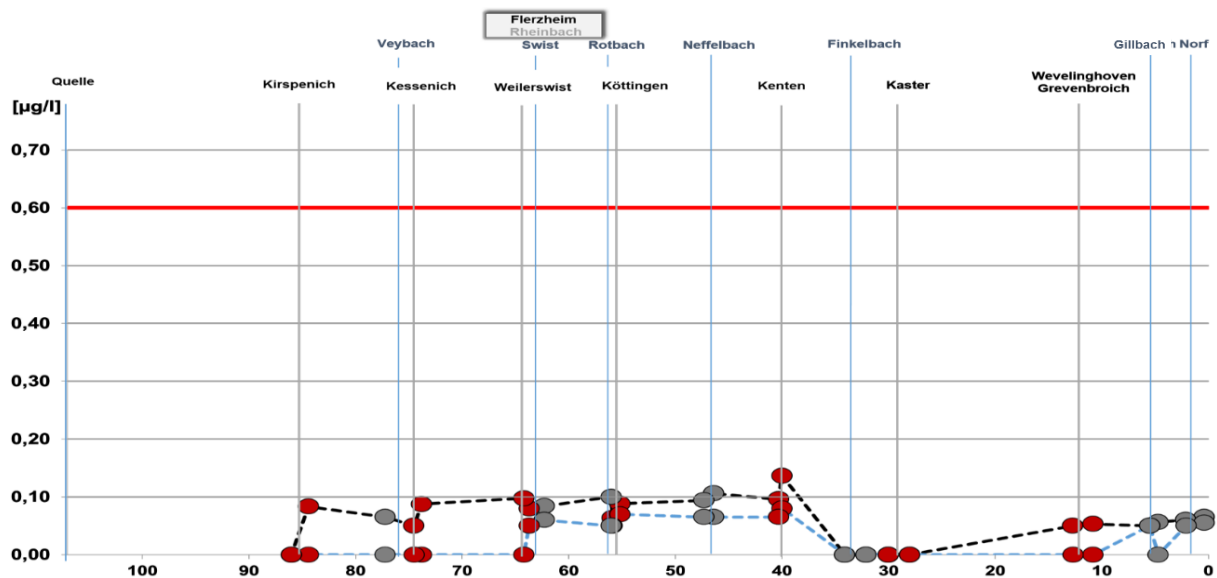


Abbildung 55: Konzentration entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Sulfamethoxazol

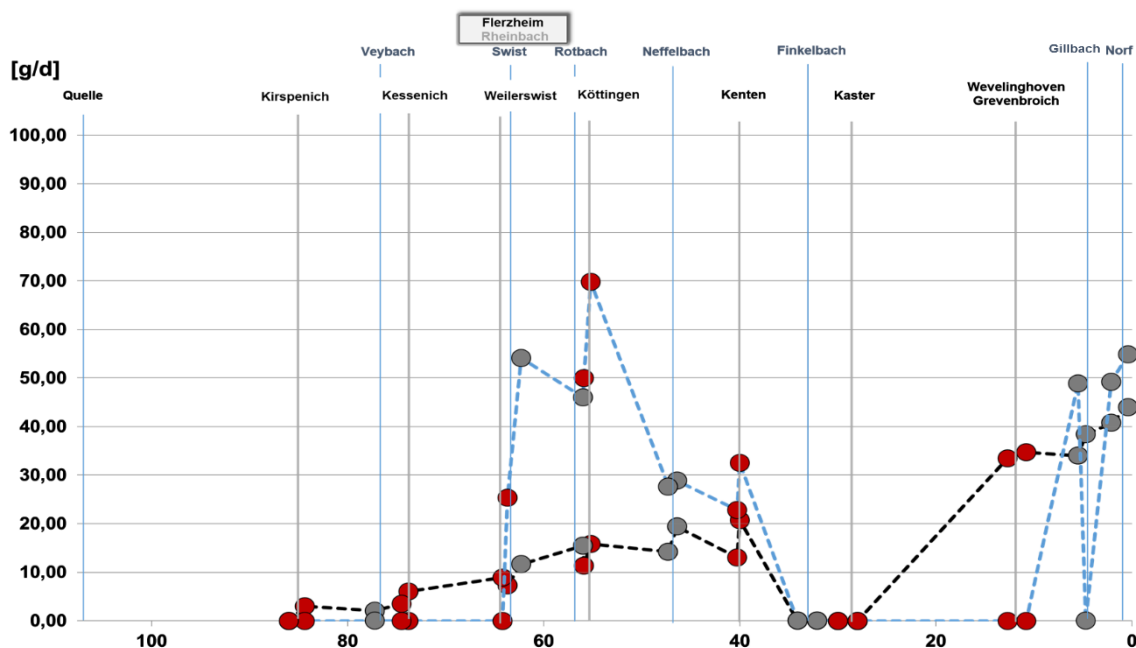


Abbildung 56: Frachten entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Sulfamethoxazol

5.2.7.3 Konzentrationen und Frachten in den Nebengewässern

Alle ermittelten Konzentrationen aus den Nebengewässern überschreiten nicht das BK (Abbildung 57). In den Nebengewässern Norf und Veybach wurde Sulfamethoxazol nicht nachgewiesen. Die Nebengewässer Gillbach und Rotbach sowie die Nebengewässer Neffelbach und Swist können jeweils in vergleichbare Gruppen unterteilt werden. Für Gillbach und

Rotbach liegen die Durchschnittskonzentrationen bei 0,02 µg/L und die Höchstkonzentration überschreitet nicht 0,1 µg/L. In den Nebengewässern Neffelbach und Swist sind die Durchschnittskonzentrationen 0,06 µg/L und die maximalen Konzentrationen in der Swist betragen 0,20 µg/L. Das Nebengewässer mit der höchsten Konzentration ist der Finkelbach mit einer durchschnittlichen Konzentration von etwa 0,12 µg/L und einer Höchstkonzentration von über 0,30 µg/L. Die höchsten Frachten aus den Nebengewässern wurden bei der Swist gemessen (Abbildung 58).

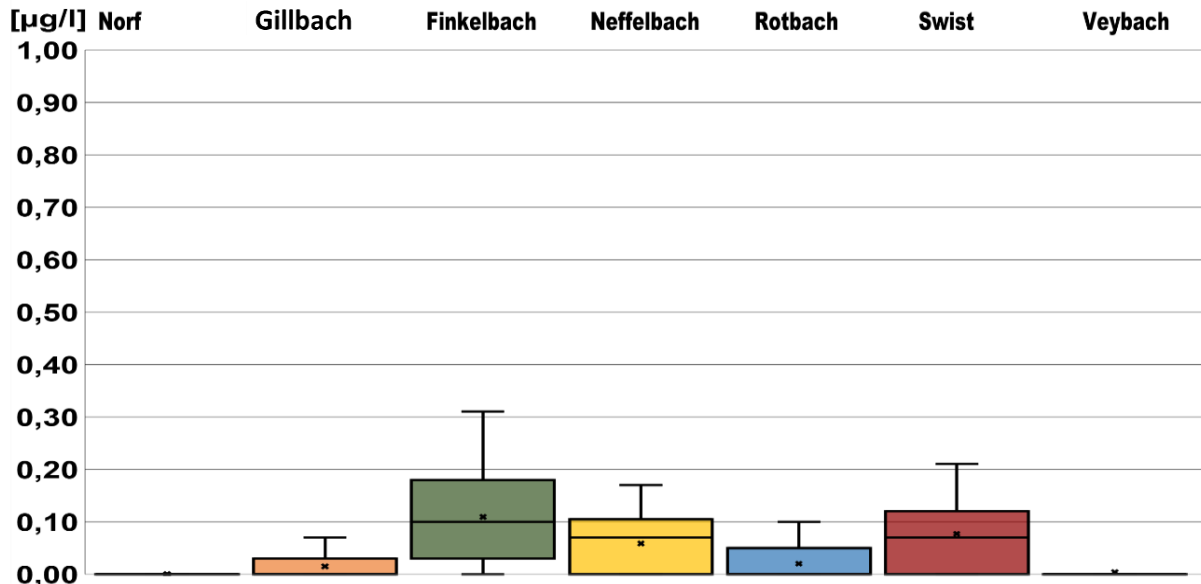


Abbildung 57: Konzentration aus den Nebengewässern, Sulfamethoxazol (Box-Whisker-Diagramm)

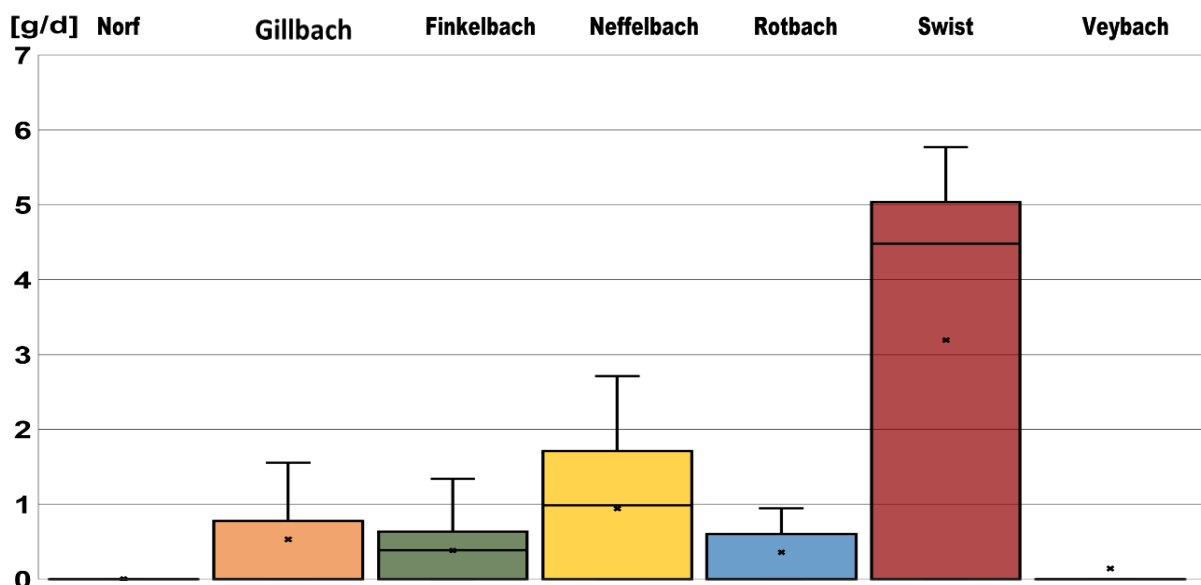


Abbildung 58: Frachten aus den Nebengewässern, Sulfamethoxazol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.7.4 Konzentrationen und Frachten in den Kläranlagenabläufen

Die maximalen Konzentrationen in den Abläufen des GWK Kaster und der KA Wevelinghoven überschreiten das BK (Abbildung 59). Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass das BK für die Konzentrationen in Abläufen von Kläranlagen nicht relevant ist sondern für die Konzentrationen in Gewässern.

Für den Stoff Sulfamethoxazol liegen, anders als bei den anderen Leitparametern, keine ortsspezifischen Konzentrationsbelastungen vor. Die Verteilung der mittleren und maximalen Konzentrationen ist, verglichen mit anderen Leitparametern, relativ homogen. Im Ablauf der Kläranlage Wevelinghoven werden die höchsten Konzentrationen gemessen (Mittelwert: 0,30 µg/L, Spitzenwert: 0,77 µg/L).

Unter Berücksichtigung aller Kläranlagenabläufe ergibt sich eine durchschnittliche Konzentration zwischen 0,15 µg/L und 0,30 µg/L.

Die höchste Frachtbelastung wird dementsprechend bei den größten Kläranlagen des Erftverbandes (GWK Kessenich und GWK Kenten) gemessen (Abbildung 60).

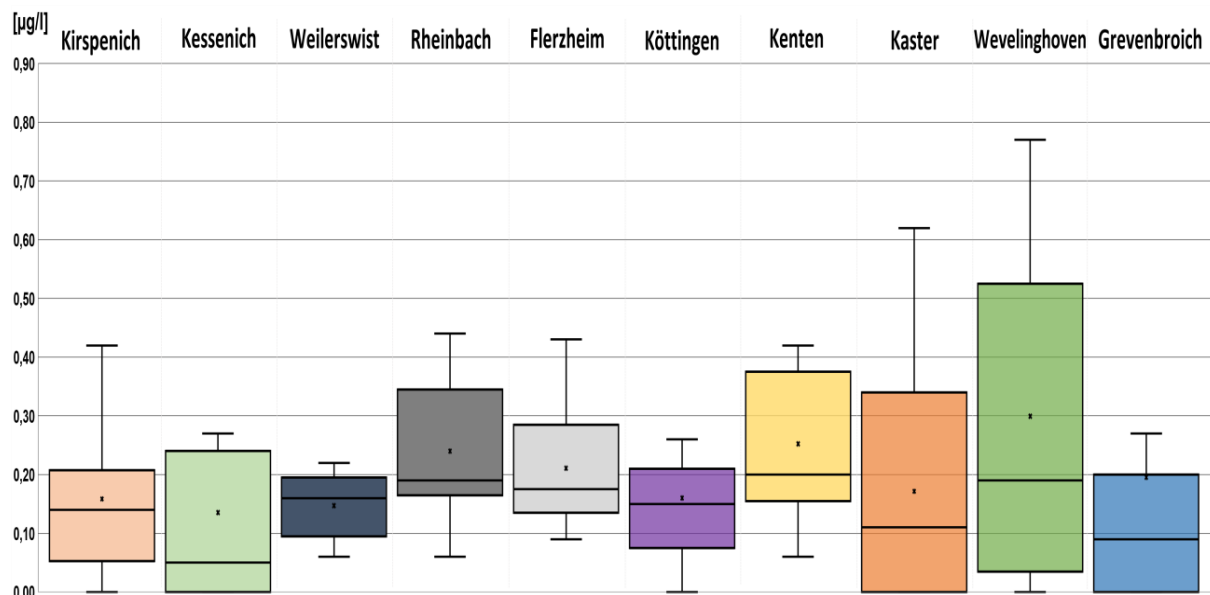


Abbildung 59: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Sulfamethoxazol (Box-Whisker-Diagramm)

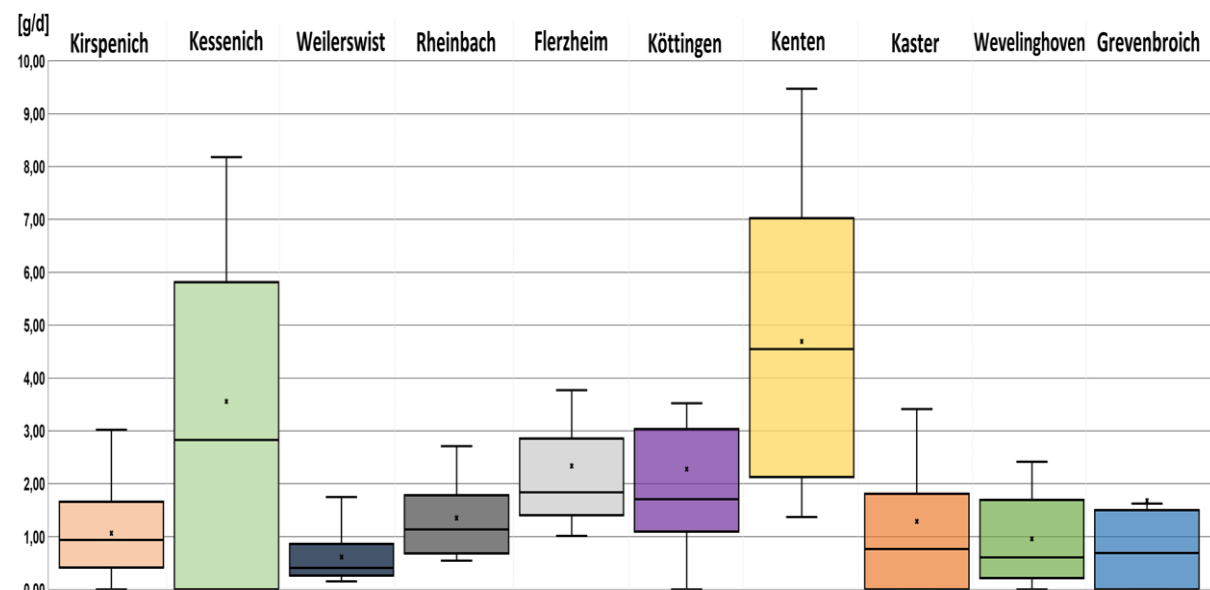


Abbildung 60: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Sulfamethoxazol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.8 Benzotriazol (Korrosions-, Frostschutzmittel)

5.2.8.1 Konzentration in der Erft

Der Leitparameter Benzotriazol ist ein Korrosions- und Frostschutzmittel. Das BK beträgt 10 µg/L. In der Abbildung 61 sind die Konzentrationen entlang der Erft dargestellt.

Das BK wird an keiner Probenahmestelle überschritten.

Die durchschnittlich kumulierte Höchstkonzentration an Benzotriazol beträgt 2,20 µg/L und liegt unterhalb der Einleitstelle des GWK Kenten vor.

Der Wert wird wie folgt eingestuft:

Probenahmestellen mit auffälligen Konzentrationsentwicklungen liegen an den Gruppenklärwerken Kessenich und Kenten (Tabelle 13).

Tabelle 13: Auffällige Anstiege im Gewässer für den Stoff Benzotriazol

Eintragspfade	Wert vor Eintrag	Wert nach Eintrag	Fließstrecke
KA Kirspenich	<0,05 µg/L	1,10 µg/L	1,6 km
GWK Kessenich	0,61 µg/L	2,00 µg/L	0,7 km
GWK Kenten	1,30 µg/L	2,50 µg/L	0,4 km

Unterhalb der Einleitung der KA Kirspenich steigt die Konzentration im Gewässer auf 0,82 µg/L, dies ist jedoch nur von geringer Bedeutung, da die Konzentration bis zur nächsten Probenahmestelle oberhalb der Mündung des Veybachs auf 0,44 µg/L sinkt (Abbildung 61). Unterhalb der Einleitstelle des GWK Kessenich kommt es zum ersten auffälligen Konzentrationsanstieg von 0,51 µg/L auf 1,66 µg/L. Bis zur Probenahmestelle, die oberhalb der Einleitstelle des GWK Kenten angeordnet ist, bleibt die Konzentration nach einer geringfügigen Abnahme konstant. Anschließend steigt die Konzentration unterhalb der Einleitstelle auf 2,20 µg/L. Infolge der weiter unterhalb liegenden Wiebach-Einleitung (RWE) nimmt die Konzentration auf etwa 0,50 µg/L ab und steigt anschließend bis zur Mündung in den Rhein wieder auf 0,71 µg/L an.

Die Frachtbelastung steigt kontinuierlich im Erftverlauf bis zur Kläranlage Köttingen. Die weitere Erhöhung der Fracht verursacht der Ablauf des GWK Kenten. Im weiteren Verlauf bleibt die Frachtbelastung relativ konstant bis zur Mündung der Erft in den Rhein (Abbildung 62).

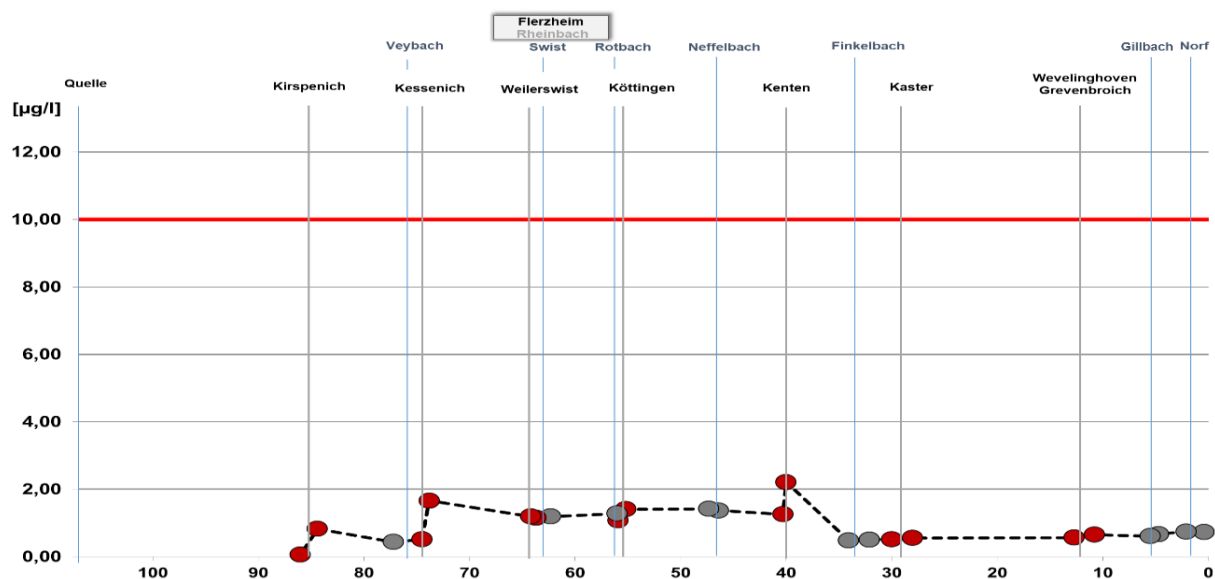


Abbildung 61: Konzentration entlang der Erft, Benzotriazol

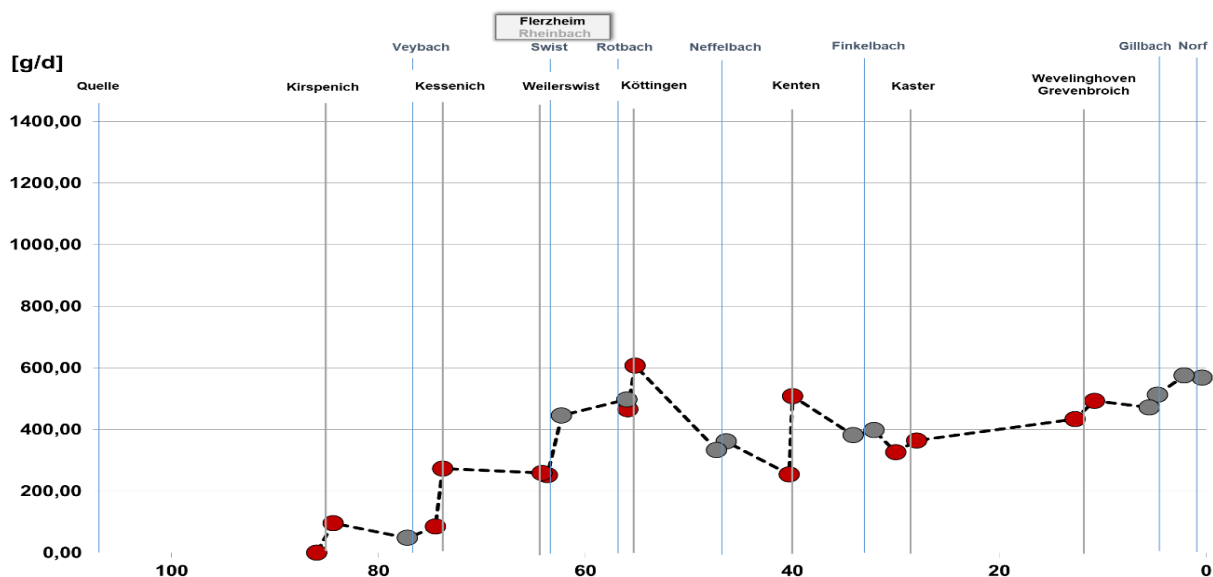


Abbildung 62: Frachten entlang der Erft, Benzotriazol

5.2.8.2 Konzentration bei Regen-/ Trockenwettertagen

Der Abbildung 63 ist zu entnehmen, dass an allen Probenahmestellen die Konzentrationen unterhalb des BK liegen.

Bei Regenwetterabfluss liegen alle Konzentrationen unter denen bei Trockenwetterabfluss. Im Erftabschnitt zwischen den Einleitstellen der KA Kirспенich und dem GW Kerten (Fließstrecke: 46 km) kommt es zu einem geringfügigen Konzentrationsanstieg bei Regenwettertagen von $<0,05 \mu\text{g/L}$ auf $1,10 \mu\text{g/L}$. Unterhalb der Einleitung des GW Kerten steigt die Konzentration in der Erft auf $1,50 \mu\text{g/L}$ und fällt anschließend infolge des Verdünnungseffekts. Oberhalb der Mündung des Finkelbachs ist die Konzentration vergleichbar mit den Trockenwetterwerten.

Bei Trockenwetterabfluss kommt es unterhalb der Einleitstellen der KA Kirспенich sowie der GW Kessenich und Kerten im Verhältnis zu Regenwetterabflüssen zu starken Konzentrationszunahmen.

Verschiedene Eintragspfade von Benzotriazol (Mischwasserentlastungen) verursachen ungewöhnlich hohe Frachten bei Regenwettertagen im Vergleich zu den Trockenwettertagen (Abbildung 64).

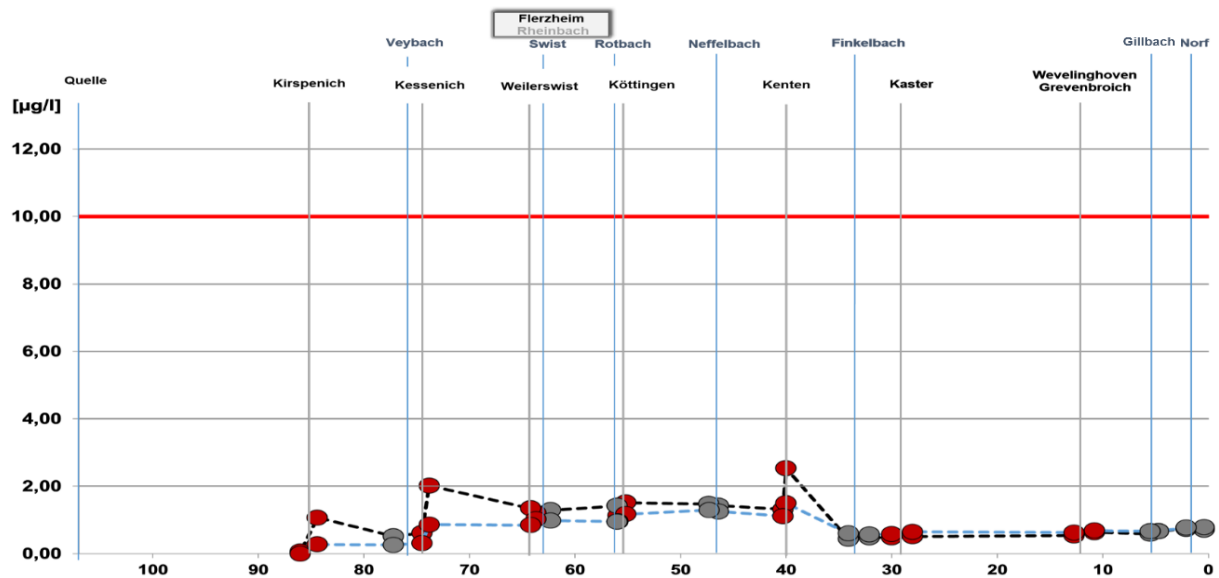


Abbildung 63: Konzentration entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Benzotriazol

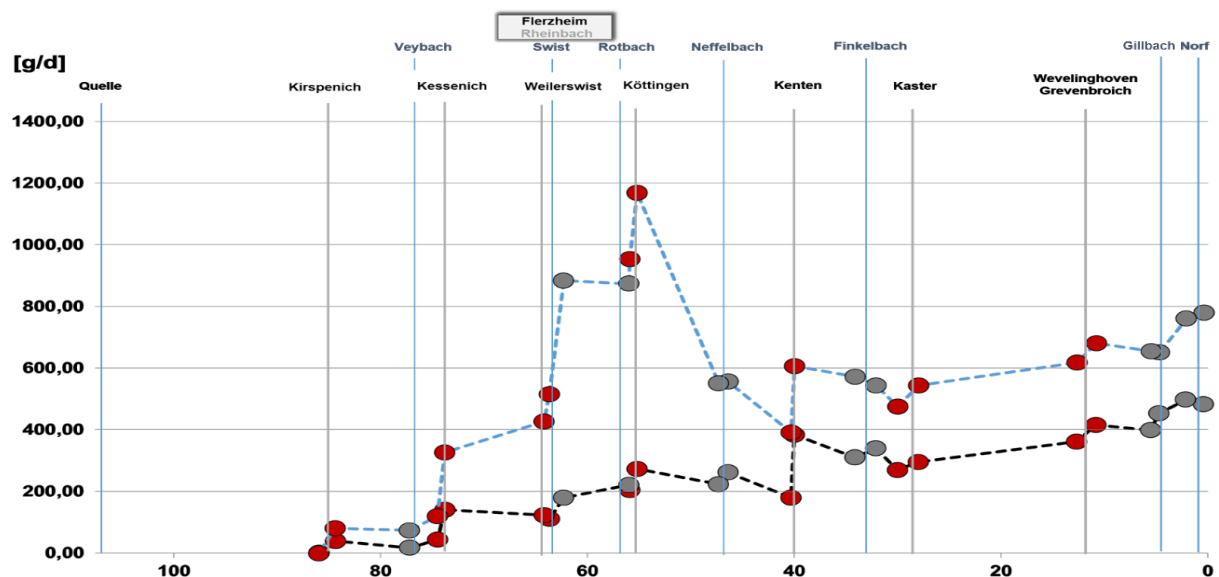


Abbildung 64: Frachten entlang der Erft Regen-/Trockenwettertagen, Benzotriazol

5.2.8.3 Konzentration aus dem Nebengewässer

Alle ermittelten Konzentrationen der Nebengewässer unterschreiten das BK und sind in Abbildung 65 dargestellt. Während Benzotriazol im Nebengewässer Norf nicht nachgewiesen wurde, beträgt die Konzentrationsspanne in den übrigen Nebengewässern zwischen 0,25 µg/L und 2,50 µg/L.

Die Höchstwerte werden an der Mündung des Finkelbachs nachgewiesen, dessen mittlere Konzentration 1,75 µg/L beträgt und im Vergleich zu den übrigen Nebengewässern der Erft das Maximum darstellt. Die zweithöchste Konzentration (2,40 µg/L) wird an der Mündung der Swist festgestellt, die eine durchschnittliche Konzentration von 1,40 µg/L aufweist. Die geringste Belastung für den Stoff Benzotriazol nach der Norf wird in der Mündung des Veybachs registriert.

Die höchste Fracht wurde in der Swist gemessen (Abbildung 66).

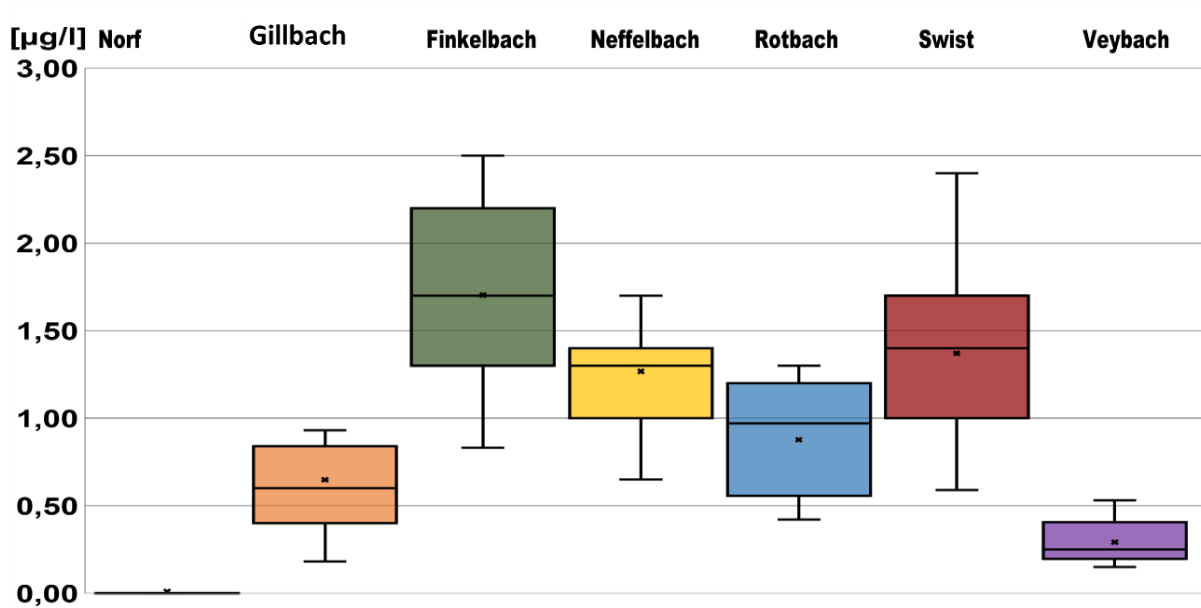


Abbildung 65: Konzentration aus den Nebengewässern, Benzotriazol (Box-Whisker-Diagramm)

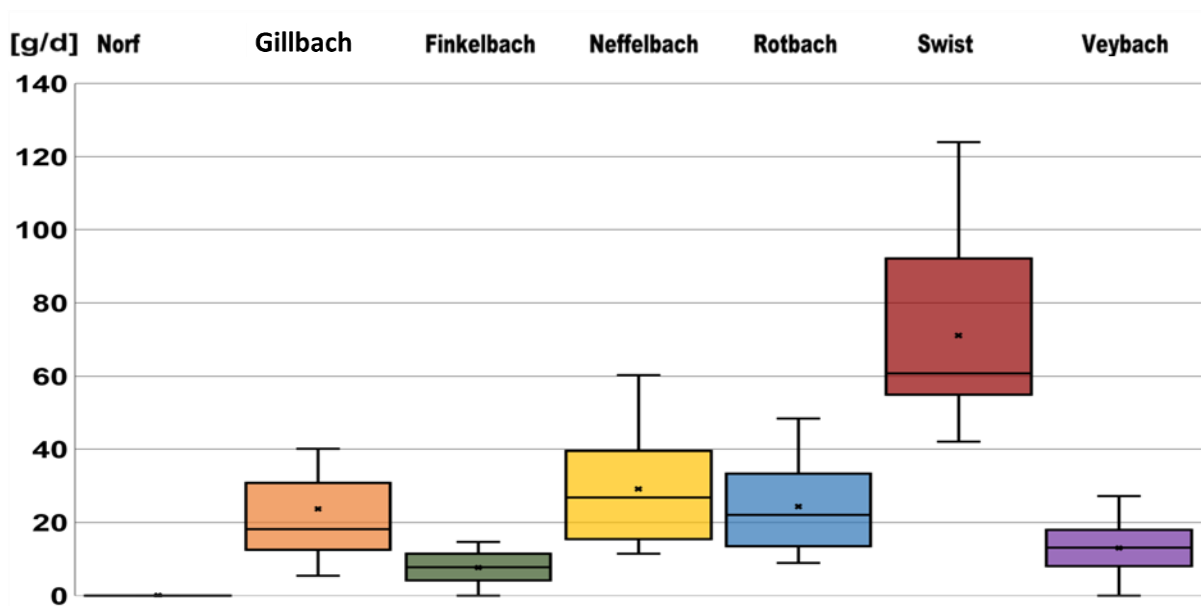


Abbildung 66: Frachten aus den Nebengewässern, Benzotriazol (Box-Whisker-Diagramm)

5.2.8.4 Konzentration aus dem Kläranlagenabfluss

Das BK wurde in sechs von zehn Kläranlagenabläufen (Abbildung 67) überschritten. Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass das BK für die Konzentrationen in Abläufen von Kläranlagen nicht relevant ist, sondern für die Konzentrationen in Gewässern. Die vier Kläranlagen mit geringer Belastung sind die Kläranlagen Kirspenich, Weilerswist und Rheinbach sowie das GW Flerzheim. Die höchsten Ablaufkonzentrationen dieser Anlagen betragen zwischen 5,9 µg/L und 6,1 µg/L und die durchschnittlichen Konzentrationen variieren zwischen 3,0 µg/L und 4,5 µg/L.

Bei den höher belasteten Kläranlagenabläufen befinden sich die Konzentrationen der Gruppenklärwerke Kessenich, Kenten, Kaster und der Kläranlage Wevelinghoven in einem vergleichbaren Rahmen. Die Höchstwerte liegen zwischen 12,0 µg/L und 13,0 µg/L und die mitt-

Ieren Konzentrationen betragen 7,0 µg/L mit Ausnahme dem GWK Kessenich, deren mittlere Ablaufkonzentration 5,9 µg/L beträgt.

Die höchsten Ablaufkonzentrationen (etwa 19,0 µg/L) werden an den Kläranlagen Köttingen und Grevenbroich festgestellt. Die Höchstwerte beider Kläranlagen betragen 19,0 µg/L, jedoch liegen die Minimal- und Mittelwerte bei Grevenbroich höher als bei der KA Köttingen. In Grevenbroich liegt der Mittelwert bei 10,5 µg/L und in Köttingen bei 9,0 µg/L.

Die höchsten Frachtbelastungen kommen von den Gruppenklärwerken Kessenich und Kenten sowie von den Kläranlagen Köttingen und Grevenbroich (Abbildung 68).

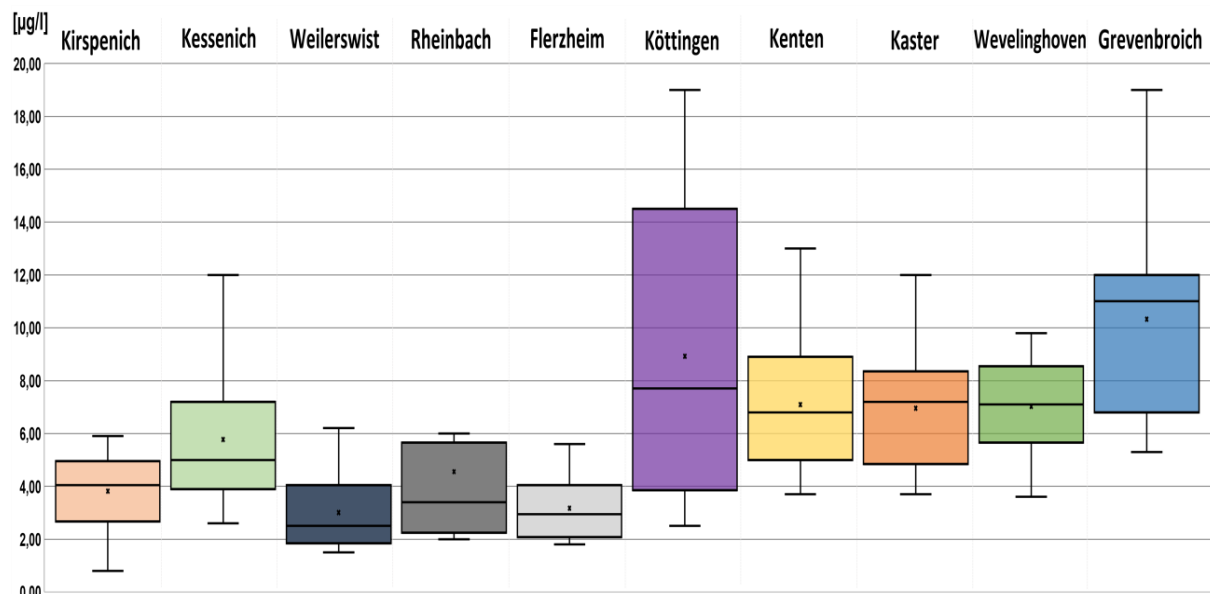


Abbildung 67: Konzentration aus dem KA-Ablauf, Benzotriazol (Box-Whisker-Diagramm)

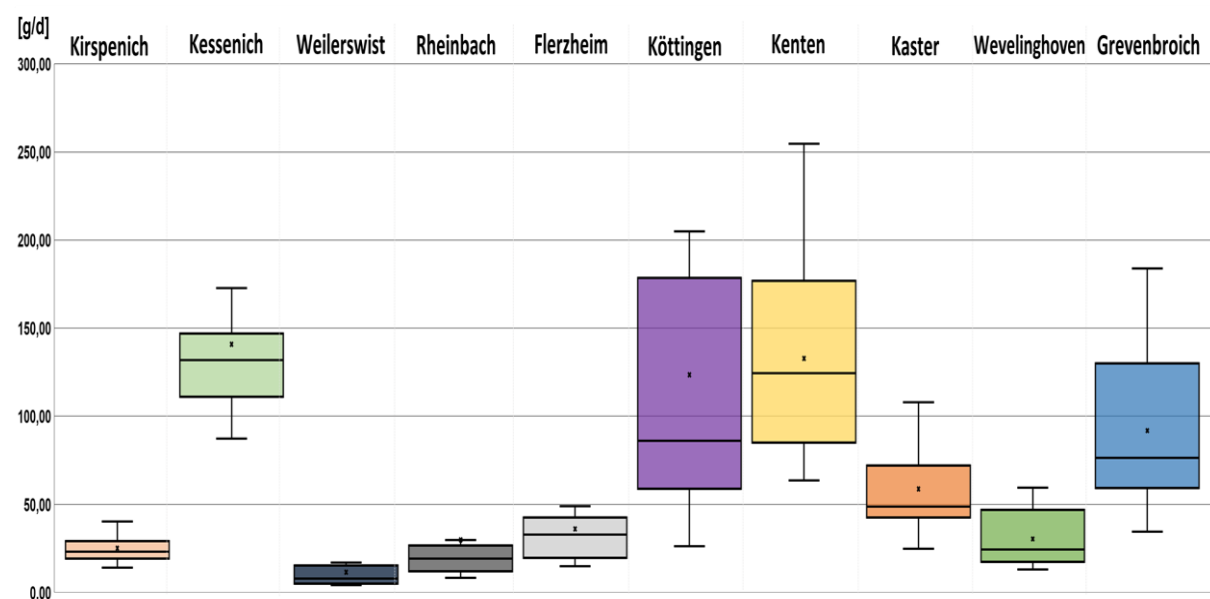


Abbildung 68: Frachtbelastung aus dem KA-Ablauf, Benzotriazol (Box-Whisker-Diagramm)

5.3 Untersuchungsergebnisse Transformationsprodukte

„Biotransformation, enzymatisch katalysierte Umwandlung von Arzneistoffen und anderen Fremdstoffen (Xenobiotika) im Organismus. Die B. findet vor allem in der Leber, in geringem Umfang auch in anderen Organen und in Körperflüssigkeiten statt. Die die B. bewirkenden Enzyme der Leber sind in den Mikrosomen lokalisiert. Die Biotransformationsprodukte können wirkungsschwächer als die Ausgangsstoffe oder unwirksam sein (Entgiftung, Inaktivierung), sie können aber auch wirksamer als die Ausgangsstoffe (Giftung, Aktivierung) sein. Letzterer Fall liegt bei den Prodrugs vor. In vielen Fällen werden durch B. besser wasserlösliche und damit besser aus dem Körper eliminierbare Stoffe gebildet. Bei der B. unterscheidet man zwischen Phase-I-Reaktionen (Oxidation, Reduktion, Hydrolyse) und Phase-II-Reaktionen (Konjugatbildung mit körpereigenen Stoffen)“ (Spektrum 1999).

5.3.1 Diclofenac

Für Diclofenac wurde ein Transformationsprodukt während der Untersuchung mit untersucht:

- 4-Hydroxy-Diclofenac

Es besteht ein Zusammenhang des Konzentrationsverlaufs von Diclofenac und seines Transformationsproduktes (Abbildung 69). Die Transformationskonzentrationen sind dennoch um das Vierfache bzw. an vereinzelt Stellen sogar um das Fünffache niedriger. Die mittleren Konzentrationen liegen für Diclofenac bei 0,29 µg/L und für 4-Hydroxy-Diclofenac bei 0,06 µg/L.

Der Transformationsstoff 4-Hydroxy-Diclofenac überschreitet an 14 Probenahmestellen das BK vom Spurenstoff Diclofenac, dabei befinden sich die meisten Überschreitungen im Mittellauf der Erft zwischen der Einleitungsstelle der Gruppenklärwerke Kessenich und Kenten. Die höchste Konzentration beider Stoffe kommt innerhalb dieses Bereiches vor.

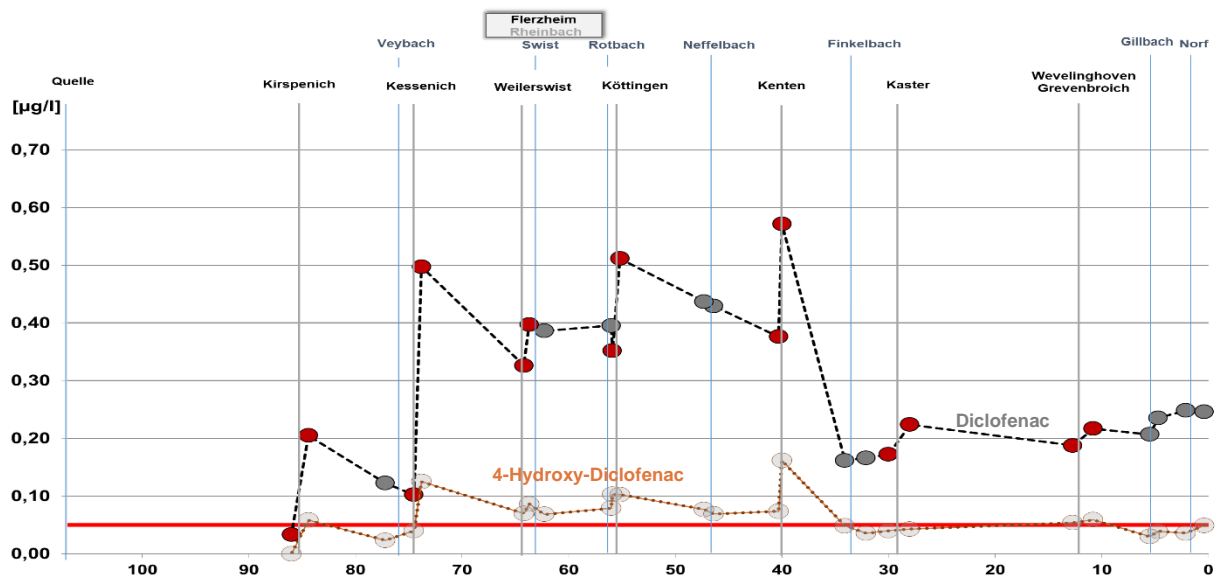


Abbildung 69: Transformationsprodukt von Diclofenac, 4-Hydroxy-Diclofenac

5.3.2 Carbamazepin

Für Carbamazepin werden drei Transformationsprodukte während der Untersuchung mit beprobt:

- Carbamazepin-dihydro-dihydroxy
- Iminostilben
- Acridin

Carbamazepin besitzt 3 Transformationsprodukte, dabei ist der transformierte Stoff Acridin zu vernachlässigen, da dieser Stoff an den Probenahmestellen in der Erft keine nachweisbaren Belastungen verursacht (Abbildung 70).

Die Konzentration des Transformationsprodukts Carbamazepin-dihydro-dihydroxy übersteigt die Carbamazepinkonzentration unterhalb der Einleitungsstelle des GWK Kessenich deutlich und verbleibt bis zur Mündung in den Rhein auf einem höheren Niveau. Der deutliche Anstieg der Konzentration unterhalb der Einleitungsstelle des GWK Kessenich kann auf das Krankenhaus Euskirchen im Kläranlageneinzugsgebiet zurückzuführen sein. Im weiteren Flussverlauf wird unterhalb der Einleitungsstelle des GWK Kenten das BK von 0,50 µg/L überschritten.

Die Entwicklung der Konzentration des Stoff Iminostilben verhält sich nahezu identisch zur Konzentrationsentwicklung von Carbamazepin. Unterhalb der Einleitungsstelle des GWK Kenten übersteigt die Iminostilben-Konzentration die Konzentration von Carbamazepin und erst kurz vor der Mündung in den Rhein sinkt die Iminostilben-Konzentration wieder auf das Niveau der Carbamazepin-Konzentration. Die mittleren Konzentrationen der einzelnen Nebenprodukte betragen für Acridin <0,05 µg/L, für Carbamazepin-dihydro-dihydroxy 0,23 µg/L und für Iminostilben 0,14 µg/L. Die mittlere Carbamazepin-Konzentration beträgt in der Erft 0,12 µg/L.

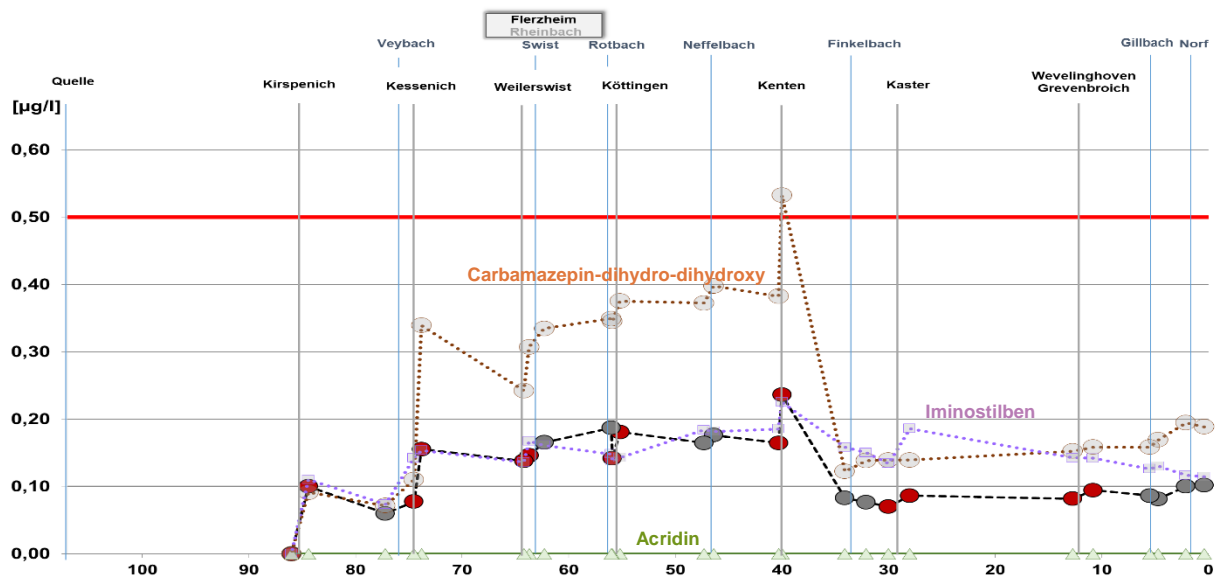


Abbildung 70: Transformationsprodukte von Carbamazepin, Carbamazepin-dihydro-dihydroxy; Iminostilben; Acridin

5.3.3 1H-Benzotriazol

Für 1H-Benzotriazol wird ein Transformationsprodukt während der Untersuchung mit untersucht:

- 1H-Benzotriazol-4Methyl

Die Konzentrationsentwicklung des transformierten Stoffs verhält sich ähnlich zu der Entwicklung von 1H-Benzotriazol, jedoch auf einem niedrigen Konzentrationsniveau (Abbildung 71). Die mittlere Konzentration im Gewässer beträgt für 1H-Benzotriazol 0,92 µg/L und für den transformierten Stoff 0,26 µg/L, somit liegt die 1H-Benzotriazol-4Methyl-Konzentration im Mittel um etwa ein Drittel unterhalb der Konzentration des Hauptstoffes.

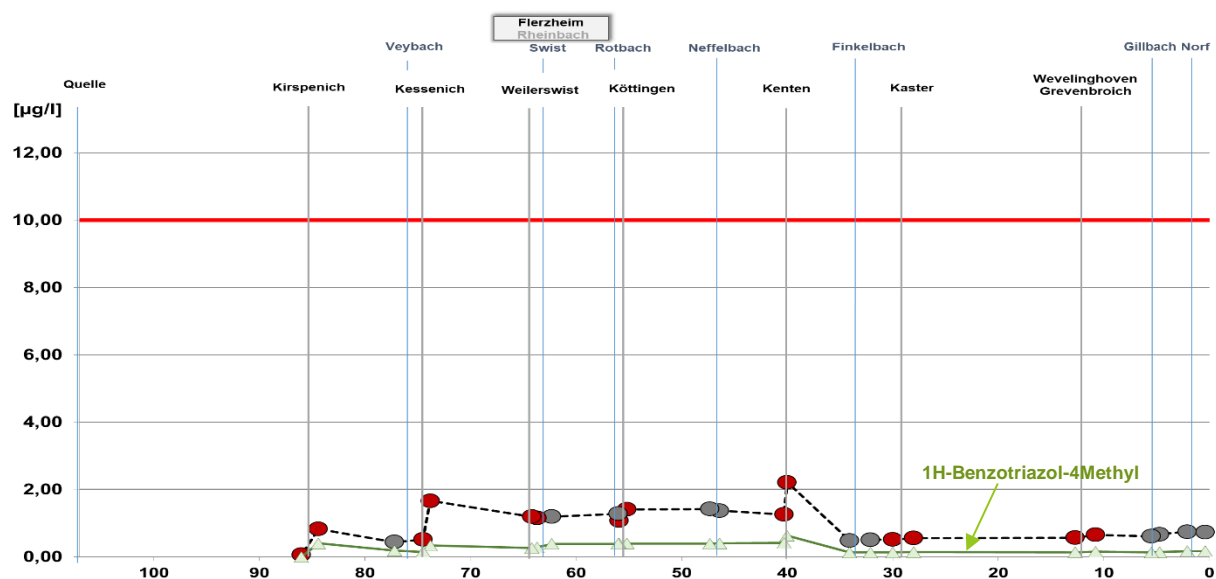


Abbildung 71: Transformationsprodukt von 1H-Benzotriazol-, 1H-Benzotriazol-4Methyl

6 Ergebnisse der Modelle

6.1 Ergebnisse der DWA-Gewässergütemodellierung

6.1.1 Vergleich von Messwerten und simulierten Werten

Zur Plausibilisierung der Modellberechnungen, wurde ein Vergleich von Ergebnissen der Gütemodellierung und Messwerten aus der Monitoringkampagne erstellt. Die Messwerte individueller Standorte wurden aus den Ergebnissen aller (Stich-)Probenahmen bei Trockenwetter gemittelt (hier wurde der Median gebildet, um mögliche Ausreißer auszuschließen); für Werte kleiner der Bestimmungsgrenze wurde die Hälfte der Bestimmungsgrenze angenommen. Dieser Medianwert wurde den zu einem definierten Zeitpunkt simulierten Konzentrationen gegenübergestellt.

In Abbildung 72 sind die gemittelten Messwerte aus den Trockenwetter-Monitoringkampagnen und die simulierten Konzentrationen im Flusslängsprofil dargestellt. Der für diesen Vergleich ausgewählte Simulationszeitraum ist 12 Uhr des jeweiligen Sommer- oder Winterszenarios und entspricht in etwa dem Probenahmezeitpunkt (+/- 4 Stunden). Für Carbamazepin wurde nur ein Szenario – Sommer, trocken – dargestellt, da dieser Stoff keinem Abbau unterliegt und das Verhalten des Stoffes im Gewässer im Sommer wie im Winter identisch ist. In Tabelle 14 ist das Verhältnis (Quotient) aus berechneten und gemessenen Konzentrationen, gemittelt aus 24 Standorten an denen ein direkter Vergleich aus berechneten und gemessenen Werten möglich war, beschrieben.

Der Tabelle und der Abbildung sind zu entnehmen, dass die simulierten Konzentrationen von Carbamazepin den Messwert im Mittel exakt wiedergeben (Verhältnis 1,0). Die gemessenen Konzentrationen von Metoprolol, Diclofenac und Benzotriazol liegen im Median über den simulierten Werten (Verhältnis 1,2 – 1,9). Im Mittellauf der Erft geben die simulierten Werte die Messwerte am besten wieder, im Unterlauf ist dieses Verhältnis bei allen betrachteten Stoffen am größten (Abbildung 72).

Im Winterszenario liegen die simulierten Konzentrationen von Diclofenac, Metoprolol und Benzotriazol näher an den Messwerten als im Sommerszenario (Verhältnis Winter: 1,2 – 1,3; Verhältnis Sommer 1,4 – 1,9).

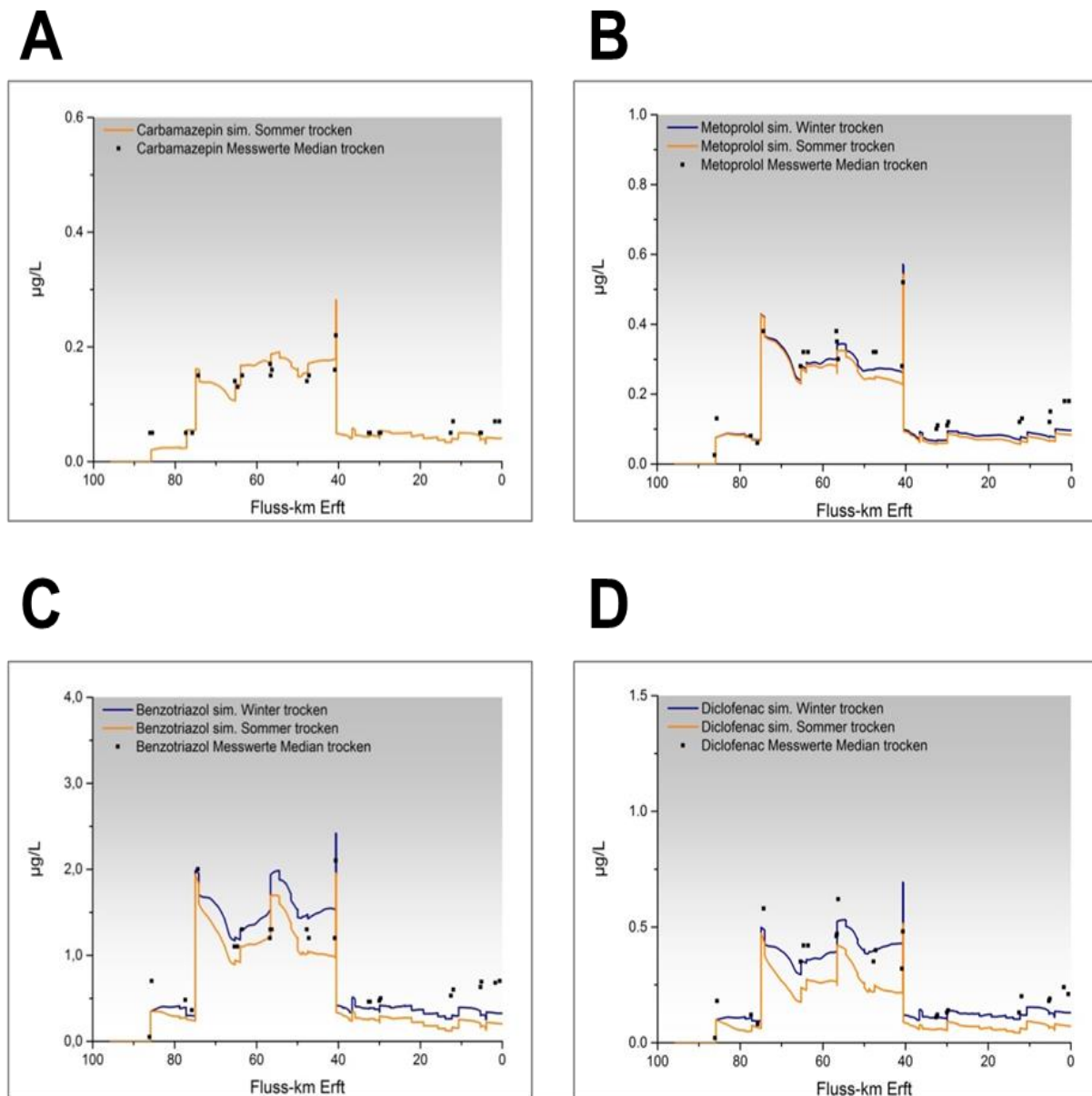


Abbildung 72: Vergleich von simulierten und gemessenen Konzentrationen von Carbamazepin (A), Metoprolol (B), Benzotriazol (C) und Diclofenac (D) (Mediankonzentrationen der Trockenwettermesskampagnen).

Tabelle 14: Verhältnis von Messwerten zu simulierten Werten (beides Trockenwetterszenario)

	Carbamazepin	Diclofenac		Benzotriazol		Metoprolol	
		Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer
Median (n = 24)	1,0	1,2	1,9	1,2	1,6	1,3	1,4
Standardabweichung	0,4	0,3	0,7	0,5	1,1	0,3	0,4

6.1.2 Darstellung der Konzentrationen im Längsprofil und Tagesgang

Um das Verhalten der Spurenstoffe im Tagesgang und über das gesamte Flusslängsprofil der Erft zu zeigen, wurden die Simulationsergebnisse in eine 3D-Grafik übertragen. In Abbildung 73 und Abbildung 74 sind die Stoffe Carbamazepin und Metoprolol im Sommer-szenario, und in Abbildung 75 bis Abbildung 78 die Stoffe Diclofenac und Benzotriazol im Sommer- und Winterszenario, dargestellt.

In allen Darstellungen ist der Einfluss der Kläranlagen sowie der Wiebacheinleitung zu erkennen. Letztere führt zu einem starken Konzentrationsrückgang durch Verdünnungsprozesse. Die Konzentrationen im Gewässer sind, wie in der Abbildung ersichtlich, von den Abflusstagesganglinien der Kläranlagen beeinflusst: In den frühen Morgenstunden sind die Einleitmengen und dadurch auch die Emissionen ins Gewässer am geringsten. Mit höheren Einleitmengen steigen die Emissionen wieder an.

Maximale Konzentrationen wurden unterhalb der Einleitung des GWK Kenten festgestellt. Für die Stoffe Carbamazepin und Metoprolol treten die höchsten simulierten Konzentrationen (0,29 µg/L und 0,56 µg/L) gegen 14 Uhr auf. Bei Diclofenac und Benzotriazol wurden die Spitzenkonzentrationen im Winter ebenfalls um ca. 14 Uhr abgebildet (mit 0,70 µg/L und 2,46 µg/L), im Sommerszenario hingegen um ca. 11 Uhr (mit 0,53 µg/L und 1,97 µg/L). Weitere Belastungsspitzen treten unterhalb der Kläranlagen Kessenich und Köttingen auf. Im Mittel lagen die simulierten Konzentrationen von Diclofenac und Benzotriazol im Winter um das 1,5 fache über den Sommerkonzentrationen.

Wie schon im Monitoring beobachtet und durch die Simulationsergebnisse bestätigt, wird das Bewertungskriterium von Diclofenac von 0,05 µg/L in der Erft, mit Ausnahme des Abschnittes von der Quelle bis zur ersten Kläranlageneinleitung (KA Kirspenich), nicht eingehalten. Daher wurde in einem weiteren Schritt, ein Zukunftsszenario erstellt, welches die Auswirkung von Maßnahmen zeigt. Wie in Abbildung 79 ersichtlich, können in diesem Szenario die Konzentrationsspitzen im Gewässer deutlich reduziert – die Maximum Konzentration liegt unterhalb der Kläranlage Köttingen bei 0,35 µg/L - das Kriterium von 0,05 µg/L aber dennoch nicht eingehalten werden.

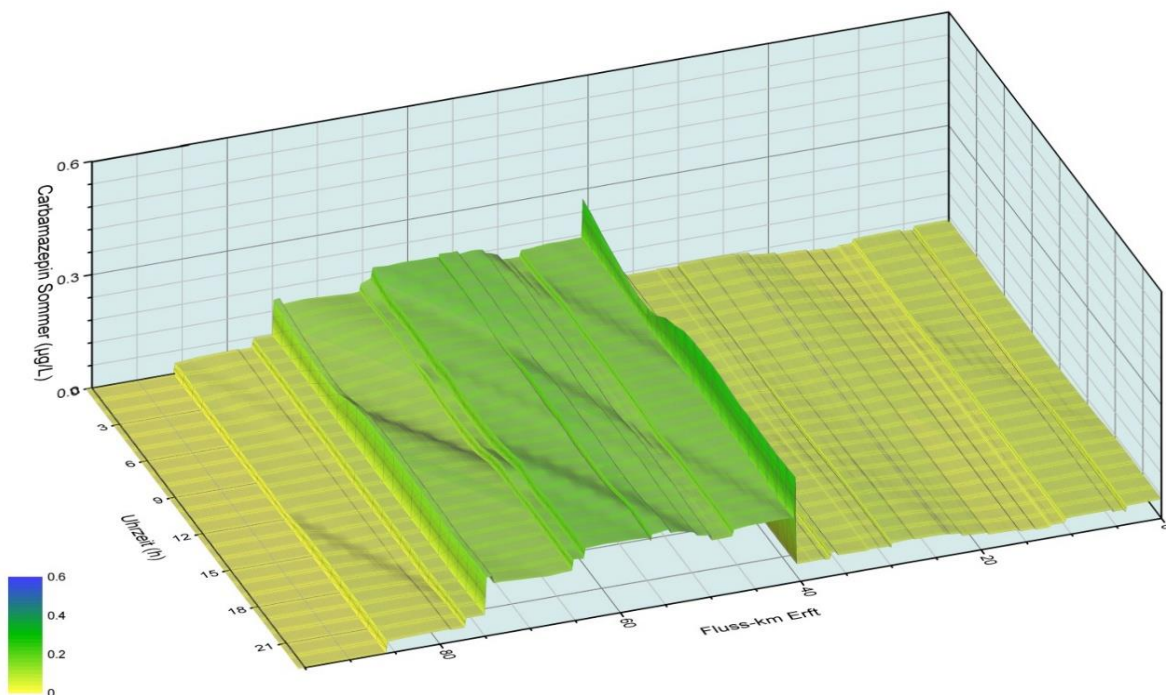


Abbildung 73: Simulierte Carbamazepin Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Sommer.

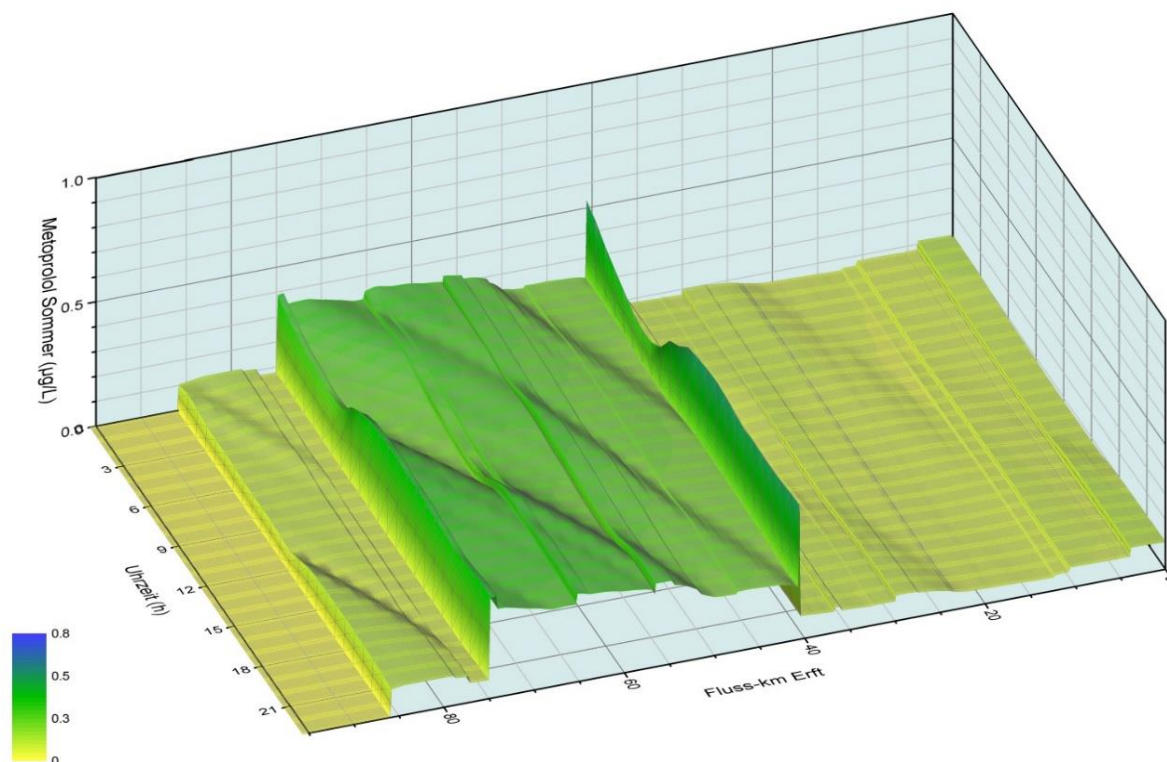


Abbildung 74: Simulierte Metoprolol Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Sommer.

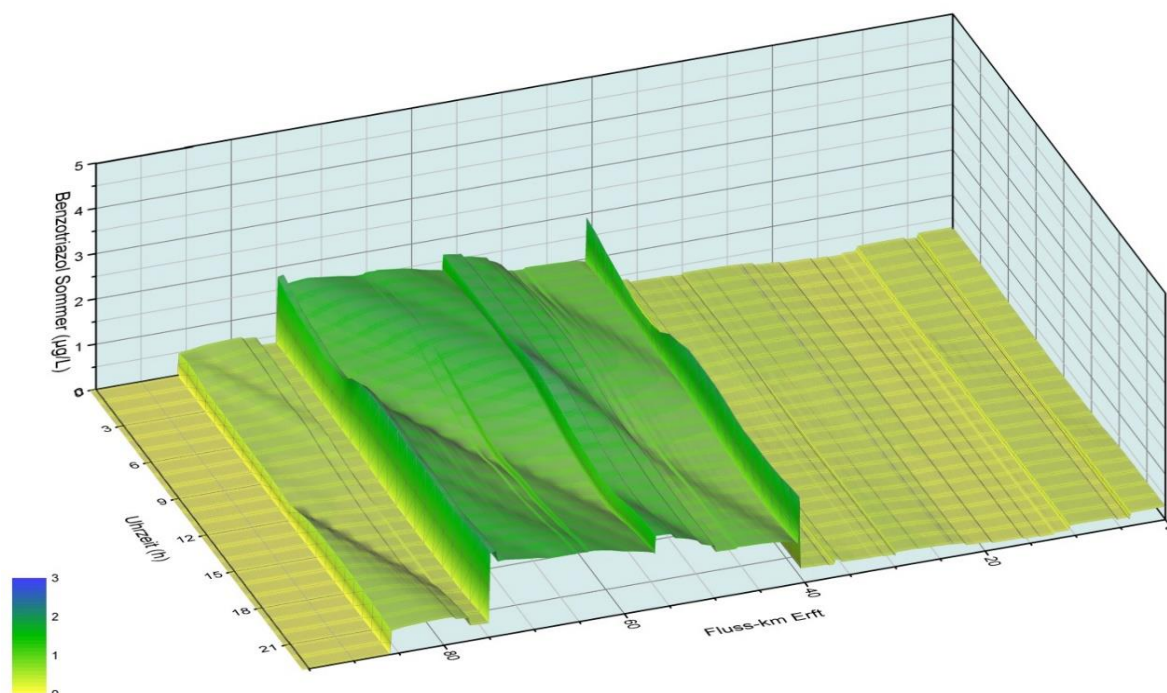


Abbildung 75: Simulierte Benzotriazol Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Sommer.

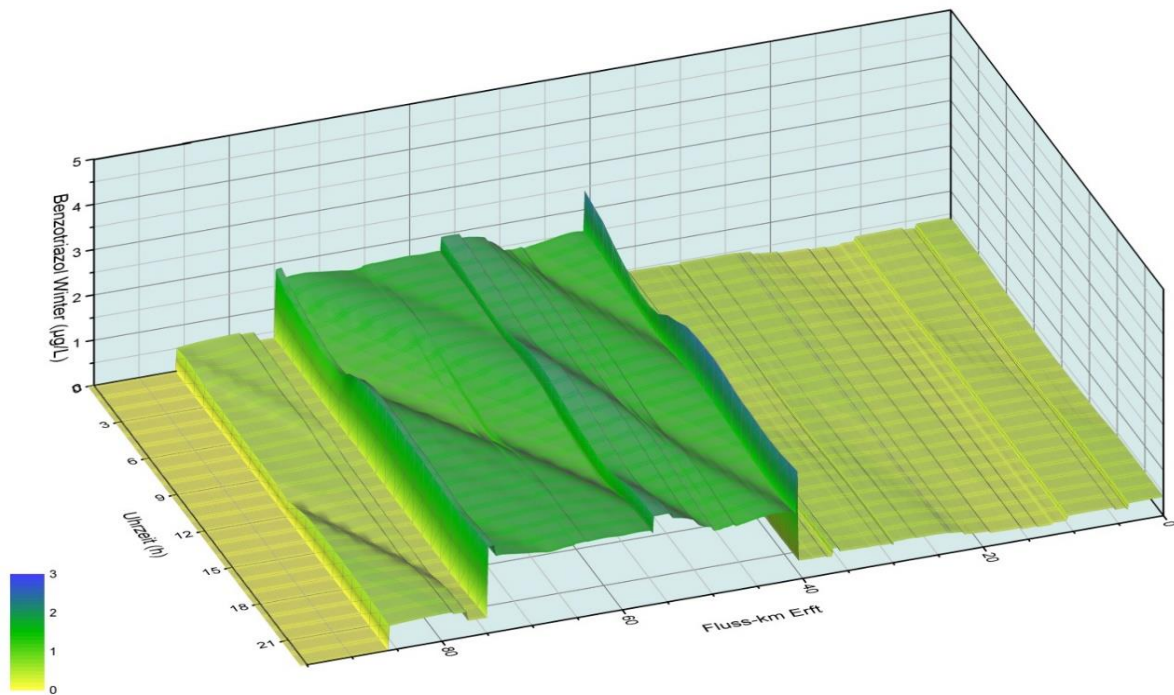


Abbildung 76: Simulierte Benztiazol Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Winter.

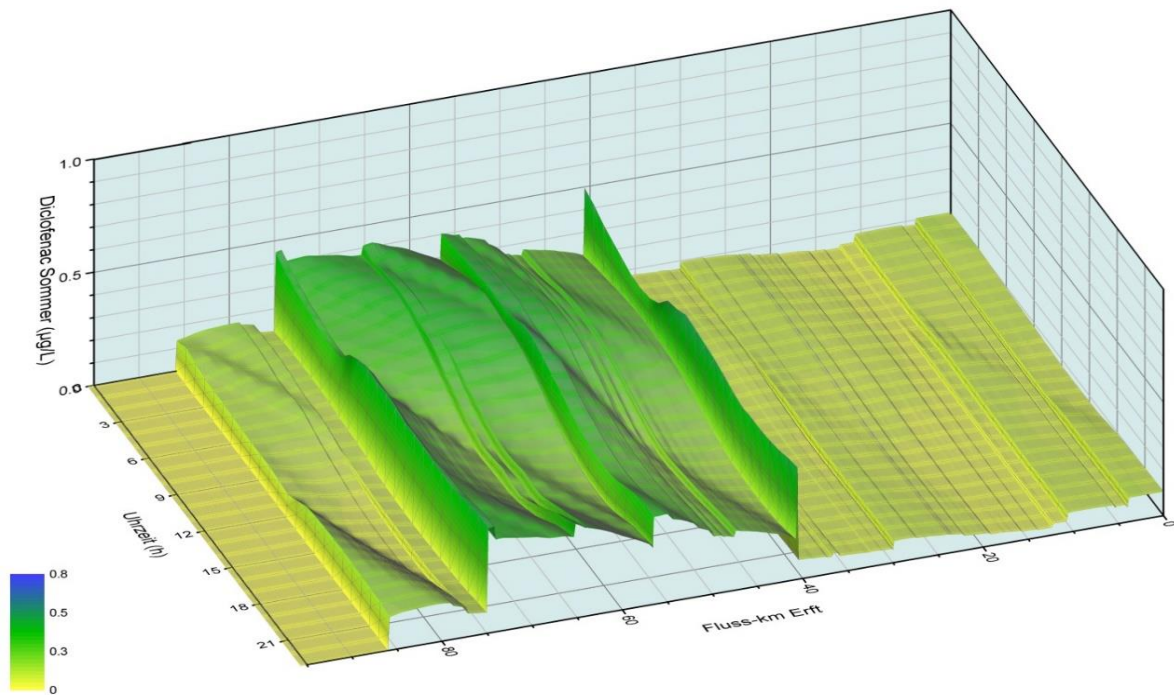


Abbildung 77: Simulierte Diclofenac Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Sommer.

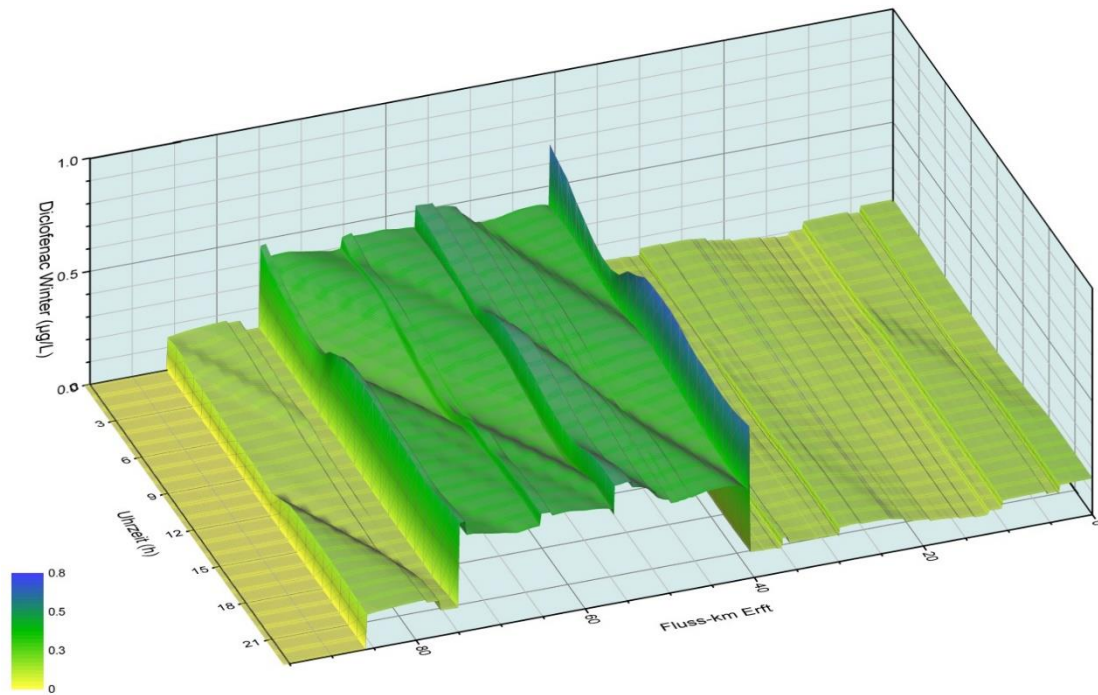


Abbildung 78: Simulierte Diclofenac Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Winter.

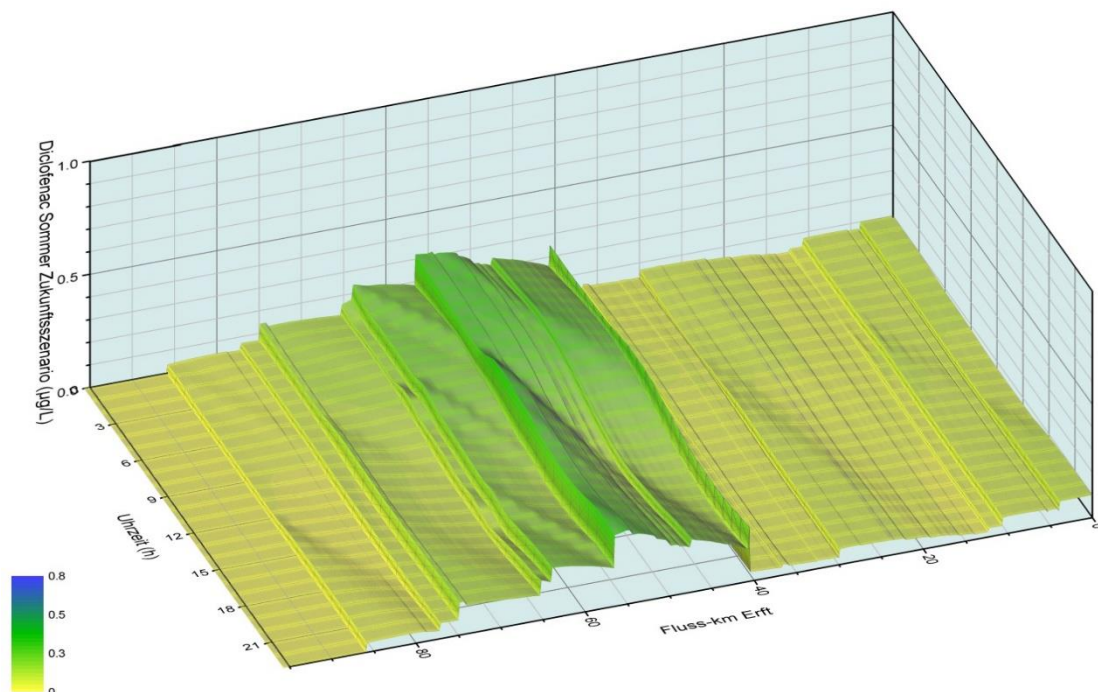


Abbildung 79: Simulierte Diclofenac Konzentrationen im Tagesgang und Längsprofil der Erft im Sommer. Dargestellt ist das Zukunftsszenario mit der vierten Reinigungsstufe an drei Kläranlagen.

6.1.3 Diskussion der Ergebnisse

Durch die Anwendung des Modells und auf Basis umfangreicher Monitoringdaten sowie Literaturdaten zu stoffspezifischen Kenngrößen konnte eine gute Aussage über die Gewässergüte in ihrer zeitlichen und räumlichen Variabilität getroffen werden. Die Relation von den simulierten Werten zu den Messwerten liegt zwischen 1,0 und 1,9 abhängig von den unterschiedlichen Spurenstoffen und Szenarien. Vor allem im Unterlauf der Erft aber waren diese Differenzen höher. Dies mag zum einen an Abweichungen im Abflussverhalten liegen. Ferner sind weitere, durch das Monitoring bzw. das Modell unberücksichtigte Emissionseinträge möglich. Benzotriazol z. B. wird unter anderem in Industrien als Korrosionsschutzmittel in Prozess- oder Kühlwässern verwendet. Ein Eintrag durch Direkteinleiter ist hier nicht auszuschließen. Weiterhin kommt Benzotriazol in Enteisungsmitteln zum Einsatz. Hier ist ein zusätzlicher Eintrag über Oberflächenabfluss denkbar.

Mit dem Gewässergütemodell ist es gelungen, das Verhalten von vier Spurenstoffen mit sehr unterschiedlichen chemisch-physikalischen Eigenschaften im Gewässerverlauf darzustellen. Bei Carbamazepin handelt es sich um eine sehr persistente Substanz, die keinen Abbauprozessen unterworfen ist (Kapitel 4.3.1.3.2). Daher ist das Verhalten dieses Stoffes im Gewässer im Jahresverlauf konstant. Konzentrationsänderungen beruhen nur auf Einträgen, wie den Kläranlagen, oder Verdünnungen, durch z. B. Sumpfungswassereinleitungen. Der Beta-blocker Metoprolol wird teilweise biologisch transformiert (Kapitel 4.3.1.3.2).

Die – wenn auch nur geringen – Unterschiede zwischen Sommer- und Winterszenario sind auf die Temperaturabhängigkeit dieses Abbauprozesses zurückzuführen. Durch Literaturstudien ist bekannt, dass die Substanzen Diclofenac und Benzotriazol teilweise durch Photolyse im Gewässer abgebaut werden (Kapitel 4.3.1.3.2). Die Abbauraten sind daher maßgeblich von äußeren Einflüssen im Flusseinzugsgebiet wie Sonnenscheindauer und Strahlungsintensität abhängig. Dies wurde durch die Simulationsergebnisse des Winter- und Sommerszenarios bestätigt. Dabei stellt das Sommer-Szenario mit langer Sonnenscheindauer und wolkenlosem Himmel für den photolytischen Abbau ein Best-Case-Szenario dar. Dass solche optimalen Bedingungen nicht dem Jahresmittel entsprechen, belegen die Messwerte, welche näher am Winterszenario einem sogenannten Worst-Case-Szenario für photolytischen Abbau lagen.

Bei dem Schmerzmittel Diclofenac konnte das Bewertungskriterium von 0,05 µg/L im Gewässer nicht eingehalten werden, daher wurde in einem Zukunftsszenario eine Planungsmaßnahme simuliert. Die Simulationsergebnisse zeigten, dass selbst mit großem Aufwand seitens der Kläranlagenbetreiber (Ausbau von drei Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe) dieses Ziel nicht erreicht werden kann. Daraus lässt sich schließen, dass alleine durch Maßnahmen der Wasserwirtschaft das Ziel der Einhaltung von Grenzwerten kaum einzuhalten ist und daher auch weitere Akteure, wie z. B. die Verbraucher oder Arzneimittelhersteller Maßnahmen ergreifen müssen.

6.2 Ergebnisse des vereinfachten Stoffstrommodells

In Kapitel 4.4 sind die Ansätze des vereinfachten Stoffstrommodell beschrieben. Im Folgenden werden die Simulationsergebnisse für drei unterschiedliche Szenarien erläutert. Die Szenarien bilden die Auswirkungen der Anordnung von Anlagen zur Spurenstoffelimination auf verschiedenen Kläranlagen des Erfteinzugsgebietes ab und wurden an das Gewässergütemodell angelehnt. In dem Reduzierungsszenario wird ausschließlich der Stoff Diclofenac betrachtet. Als Modelleingangsgroßen werden die Daten verwendet, die an den neun Trockenwettertagen des Monitorings erfasst wurden.

Zur Erläuterung:

Die orangen rauteförmigen Punkte (--◇--) bilden die gemessenen IST-Konzentrationen im Gewässer ab.

Die grünen viereckförmigen Punkte (--■--) stellen die berechneten Konzentrationen des Stoffstrommodells dar.

6.2.1 1. Szenario

Im 1. Szenario wird eine Prognose für die Auswirkung der Erweiterungen der Kläranlage Kirspenich und den Gruppenklärwerken Kessenich und Kenten erstellt. Die Wahl dieser Anlagenstandorte basiert auf dem Umstand, dass nach diesen Kläranlageneinleitungen die höchsten Konzentrationsanstiege festgestellt wurden. Zusätzlich wird ein besonderer Fokus auf Standorte gelegt, die sich im Oberlauf der Erft (107 km – 70 km Fließstrecke bis zur Mündung) befinden. Die angesetzte Stoffreduktion beträgt an allen drei Standorten 80 %.

Die Simulation ergibt, dass die Anordnung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination am Standort der Kläranlage Kirspenich einen hohen Reduzierungseffekt für den Stoff Diclofenac für den Oberlauf des Gewässers bedeutet. Die simulierten Konzentrationen unterschreiten das Bewertungskriterium auf einer Fließstrecke von 10 km ab der Einleitungsstelle. Des Weiteren ist der höchste Konzentrationsrückgang nach der Einleitungsstelle des Gruppenklärwerks Kessenich zu identifizieren.

Zu beachten ist, dass nach dieser Einleitung die Konzentration des Bewertungskriteriums entlang der restlichen Fließstrecke nicht mehr unterschritten wird.

Die Stoffreduktion bzgl. des Gruppenklärwerks Kenten ist ebenfalls hoch und die Stoffkonzentration im Gewässer nimmt unterhalb der Wiebacheinleitung (Messstelle oberhalb „Finkelbach“) weiter ab. Wie bereits erwähnt wurde reicht die jedoch Reduktion nicht, um Konzentrationen unterhalb des Bewertungskriteriums zu erzielen.

Die Simulation ergibt insgesamt, dass durch die Erweiterung der drei Abwasserreinigungsanlagen um Anlagen zur Mikroschadstoffelimination eine Reduzierung der Diclofenac-Konzentration in Höhe von 29 % an der Mündung der Erft in den Rhein zu erwarten ist.

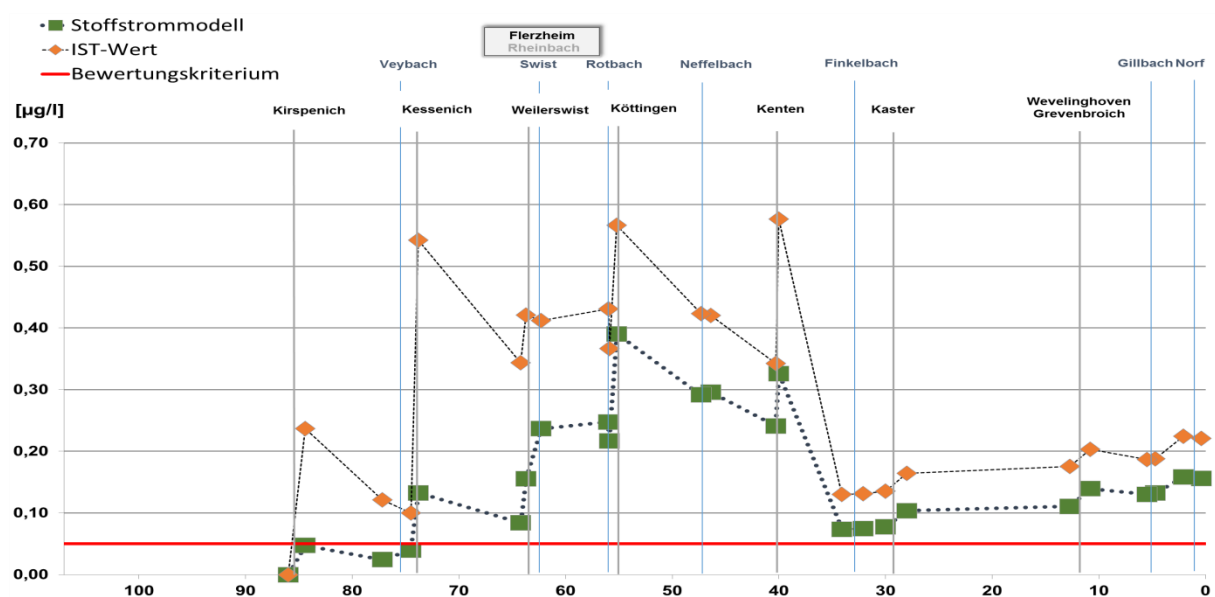


Abbildung 80: 1. Szenario; Simulation der Entwicklung der Diclofenac-Konzentrationen entlang der Erft bei Ausrüstung der Abwasseranlagen in Kirspenich, Kessenich und Kenten mit Anlagen zur Mikroschadstoffelimination

6.2.2 2. Szenario

Im 2. Szenario wird eine Prognose für die Auswirkung der Erweiterungen der Anlagen Kirspenich, Kessenich, Flerzheim und Rheinbach erstellt. Die Wahl dieser Anlagenstandorte basiert darauf, dass der Fokus auf Standorte gelegt wird, die sich im Oberlauf der Erft (107 km – 60 km Fließstrecke bis zur Mündung) befinden. Neben der Erft wird auch die Swist betrachtet. Die Einbeziehung der Swist ist damit zu begründen, dass es sich um das Nebengewässer der Erft mit der höchsten Wasserführung handelt. Daher wird dem Gewässer eine höhere Relevanz zugeteilt. Ein Großteil der Diclofenac-Belastung der Swist wird durch die Einleitungen der Kläranlage Rheinbach und des Gruppenklärwerks Flerzheim verursacht. Die angesetzte Stoffreduktion beträgt an den vier Standorten 80 %.

Bis zur Mündung der Swist entspricht die berechnete Konzentrationsentwicklung derjenigen des 1. Szenarios (Eliminationsgrad ca. 77 %). Während dort die Diclofenac-Konzentration unterhalb der Einleitung des GWK Kessenich deutlich ansteigt verbleibt sie beim 2. Szenario bis oberhalb der Einleitung der KA Köttigen auf einem gleichbleibendem Niveau. Analog zum 1. Szenario reichen die Maßnahmen jedoch nicht aus, um unterhalb der Einleitstelle des Gruppenklärwerks Kessenich in der Erft Diclofenac-Konzentrationen zu erreichen, die das Bewertungskriterium unterschreiten.

Die Simulation ergibt insgesamt, dass durch die Erweiterung der vier Abwasserreinigungsanlagen um Anlagen zur Mikroschadstoffelimination eine Reduzierung der Diclofenac-Konzentration in Höhe von 23 % an der Mündung der Erft in den Rhein zu erwarten ist.

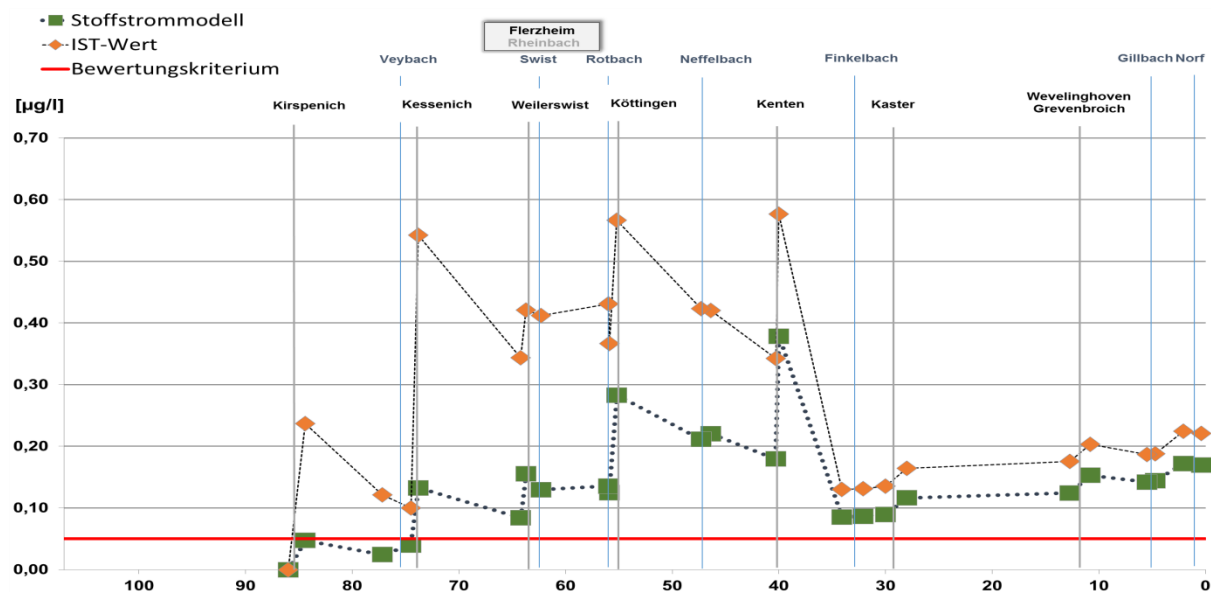


Abbildung 81: 2. Szenario; Simulation der Entwicklung der Diclofenac-Konzentrationen entlang der Erft bei Ausrüstung der Abwasseranlagen in Kirspenich, Kessenich, Flerzheim und Rheinbach mit Anlagen zur Mikroschadstoffelimination

6.2.3 3. Szenario

Im 3. Szenario wird eine Prognose für die Auswirkung der Erweiterungen aller betrachteten 10 Kläranlagen erstellt. Ziel dieses Szenarios ist die Bewertung der technisch maximal möglichen Reduktion und der damit verbundenen Auswirkungen auf die Erft. Dabei wird insbesondere geprüft, ob mit diesem Szenario die Diclofenac-Konzentration entlang des gesamten

Erftverlaufs weniger als das Bewertungskriterium beträgt. An allen projektrelevanten Standorten wird eine Stoffreduktion für Diclofenac in Höhe von 80 % angesetzt.

Die Entwicklung der Diclofenac-Konzentrationen bis zur Messstelle oberhalb der Einleitung der Kläranlage Köttingen verläuft ähnlich zu der Konzentrationsentwicklung des 2. Szenarios. Die Ausrüstung der KA Weilerswist mit einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination wirkt sich nur geringfügig auf die Konzentrationsentwicklung in der Erft aus. Einen deutlichen Einfluss haben die Erweiterungen der Gruppenklärwerke Kaster und Kenten sowie der Kläranlage Grevenbroich.

Insgesamt betrachtet werden für 10 Probenahmestellen Konzentrationen berechnet, die niedriger als das Bewertungskriterium sind. Die Probenahmestellen liegen sowohl im Erftoberlauf (107 km – 70 km Fließstrecke bis zur Mündung) als auch im Erftunterlauf (<35 km – >10 km Fließstrecke bis zur Mündung). An den weiter flussabwärts gelegenen Probenahmestellen (<10 km Fließstrecke bis zur Mündung) überschreiten die berechneten Konzentrationen das Bewertungskriterium nur geringfügig. Im Mittellauf der Erft (<70 km – 40 km Fließstrecke bis zur Mündung) betragen die berechneten Konzentrationen mehr als das Bewertungskriterium. Dies kann mit der hohen Anzahl an Abwasserreinigungsanlagen (6 von 10) erklärt werden, die in diesen Flussgebietsabschnitt einleiten. In diesem Abschnitt werden dennoch Reduktionsraten von bis zu 77 % erreicht.

Die Simulation ergibt insgesamt, dass durch die Erweiterung aller betrachteten Abwasserreinigungsanlagen um Anlagen zur Mikroschadstoffelimination eine Reduzierung der Diclofenac-Konzentration in Höhe von 74 % an der Mündung der Erft in den Rhein zu erwarten ist.

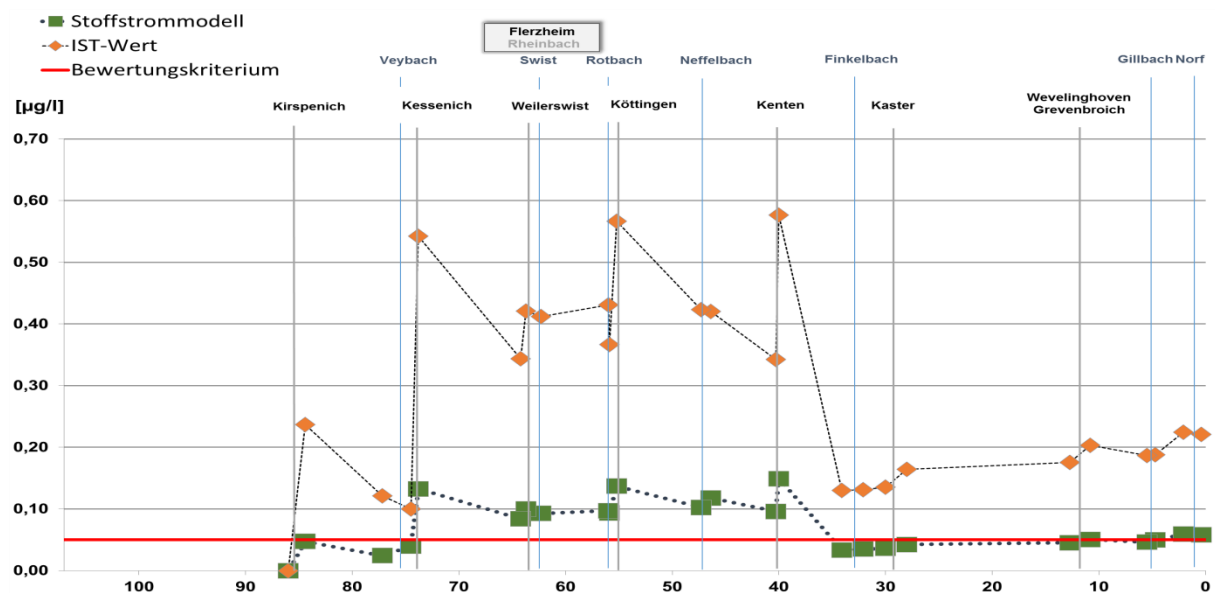


Abbildung 82: 3. Szenario; Simulation der Entwicklung der Diclofenac-Konzentrationen entlang der Erft bei Ausrüstung der 10 betrachteten Abwasseranlagen mit Anlagen zur Mikroschadstoffelimination

6.3 Vergleich der Modelle






Die Ansätze des DWA-Gewässergütemodells und des Stoffstrommodells werden in den Kapiteln 4.3 und 4.4 vorgestellt. In den Simulationen werden folgende vier Mikroschadstoffe berücksichtigt:

- Diclofenac
- Carbamazepin
- Metoprolol
- 1H-Benzotriazol

Das DWA-Gewässergütemodell berechnet im Abstand von ca. 100 Flussmetern jeweils einen neuen Konzentrationswert. Im Vergleich zum Stoffstrommodell wird daher eine höhere Datendichte erzeugt. Zur besseren Übersichtlichkeit werden für den Vergleich in den Diagrammen Werte an den 25 Probenahmestellen dargestellt.

Die Simulationen basieren auf den Daten der neun Tage im Monitoring-Zeitraum mit Trockenwetterrandbedingungen. Dabei wird zwischen Winter- und Sommerszenarien unterschieden.

In den folgenden Diagrammen (Kapitel 6.3.1 bis 6.3.4) werden neben den Konzentrationsganglinien der Modellrechnungen auch die Ganglinien der gemessenen Konzentrationen als Referenz-Konzentrationen (vgl. Kapitel 5) und die Konzentrationen der Bewertungskriterien dargestellt.

-  Konzentrationsganglinie des DWA-Gewässergütemodells
-  Konzentrationsganglinie des Stoffstrommodells
-  /  Referenz-Ganglinie (Einleitungen aus Kläranlagen / Nebengewässern)
-  Bewertungskriterium

Zur Beurteilung der Berechnungsergebnisse werden mittlere Abweichungsraten berechnet. Dazu werden die berechneten Konzentrationen ins Verhältnis zu den Messwerten gesetzt. Im ersten Schritt werden die Mittelwerte der Konzentrationen getrennt für beide Modellansätze gebildet. Dies führt zu einem repräsentativen Gesamtvergleich entlang aller Messstellen.

Anschließend wird dieser Mittelwert in Relation zum Mittelwert der gemessenen Konzentrationen (IST-Mittelwert) gesetzt. Zur Ermittlung der relativen Abweichung der mittleren Modellkonzentration zum IST-Mittelwert wird vom bisherigen Zwischenergebnis der Wert 1 subtrahiert. Die zugehörige Formel ergibt sich zu:

$$\text{Verhältnis} = \frac{\text{Modell (Mittelwert)}}{\text{IST-WERT (Mittelwert)}} - 1$$

6.3.1 Modellvergleich – Parameter Carbamazepin

Der Vergleich der Carbamazepin-Konzentrationsganglinien erfolgt nur für das Sommerszenario (Abbildung 83). Es ist zu erkennen, dass die berechneten Konzentrationen des DWA-Gewässergütemodells fast über den gesamten Erftverlauf unterhalb der gemessenen Konzentrationen (Referenzlinie) liegen.

Beide Berechnungsmodelle ergeben für den Oberlauf bis unterhalb Einleitung des Gruppenklärwerks Kessenich ähnlich verlaufende Konzentrationsganglinien. Bei der Betrachtung des Mittellaufs ist die Abweichung der mit dem DWA-Gewässergütemodell berechneten Konzentrationen im Vergleich zu den Referenzwerten gering. Die Abweichungen der mit dem Stoffstrommodell berechneten Konzentrationen sind größer. Ab der Einleitung des Finkelbachs weichen hingegen die Berechnungen des Stoffstrommodells deutlich weniger von den Referenzkonzentrationen ab als die Konzentrationen des DWA-Gütemodells.

Zeitraum (Carbamazepin)	Modelle	mittlere Abweichung von Referenzlinie
Sommer	Gewässergütemodell	- 0,18
	Stoffstrommodell	+ 0,08

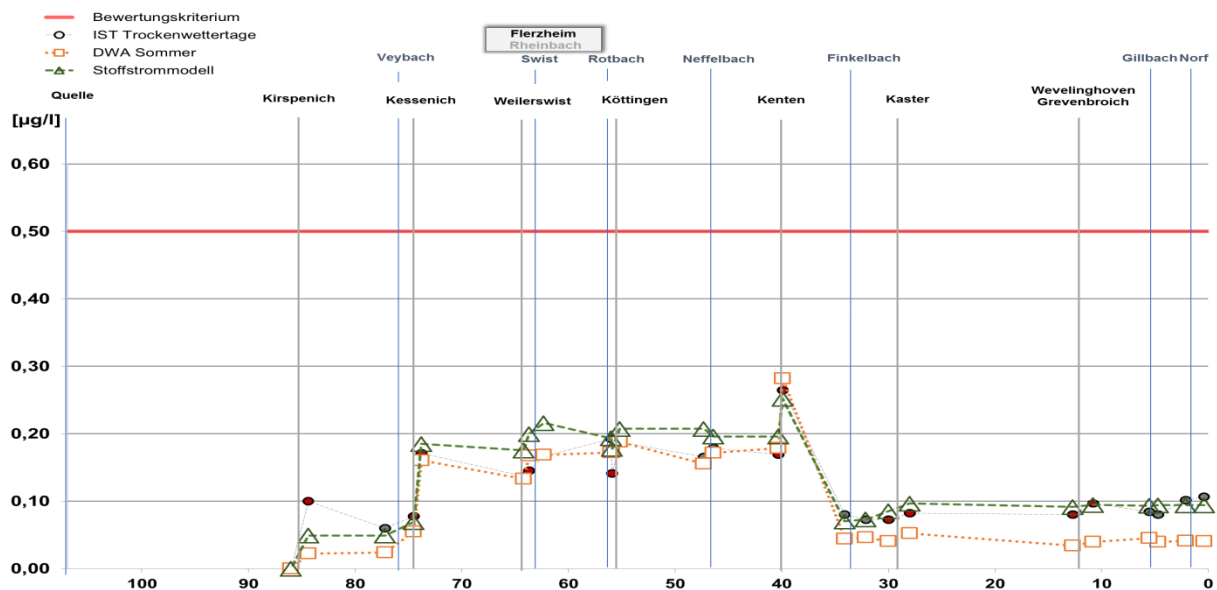


Abbildung 83: Vergleich der Konzentrationsganglinien für den Stoff Carbamazepin - Sommerszenario

6.3.2 Modellvergleich – Parameter Diclofenac

Der Vergleich der Entwicklungen der Konzentrationsganglinien des Spurenstoffs Diclofenac erfolgt sowohl für das Sommer- als auch für das Winterszenario (Abbildung 84 und Abbildung 85). Auch für diesen Parameter ist zu erkennen, dass mit dem DWA-Gewässergütemodell für beide Szenarien Konzentrationen unterhalb der im Gesamtzeitraum gemessenen Konzentrationen (Referenzlinie) berechnet werden. Die mit dem Stoffstrommodell berechneten Konzentrationen übersteigen dagegen die Referenz-Werte.

Oberlauf der Erft (Quelle – 75 km):

Für das Sommerszenario weichen beide Konzentrationsganglinien, vor allem oberhalb Mündung Veybach, weit von einander ab. Für das Winterszenario weichen die Ganglinien ebenfalls voneinander deutlich ab, jedoch können für dieses Szenario verstärkt ähnlich verlaufende Tendenzen registriert werden.

Mittellauf der Erft (75 – 40 km):

In diesem Flussabschnitt weichen die Konzentrationsganglinien beider Modelle stark von der Referenzganglinie ab. Mit Ausnahme der Messstelle „unterhalb Einleitstelle Kläranlage Köttingen“ weist das DWA-Gewässergütemodell im Vergleich zu den IST-Konzentrationen eine ähnlich verlaufende Entwicklung auf. Dagegen ergibt die Berechnung des Stoffstrommodells eine Konzentrationsganglinie, die in diesem Flussabschnitt von der Referenzganglinie erheblich abweicht.

Beim Vergleich der Ergebnisse beider Szenarien des DWA-Gewässergütemodells weichen die Ganglinien des Sommerszenarios im Vergleich zum Winterszenario von der Referenzganglinie stärker ab.

Unterlauf der Erft (40 – Mündung):

In diesem Abschnitt der Erft werden mit beiden Modellansätzen Konzentrationsganglinien berechnet, die im Vergleich zur Referenzganglinie ähnliche Tendenzen aufweisen. Absolut betrachtet weist das DWA-Gewässergütemodell für das Sommerszenario eine höhere Abweichung zu den Referenzkonzentrationen auf.

Zeitraum (Diclofenac)	Modelle	mittlere Abweichung von Referenzlinie
Sommer	Gewässergütemodell	- 0,37
	Stoffstrommodell	+ 0,22
Winter	Gewässergütemodell	- 0,08
	Stoffstrommodell	+ 0,22

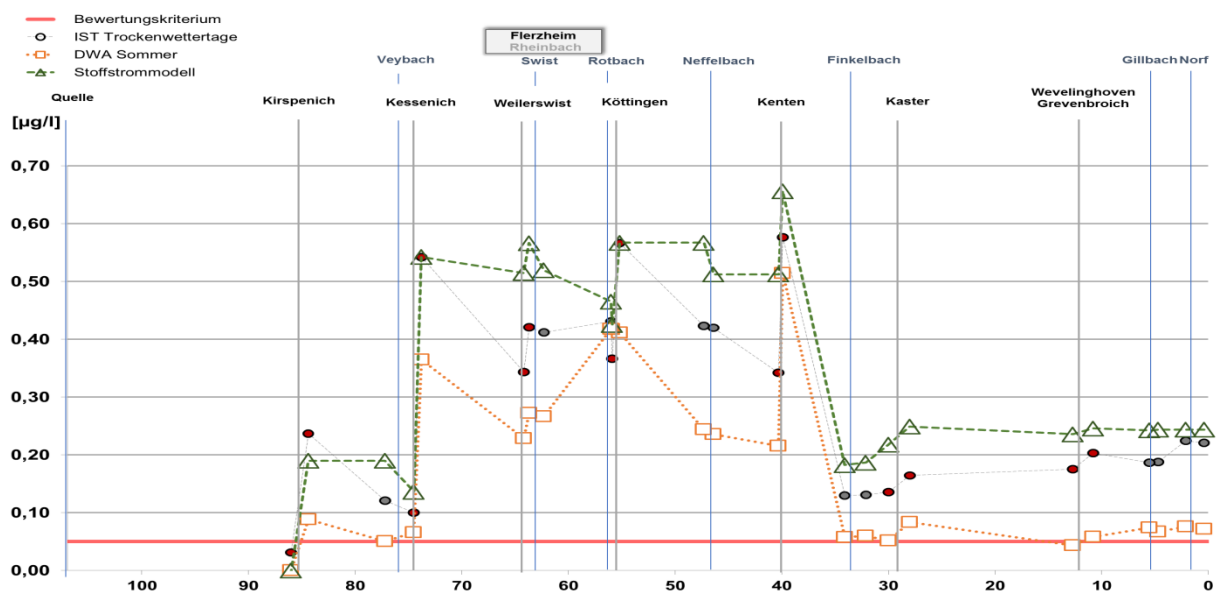


Abbildung 84: Vergleich der Konzentrationsganglinien für den Stoff Diclofenac - Sommerszenario

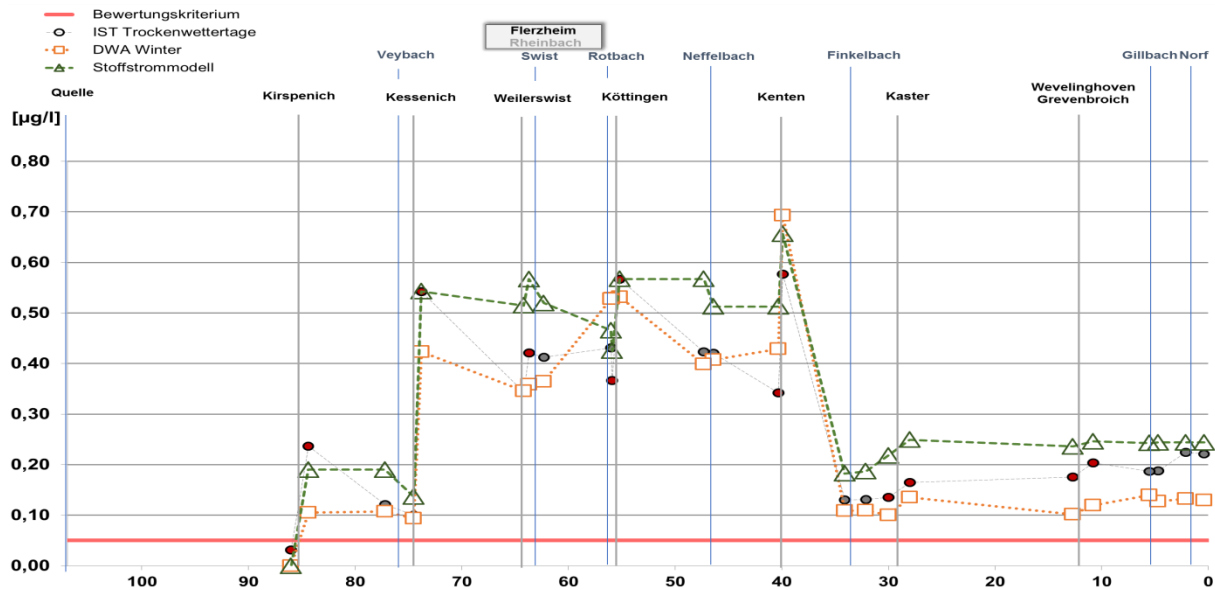


Abbildung 85: Vergleich der Konzentrationsganglinien für den Stoff Diclofenac - Winterszenario

6.3.3 Modellvergleich – Parameter Metoprolol

Der Vergleich der Entwicklungen der Konzentrationsganglinien des Spurenstoffs Metoprolol erfolgt sowohl für das Sommer- als auch für das Winterszenario (Abbildung 86 und Abbildung 87). Da das Bewertungskriterium für diesen Stoff 7,3 µg/l beträgt und die gemessenen und die berechneten Konzentrationen deutlich geringer sind, wird in den o.g. Abbildungen auf die Darstellung des Bewertungskriteriums aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet.

Auch für diesen Parameter ist zu erkennen, dass mit dem DWA-Gewässergütemodell für beide Szenarien Konzentrationen unterhalb der im Gesamtzeitraum gemessenen Konzentrationen (Referenzlinie) berechnet werden. Die mit dem Stoffstrommodell berechneten Konzentrationen übersteigen dagegen die Referenz-Werte.

Oberlauf der Erft (Quelle – 75 km):

Bei beiden Szenarien weichen die Konzentrationsganglinien von den Referenzkonzentrationen ab. Die Abweichungen der mit dem DWA-Gewässergütemodell berechneten Konzentrationen zu den gemessenen Konzentrationen fallen im Vergleich zu den mit dem Stoffstrommodell berechneten Konzentrationen geringer aus. Diese Differenzen sind bei beiden Szenarien ungefähr gleich stark ausgeprägt.

Mittellauf der Erft (75 – 40 km):

Im mittleren Flussabschnitt verläuft die mit dem DWA-Gewässergütemodell berechnete Ganglinie des Sommerszenarios nahezu parallel zur Referenzganglinie. Dies gilt auch für das Winterszenario bei dem die absolute Differenz zwischen den beiden Ganglinien im Vergleich zum Sommerszenario geringer ausgeprägt ist. In Analogie zu den bereits betrachteten Stoffen weist die mit dem vereinfachten Strommodell berechnete Ganglinie in diesem Flussabschnitt auch für den Stoff Metoprolol höhere Abweichungen zur Referenzganglinie auf.

Unterlauf der Erft (40 – Mündung):

Im Vergleich zu der Ganglinie der Messwerte weisen die Konzentrationsganglinien beider Modelle in diesem Flussabschnitt ähnliche Tendenzen auf. Absolut betrachtet werden für das DWA-Gewässergütemodell beim Sommerszenario geringere Abweichungen zu den Referenzkonzentrationen registriert.

Zeitraum (Metoprolol)	Modelle	mittlere Abweichung von Referenzlinie
Sommer	Gewässergütemodell	- 0,20
	Stoffstrommodell	+ 0,31
Winter	Gewässergütemodell	- 0,14
	Stoffstrommodell	+ 0,31

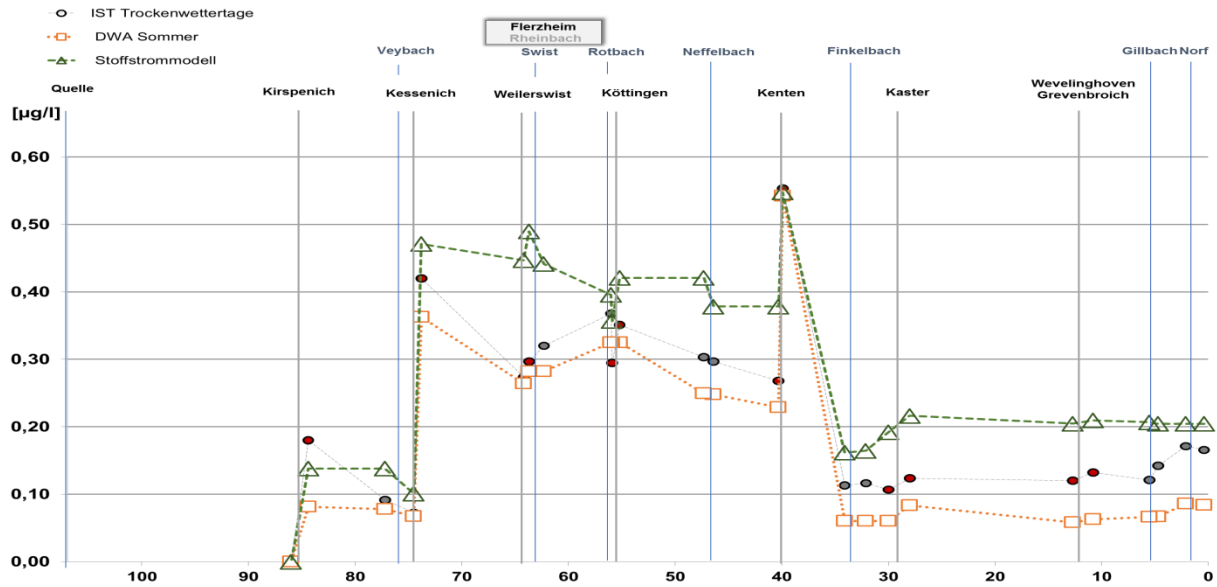


Abbildung 86: Vergleich der Konzentrationsganlinien für den Stoff Metoprolol - Sommerszenario

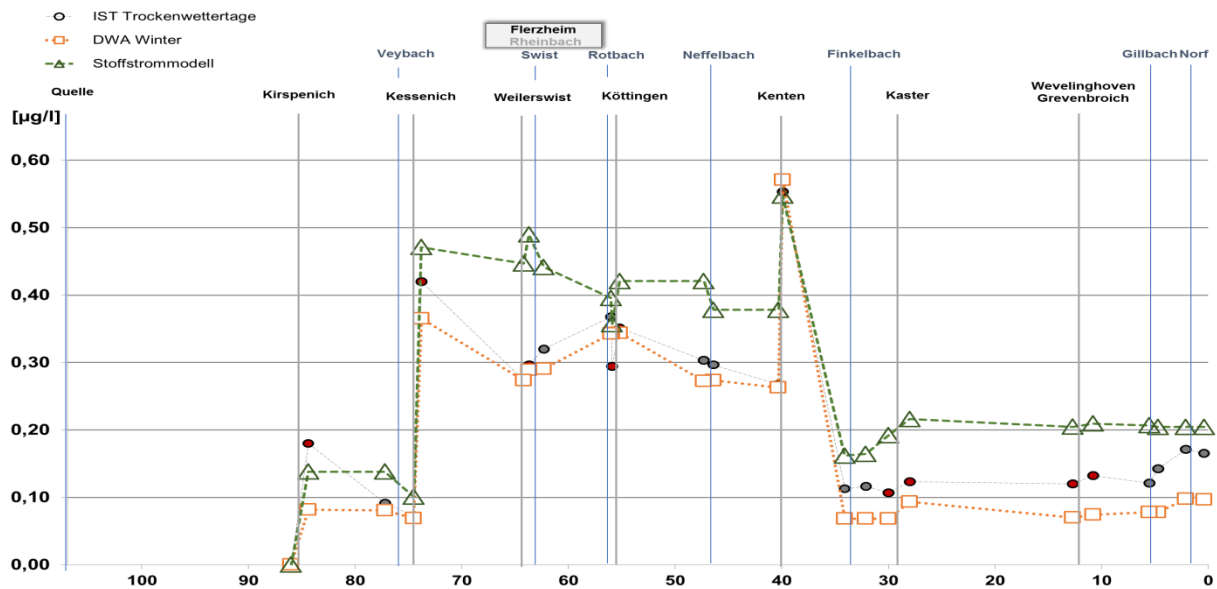


Abbildung 87: Vergleich der Konzentrationsganlinien für den Stoff Metoprolol - Winterszenario

6.3.4 Modellvergleich – Parameter 1H-Benzotriazol

Der Vergleich der Entwicklungen der Konzentrationsganlinien des Spurenstoffs 1H-Benzotriazol erfolgt sowohl für das Sommer- als auch für das Winterszenario (Abbildung 88 und Abbildung 89). Da das Bewertungskriterium für diesen Stoff 10 µg/l beträgt und die gemessenen und die berechneten Konzentrationen deutlich geringer sind, wird in den o.g. Abbildungen auf die Darstellung des Bewertungskriteriums aus Gründen der Übersichtlichkeit

verzichtet. Auch für diesen Parameter ist zu erkennen, dass mit dem DWA-Gewässergütemodell für beide Szenarien Konzentrationen unterhalb der im Gesamtzeitraum gemessenen Konzentrationen (Referenzlinie) berechnet werden. Ausnahmen stellen die Probennahmestellen in den Bereichen des Rotbachs und der Kläranlage Köttingen dar. Mit dem Stoffstrommodell werden im Vergleich zu den Referenz-Konzentrationen höhere Werte berechnet.

Oberlauf der Erft (Quelle – 75 km):

Für den Oberlauf der Erft weisen die Ganglinien beider Modelle Entwicklungstendenzen auf wie sie bereits für den Stoff Diclofenac beschrieben wurden (Kapitel 6.3.2).

Mittellauf der Erft (75 – 40 km):

Dagegen können die berechneten Konzentrationsganglinien im mittleren Gewässerabschnitt im Vergleich zur Referenzganglinie nur teilweise als tendenziell ähnlich eingestuft werden. So wiesen die Berechnungsergebnisse des DWA-Gewässergütemodells zwischen der Einleitung des GWK Kessenich und oberhalb der Einleitung des GWK Kenten mit Ausnahme der Bereiche Rotbach und Köttingen zur Referenzganglinie tendenzielle Ähnlichkeiten auf. Im Sommerszenario ist diese Entwicklung etwas weniger stark ausgeprägt als im Winterszenario. Die Entwicklung der Ergebnisse des Stoffstrommodells weist zu der Entwicklung der Referenzkonzentrationen keine ähnlichen Tendenzen auf.

Unterlauf der Erft (40 – Mündung):

Innerhalb dieses Gewässerabschnitts weisen die Konzentrationsganglinien beider Modelle im Vergleich zur Referenzganglinie ähnliche Tendenzen auf. Absolut betrachtet werden für das DWA-Gewässergütemodell beim Sommerszenario höhere Abweichungen zu den Referenzkonzentrationen registriert.

Zeitraum (1H-Benzotriazol)	Modelle	mittlere Abweichung von Referenzlinie
Sommer	Gewässergütemodell	- 0,28
	Stoffstrommodell	+ 0,24
Winter	Gewässergütemodell	- 0,08
	Stoffstrommodell	+ 0,24

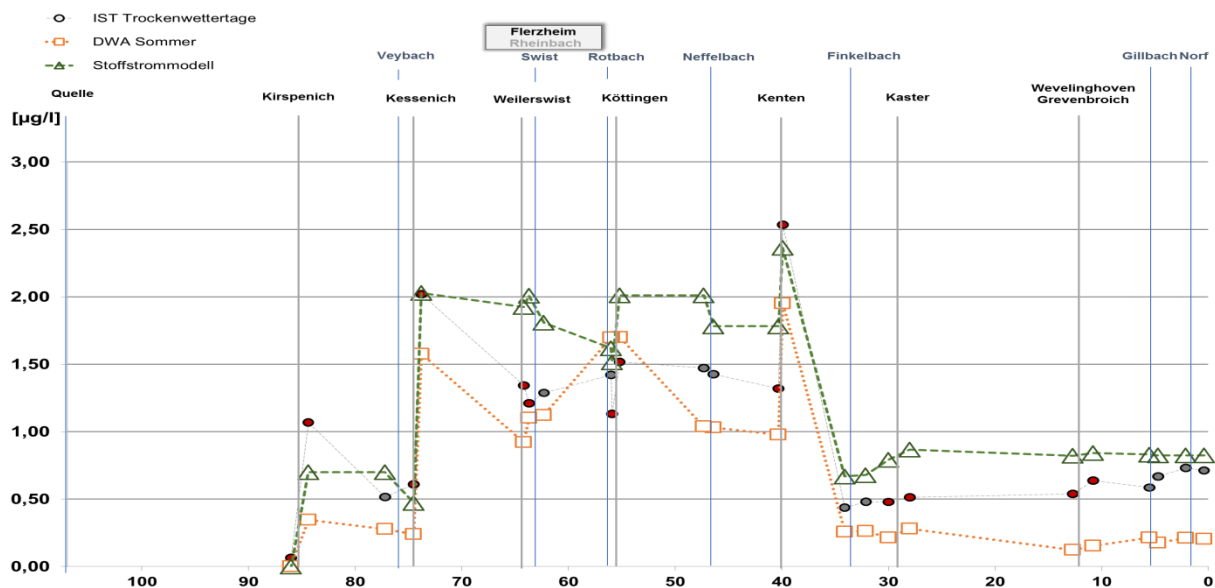


Abbildung 88: Vergleich der Konzentrationsganglinien für den Stoff 1H-Benzotriazol - Sommerszenario

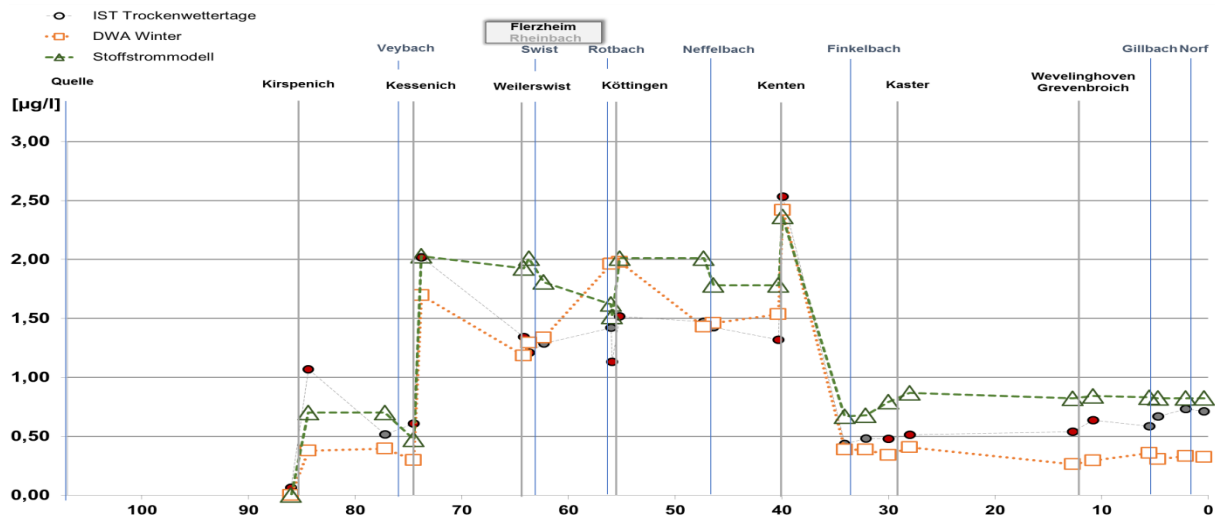


Abbildung 89: Vergleich der Konzentrationsganlinien für den Stoff 1H-Benzotriazol - Winterszenario

6.3.5 Vergleich beider Modell im Überblick

In Tabelle 15 sind die berechneten prozentualen Abweichungen der Modellberechnungen zur den Messwerten aufgelistet. Die Formel zur Berechnung wurde in Kapitel 6.3 hergeleitet. Die Berechnungsergebnisse des DWA Gewässergütemodells für das Sommerszenario weisen im Vergleich zu den gemessenen Konzentrationen höhere Abweichungen auf (bis zu -37 %) als für das Winterszenario (bis zu -14 %). Dies kann u.a. mit den zahlreichen Einflussfaktoren erklärt werden, die in das DWA-Gewässergütemodell einfließen und die infolge ihrer Temperaturabhängigkeit bei Sommer- und Winterszenarien zu unterschiedlichen Werten führen (vgl. Kapitel 4.3). So wird beispielsweise in Sommerszenarien ein höherer Selbstreinigungseffekt des Gewässers angesetzt. Es wird angenommen, dass durch die höhere UV-Bestrahlung im Sommer einige Stoffe schneller abgebaut werden. Desweiteren beeinflusst die Wassertemperatur den Stoffabbau, da Mikroorganismen bei höheren Temperaturen i.d.R. eine höhere Aktivität aufweisen und damit eine höhere Stoffwechselrate aufweisen.

Das vereinfachte Stoffstrommodell ist temperaturunabhängig und weist Abweichungen von bis zu +31 % auf. Im Gegensatz zum DWA-Gewässergütemodell, bei dem die berechneten Konzentrationen die gemessenen Konzentrationen teilweise über- und teilweise unterschreiten, werden beim Stoffstrommodell durchweg höhere Konzentrationen berechnet.

Gesamt betrachtet weisen beide Modelle vergleichbare Abweichungen zu den Messwerten auf. Daher kann die Aussagekraft beider Modelle als ähnlich bewertet werden. Die Auswahl eines der beiden Modelle sollte in Abhängigkeit von der zu beantwortenden Fragestellung erfolgen. Während mit Hilfe des Stoffstrommodells Szenarien und Entwicklungen prognostiziert werden können, die auf einer nicht zu komplexen Basis an Eingangsdaten beruhen, erscheint die Verwendung des DWA-Gewässergütemodells sinnvoll, wenn komplexere Fragestellungen bearbeitet werden sollen.

Tabelle 15: Modellvergleichsverhältnisse

Spurenstoff	DWA-Gewässergütemodell		Stoffstrommodell
	Sommer	Winter	Sommer/Winter
Carbamazepin	-18 %	-	+8 %
Diclofenac	-37 %	-8 %	+22 %
Metoprolol	-20 %	-14 %	+31 %
1H-Benzotriazol	-28 %	-8 %	+24 %
Mittelwert	-26 %	-10 %	+21 %

7 Eintragspfade im Untersuchungsgebiet

7.1 Direkteinleiter

Das Einleiten von Abwasser direkt in den Vorfluter (Bach, Fluss, Teich) wird als Direkteinleitung bezeichnet. Für diese Einleitungen gelten die "Mindestanforderungen an Abwassereinleitungen" nach § 7a Wasserhaushaltsgesetz (Universität Bremen 2018).

Für die Direkteinleiter wurden einmal die Daten des Erftverbandes und die öffentlich zugänglichen Daten des Fachinformationssystems ELWAS verglichen. Insgesamt kristallisieren sich für die Erft und Nebengewässer 28 direkt einleitende Eintragspfade heraus. Sie sind wie folgt auf die Gewässer aufgeteilt:

Tabelle 16: Direkteinleiter im Einzugsgebiet der Erft

Eintragsanzahl	Eintragsgewässer
16	Erft (kleine/große Erft, Erftkanal)
3	Veybach
2	Swistbach
4	Rotbach
2	Neffelbach
1	Gillbach
28 (Insgesamt)	

In Tabelle 17 sind alle 28 Direkteinleiter aufgelistet. Diese Tabelle beinhaltet neben den Einleitstellen eine farbliche Gruppeneinordnung und eine allgemeine Kennzeichnung, eine Betriebs-Nummer. Dies führt zu einer ordnungsgemäßen Zuordnung in der Abbildung 90. Weitere Bestandteile sind Betriebsname, Anhänge der Abwasserverordnung (AbwV) und der Name des Gewässers, in welches eingeleitet wird.

Bei großen Direkteinleitern mit sehr hoher Durchflussmenge kann es zu einem Verdünnungseffekt der Konzentration kommen. Unterhalb der Einleitung des GWK Kenten (40 km/Erft-Kilometer) kommt es zu diesem Verdünnungseffekt durch die Wiebacheinleitung. Durchschnittlich kommt es hier zu einem Durchflussanstieg von rund 2 m³/s an Trockenwettertagen. (RWE Power AG-Wasserwerk Paffendorf; Betriebs-Nr. 222 663)

Ein weiteres Beispiel ist das Nebengewässer Gillbach, das hauptsächlich durch Kühlwasser aus dem RWE Kraftwerk Niederaußem (Betriebs-Nr. 222 670) gespeist wird. Im Falle erhöhter Stoffkonzentrationen im Gillbach, könnte es beispielsweise mit der Einleitung des Kraftwerksbetreibers RWE begründet sein. Insgesamt gibt es 6 RWE Direkteinleitungspfade, die, bis auf den Gillbach, direkt in die Erft oder kleine/große Erft sowie in den Erftkanal einleiten. Für die Einleitungen der RWE sind folgende Verordnungen über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) relevant:

- Anhang 1 Häusliches und kommunales Abwasser
(https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_1.html)
- Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung
(https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_31.html)
- Anhang 47 Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen
(http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_47.html)

Zu weiteren Direkteinleitergruppen gehören sechs Trinkwasseraufbereitungsanlagen (TWA). Die eingesetzte Verfahrenstechnik ist bei diesen Anlagen nahezu identisch. Als Beispielanlage wird der Wasserversorgungsverband Euskirchen-Swisttal mit ihrem Standort in Arloff dargestellt (Betriebs-Nr. 222 61). „Bei einer maximalen Aufbereitungsleistung von 900 m³/h, wird die Anlage von drei Tiefbrunnen mit einer Tiefe von 250 Metern, einem Horizontalfilterbrunnen und einem Sickerstollen mit Rohwasser gespeist. Nach der Filteranlage gelangt das Wasser in einen Reinwasserbehälter, wo es einer Desinfektion mit Chlordioxid unterzogen wird“ (WS EU SW 2016). Das vorbehandelte Filterspülwasser gelangt noch vor der KA Kirspenich in die Erft. Für Betreiber von Trinkwasseraufbereitungsanlagen kommt folgende Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) zur Geltung:

- Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung

https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_31.html

Die nächstgrößere Direkteinleitergruppe ist die Food-Gruppe mit vier unterschiedlichen Lebensmittelherstellern. Der Zuckerhersteller Pfeifer & Langen erzeugt im Werk Euskirchen Raffinaden, Weißzucker und flüssige Zucker. Das Werk besitzt eine Rüben-Verarbeitungskapazität von 10.000 t pro Tag. Hier fällt bei den Reinigungsprozessen viel Abwasser an, dadurch kann es zu einem Durchflussanstieg ab dem Bereich Euskirchen kommen. Für Betreiber derartiger Industriebetriebe kommen folgende Verordnungen über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) zur Anwendung.

- Anhang 18 Zuckerherstellung

https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_18.html

- Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung

https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_31.html

Drei weitere Direkteinleiter dieser Gruppe befinden sich in den Gebieten Neuss und Grevenbroich. Entsprechend ihrer Produktion sind von den Betreibern folgende Anhänge der Abwasserverordnung (AbwV) zu berücksichtigen:

- Anhang 8 Kartoffelverarbeitung

https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_8.html

- Anhang 18 Zuckerherstellung

https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_18.html

- Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung

https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_31.html

Weitere relevante Gruppen sind die Betriebe der Chemie- und Metallverarbeitung. Die Firma Hydro Aluminium Rolled Products GmbH mit ihrem Standort in Grevenbroich ist ein aluminiumverarbeitender Betrieb, der oberhalb der KA Grevenbroich in die Erft direkt einleitet.

Weitere umweltrelevanten Details sind auf der Internetseite unter:

<https://www.hydro.com/de/hydro-in-deutschland/Aluminium-Giessereiprodukte/Qualitat-und-Umweltbewusstsein/> zu finden.

Hydro Aluminium Rolled Products unterliegt folgenden Verordnungen über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV):

- Anhang 1 Häusliches und kommunales Abwasser

(https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_1.html)

- Anhang 39 Nichteisenmetallherstellung

(https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_39.html)

Die zwei Chemie-Hersteller im Erft-Einzugsgebiet sind Peter Greven GmbH & Co KG Fett-Chemie in Euskirchen und das Martinswerk GmbH in Bergheim-Kenten.

Peter Greven GmbH & Co. KG ist einer der führenden Hersteller von oleochemischen Produkten, die auf nachwachsenden Rohstoffen basieren (P&G 2018). Das Produktportfolio im Bereich der Oleochemie ist:

- Metallseifen (Calcium-, Zink- und Magnesiumstearate; Aluminium- & Lithiumstearate)
- Alkaliseifen (Natrium- und Kaliumoleate/-stearate)
- Ester (Mono-Ester, Polyol-Ester und Komplex-Ester sowie Dicarbonsäure-Ester)
- Dispersionen (Calcium-, Zink- und Ammoniumdispersionen)
- Fettsäuren und Glycerin

Diese Produkte werden in vielen unterschiedlichen Bereichen eingesetzt, wie zum Beispiel in der Kunststoffverarbeitung, Pharmazie, Lebensmittelproduktion, Futtermittelindustrie und der Kosmetik. Für die Peter Greven GmbH & Co. KG ist kein industriespezifischer Anhang der Abwasserverordnung (AbwV) gültig.

Das Martinswerk zählt zu den weltweit bedeutendsten Anbietern von chemischen Spezialprodukten auf der Basis von Aluminiumhydroxid und Aluminiumoxid sowie über 100 Produkte – auch auf Basis Magnesiumhydroxid, Magnesiumoxid und Spezialpigmente (Martinswerk 2018). Vom Betreiber des Martinswerks ist folgender Anhang der Abwasserverordnung (AbwV) zu berücksichtigen:

- Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung

(https://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_31.html)

Tabelle 17: Direkteinleiter in die Erft und Nebengewässer

Gruppen und Kennzeichnung	Betriebs-Nr.	Betriebsname	Anhang der AbwV	Gemeindename	Gewässername
Betrieb ALU	222830	Hydro Aluminium Rolled Products GmbH	39 Nichteisenmetallherstellung 1 Häusliches und kommunales Abwasser 40 Metallbearbeitung, Metallverarbeitung 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Grevenbroich	Erft
Betrieb CH	2227	Peter Greven GmbH & Co KG Fett-Chemie	99 Keine eindeutige Zuordnung möglich 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung 37 Herstellung anorganischer Pigmente	Euskirchen	Erft
Betrieb CH	222637	Martinswerk GmbH	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Bergheim	Kleine Erft
Betrieb Food	222808	Intersnack Knabber-Gebäck	18 Zuckerherstellung 8 Kartoffelverarbeitung	Grevenbroich	Erft
Betrieb Food	2224	Zuckerfabrik Euskirchen	18 Zuckerherstellung 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Euskirchen	Erft
Betrieb Food	222826	Protein & Ölwerke GmbH & Co. KG	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Neuss	Erftkanal
Betrieb Food	222837	Walter Rau Neusser Öl und Fett AG	99 Keine eindeutige Zuordnung möglich 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Neuss	Erftkanal
Betrieb Papier	222828	FS-Karton GmbH Neuss	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung 28 Herstellung von Papier und Pappe	Neuss	Erftkanal
BW	22297	BW Depot+Instandsetzung Mechernich (StV Düren)	99 Keine eindeutige Zuordnung möglich	Mechernich	Veybach
Quarzgruben	222117	Karl J. Krewel	99 Keine eindeutige Zuordnung möglich	Euskirchen	Veybach
RWE	222663	RWE Power AG - Wasserwerk Paffendorf	99 Keine eindeutige Zuordnung möglich 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Bergheim	Erft
RWE	222829	RWE Power AG Rheinbraun		Grevenbroich	Erft
RWE	222811	RWE Power AG, Kraftwerk Neurath	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Grevenbroich	Erft
RWE	222820	RWE Power, Kraftwerk Frimmersdorf	1 Häusliches und kommunales Abwasser 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Grevenbroich	Erft
RWE	222644	RWE Net AG, Wwk Sindorf	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Kerpen	Große Erft
RWE	222670	RWE Power AG, KW Niederaußem	47 Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Bergheim	Gillbach
TWA	22261	TWA Arloff / WVV Eusk.-Swisttal	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Bad Münstereifel	Erft
TWA	22266	TWA Lommersum / Verbandswasserwerk GmbH	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Weilerswist	Erft
TWA	22256	TWA LUXHEIM / WZV Neffeltalgemeinden	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Vettweiß	Neffelbach
TWA	22269	TWA Glehn Bleibuir	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Mechernich	Rotbach
TWA	22268	TWA Glehn-Mühlenbergstr / Verbandswasserwerk GmbH	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Mechernich	Rotbach
TWA	22265	TWA Oberelvenich / Verbandswasserwerk GmbH	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Zülpich	Rotbach
WIWEB	222667	WIWEB Wehrwissenschaftliches Institut	1 Häusliches und kommunales Abwasser 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Swisttal	Swistbach
WVW	222668	WVW Euskirchen-Swisttal	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Swisttal	Swistbach
WwK	222669	WwK Dirmierzheim GbR	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung	Erftstadt	Erft
WwK	22223666	WwK LUXHEIM	31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung		Neffelbach
Zucht	222110	Fischzucht Deisenroth (Marga Floßdorf-Greis) (ASN)	1 Häusliches und kommunales Abwasser	Mechernich	Rotbach
Zucht	22219	Forellenzucht Caster	1 Häusliches und kommunales Abwasser	Mechernich	Veybach

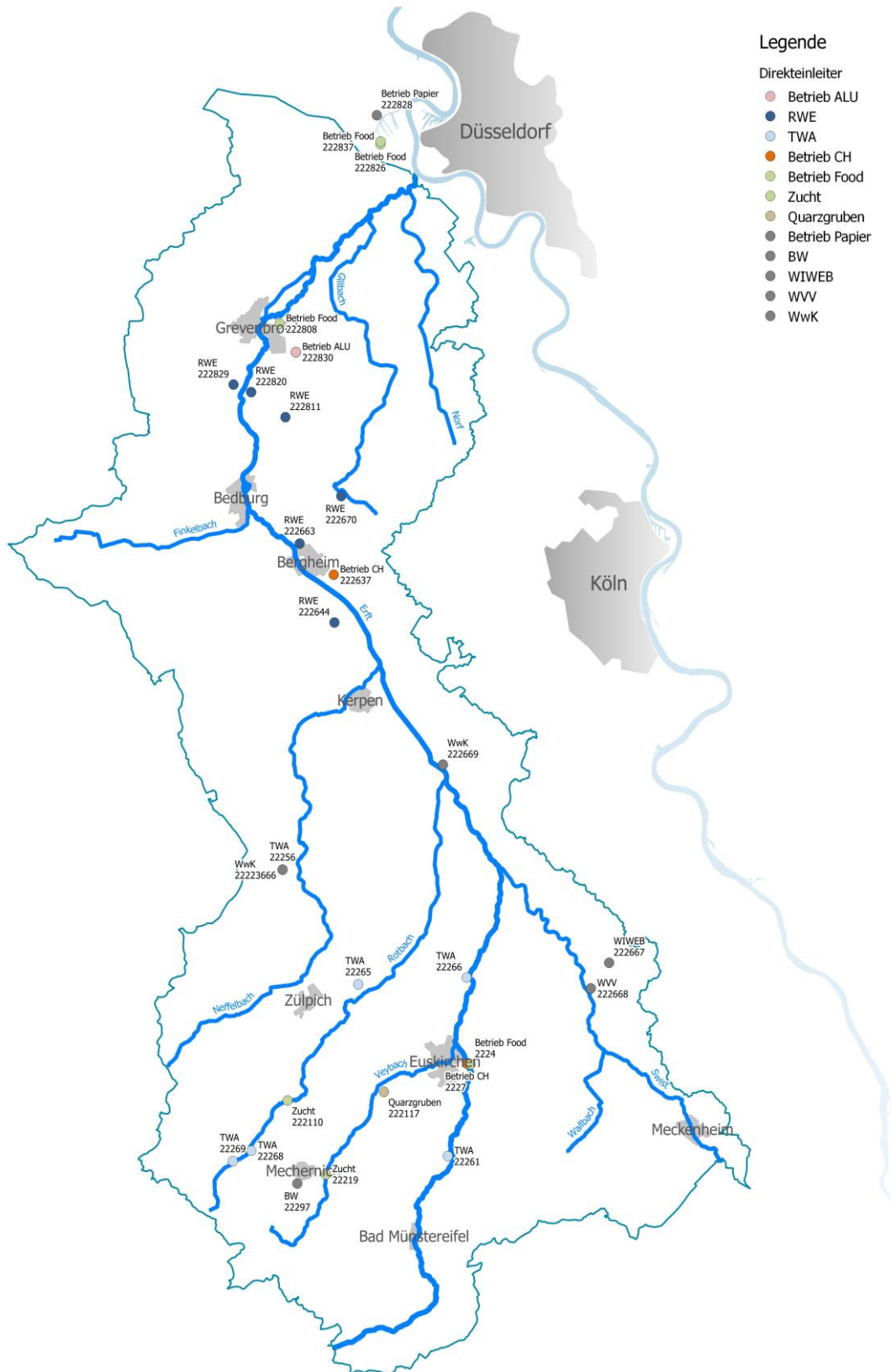


Abbildung 90: Direkteinleiter im Einzugsgebiet der Erft

7.2 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Erft

7.2.1 Anteil der Kläranlagenablauffrachten an der Gesamtfracht in der Erft

Anhand der gemessenen Abflüsse und Konzentrationen wurden in Tabelle 18 mittlere Tagesfrachten der relevanten Substanzen im Ablauf der Kläranlagen ermittelt und die kumulierte Summe an der Erft-Mündung dargestellt.

Tabelle 18: Tagesfrachten (g/d) im Ablauf der Kläranlagen bei Trockenwetter für ausgewählte Substanzen und geschätzte Fracht an der Erft-Mündung

	Carbamazepin	Clarithromycin	Diclofenac	Metoprolol	Sotalol	Sulfa-methoxazol	1H-Benzotriazol
Kirspenich	1,8	2,0	6,9	5,0	1,4	1,1	25,5
Kessenich	11,1	6,9	37,3	33,6	4,0	6,5	142,1
Weilerswist	2,2	1,1	4,7	3,9	0,5	0,3	7,6
Rheinbach	2,7	1,0	6,1	3,8	3,5	1,0	17,1
Flerzheim	4,5	2,3	10,1	8,1	2,4	2,1	28,3
Köttingen	5,3	4,3	25,5	11,4	1,5	1,8	88,8
Kenten	11,5	8,1	29,7	31,5	4,2	4,2	115,5
Kaster	7,9	3,4	21,0	16,6	2,2	1,7	53,5
Grevenbroich	7,5	4,7	24,5	12,1	3,1	1,5	75,0
Wevelinghoven	2,8	1,9	8,7	4,9	1,5	1,2	20,4
kumulierte Summe der Frachten an der Erft-Mündung	96,6	-	386,3	268,9	36,2	60,0	1588,7
gemessene Fracht an der Erft-Mündung	72,2	-	149,6	112,0	33,8	44,0	481,7

Die Untersuchung macht deutlich, dass insbesondere für die Substanzen Diclofenac, Metoprolol und Benzotriazol die Kläranlagen wesentliche Punktquellen des Mikroschadstoffeintrags in die Erft darstellen. Die Belastungen von den Abwasserbeseitigungsanlagen resultieren aus bestimmten Verbrauchsgewohnheiten, die nicht alternativlos erscheinen. Nutzung alternativer Produkte oder eine umsichtigerer Verwendung der Produkte könnten einen Beitrag zur Vermeidung von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer bewirken.

7.2.2 Spezifische Fracht pro angeschlossene Einwohnerwerte

Die meisten untersuchten Leitparameter haben einen anthropogenen Ursprung. Um die Zulaufbelastung der Kläranlagen miteinander vergleichen zu können, wurden die Tagesfrachten durch die tatsächlich angeschlossene Einwohnerzahl, als Belastungsverursacher dividiert. Die ermittelte Konzentration der Leitparameter im Zulauf der Kläranlagen unterscheidet sich im Verlauf der Erft. Von der Quelle bis zum unteren Mittellauf sind die Konzentrationen niedriger als im oberen Mittellauf bis zur Mündung. Die Auswirkung des Braunkohlenabbaus und die daraus resultierende weiträumige Grundwassersabsenkung beeinflussen die Fremdwassermenge im Kanalnetz und die Verdünnung der Spurenstoffe. Die vergleichbaren spezifischen Konzentrationen pro angeschlossene Einwohner bestätigen diese Annahmen (Abbildung 91 bis Abbildung 97)

Tabelle 19: Angeschlossene Einwohner der relevanten Anlagen (Stand 2017)

Kläranlage	Ausbaugröße [EW]	Angeschlossene EW
Kirspenich	27.000	11.396
Kessenich	132.000	68.179
Weilerswist	25.000	17.482
Rheinbach	27.000	20.048
Flerzheim	50.500	36.734
Köttingen	70.000	49.822
Kenten	120.000	97.448
Kaster	66.000	43.095
Grevenbroich	97.000	44.084
Wevelinghoven	27.000	21.873

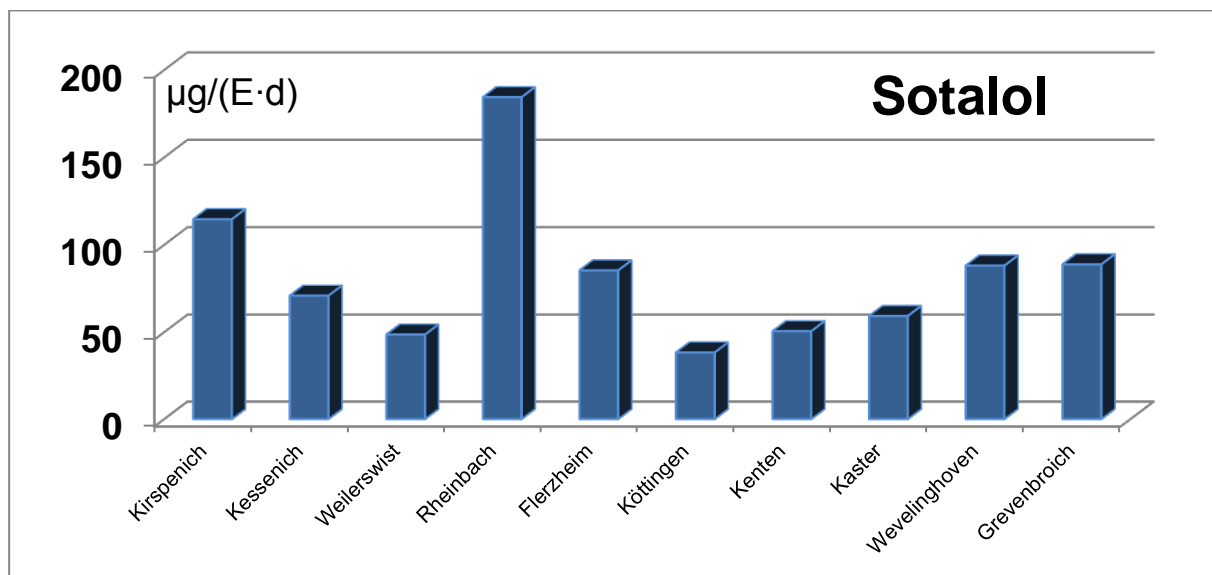


Abbildung 91: Sotalol - spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

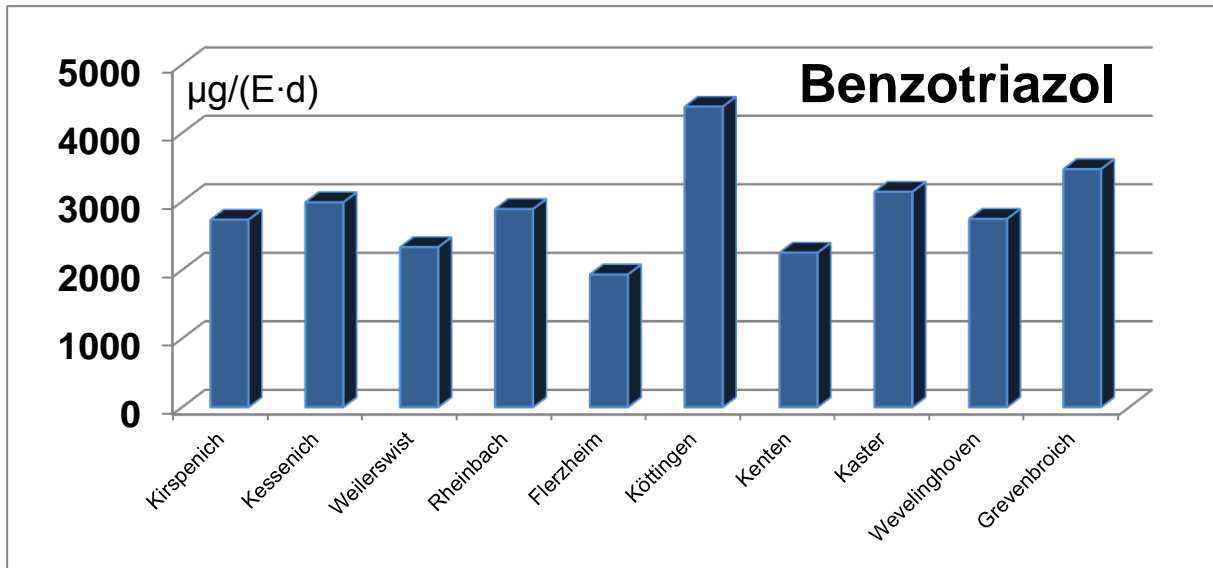


Abbildung 92: Bezotriazol - spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

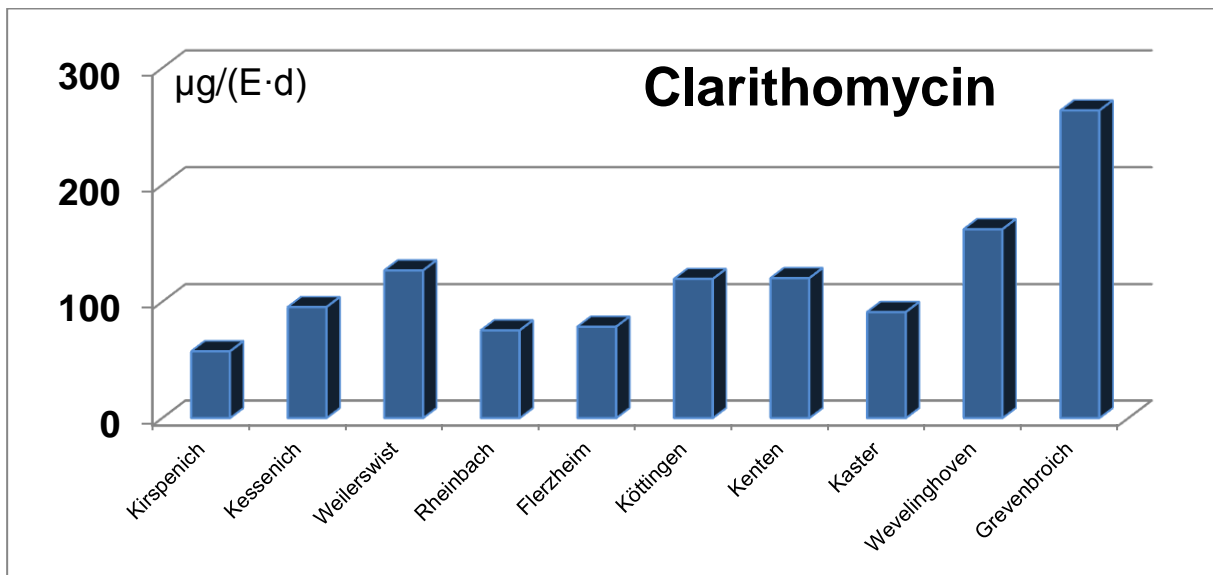


Abbildung 93: Clarithomycin - spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

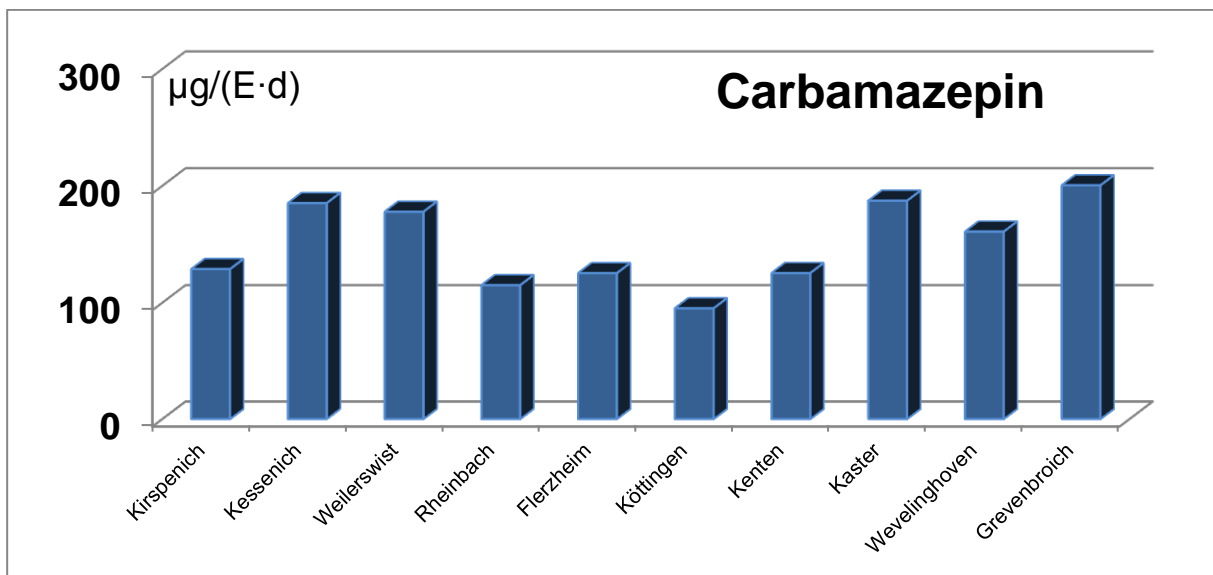


Abbildung 94: Carbamazepin – spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

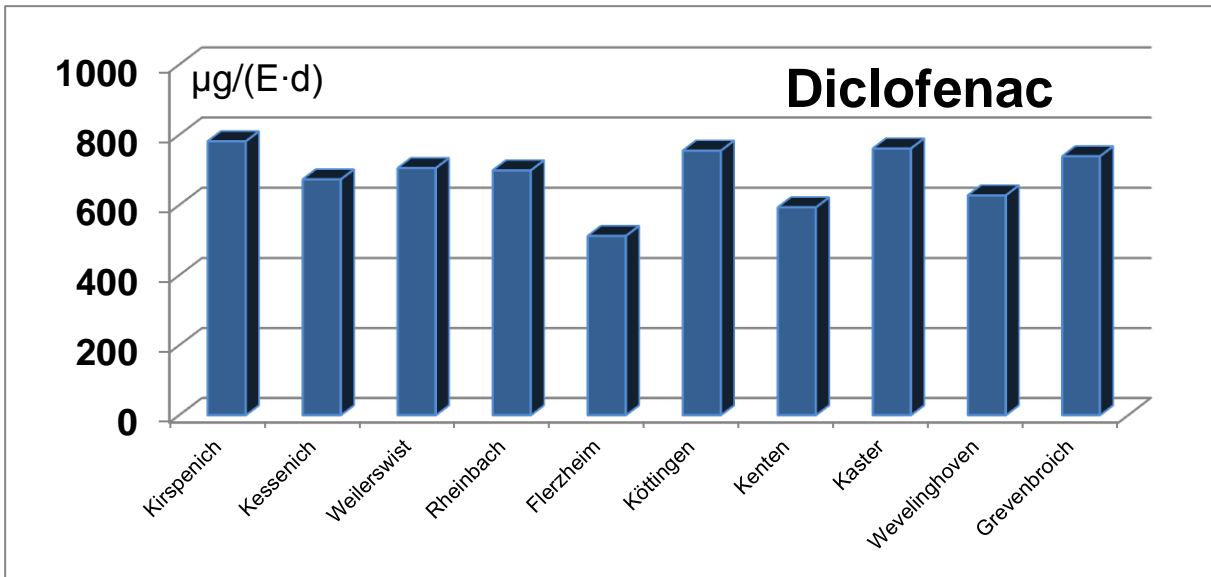


Abbildung 95: spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

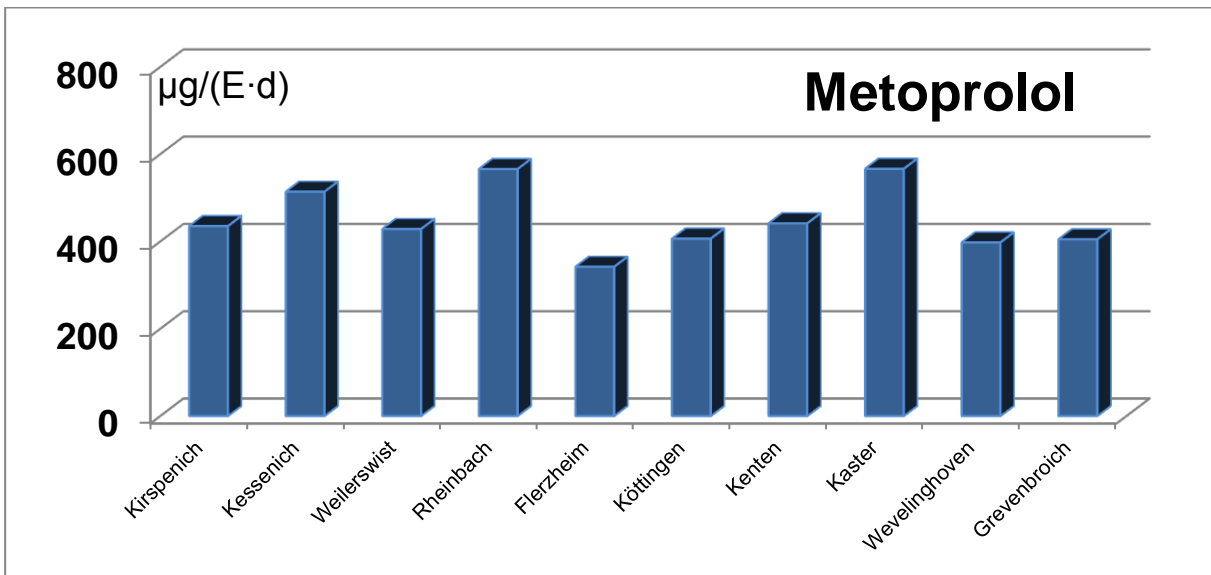


Abbildung 96: spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

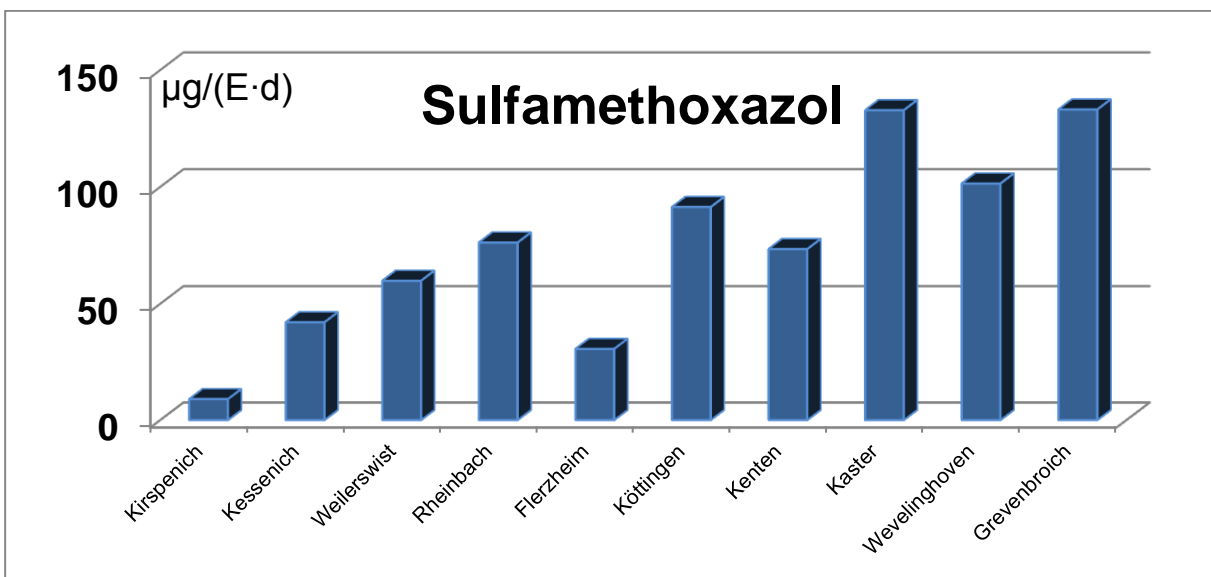


Abbildung 97: spezifische Frachten auf den 10 Kläranlagen pro E und Tag

7.3 Indirekteinleiter Krankenhäuser, Pflegeheime

Krankenhäuser und Gesundheits- und Pflegeeinrichtungen können grundsätzlich Schwerpunkte für die Verwendung bestimmter Arzneimittel (Schmerzmittel, Psychopharmaka, Zytostatika, Röntgenkontrastmittel etc.) darstellen. Es besteht daher Anlass zur Vermutung, dass das Vorhandensein solcher Einrichtungen im Einzugsgebiet einer Kläranlage einen prägenden Einfluss auf die gefundenen Spurenstoffkonzentrationen im Zulauf der Kläranlage haben kann.

Für das Einzugsgebiet der Erft wurde die Anzahl der vorhandenen Einrichtungen ermittelt. Dabei wurden die Standorte über eine Internetrecherche im Jahre 2017 ermittelt. Angaben zu Betten- und Fallzahlen sowie Behandlungsschwerpunkten beruhen dabei auf frei zugänglichen Eigenauskünften der Einrichtungen, auf Daten des Ministeriums für Arbeit, Gesundheit und Soziales in Nordrhein-Westfalen (MAGS 2018) sowie der AOK.

Nach Angaben des statistischen Bundesamtes ist in Deutschland die Anzahl der Krankenhausbetten zwischen 2000 und 2015 um 10 % gesunken. Dennoch hat Deutschland weiterhin das mit Abstand dichteste Versorgungsnetz aller EU-Staaten (keine Angaben für das Vereinigte Königreich). 2015 standen hierzulande 611 Krankenhausbetten je 100.000 Einwohner zur Verfügung (Destatis 2016).

Im Verbandsgebiet des Erftverbandes konnten im Zuge der Untersuchungen 15 Allgemeinkrankenhäuser und Fachkliniken mit insgesamt 2.620 Betten ermittelt werden (Tabelle 20). Bezogen auf 718.500 Einwohner im Verbandsgebiet (Quelle: Veranlagung angeschlossene Einwohner an Kläranlagen des Erftverbandes 2018) ergeben sich 365 Krankenhausbetten je 100.000 Einwohner. Demnach ist die Anzahl der Krankenhausbetten im Erfteinzugsgebiet stark unterdurchschnittlich. Die Verteilung der Krankenhausbetten auf die Kläranlagenstandorte weist außerdem deutlich sichtbare Unterschiede auf (Abbildung 98, Tabelle 20).

Tabelle 20: Krankenhäuser im Erftverbandsgebiet

Krankenhaus	Anschrift, Ort	Bettzahl	Fallzahl	Behandlungsschwerpunkt	Einzugsgebiet der Kläranlage
Niederrhein-Klinik Korschenbroich	41352 Korschebroich	240	-	-	--
Allgemeinkrankenhaus Kreiskrankenhaus	41515 Grevenbroich	347	1566	Chirurgie; Frauenheilkunde; Innere Medizin; Geriatrie	KA Grevenbroich
Tagesklinik St. Augustinus	41515 Grevenbroich	12	-	Interaktive Körpertherapie, Ergotherapie, Borderline Behandlung	KA Grevenbroich
Malteser Krankenhaus Seliger Gerhard Bonn/Rhein-Sieg am Standort Rheinbach	53359 Rheinbach	32		Geriatrie	KA Rheinbach
Maria-Hilf-Krankenhaus	50126 Bergheim	205	2171	Anästhesie; Chirurgie; Gynäkologie; Innere Medizin; Orthopädie	GKW Kaster
Allgemeinkrankenhaus St. Hubertusstift	50181 Bedburg	70	859	Chirurgie; Innere Medizin	GKW Kaster
Nierenklinik Rhein-Erft	50169 Kerpen-Horrem	42		Nieren- und Bluthochdruckkrankheiten	GKW Kenten
St.-Katharinen-Hospital GmbH	50226 Frechen	442	2900	Allgemeine Chirurgie; Frauenheilkunde und Geburtshilfe; Geriatrie; Kardiologie; Gastroenterologie; Neurologie; Unfallchirurgie; Urologie	GKW Frechen

Marien-Hospital Erftstadt-Frauenthal	50374 Erftstadt	119	1798	Allgemeine Chirurgie; Innere Medizin	KA Köttingen
Fachklinik Liblar	50374 Erftstadt	40	-	-	KA Köttingen
Marien-Hospital Euskirchen	53879 Euskirchen	431	2481	Anästhesie; Augenheilkunde; Chirurgie; Frauenheilkunde und Geburtshilfe; Hals-, Nase- und Ohrenarzt; Innere Medizin; Kardiologie; Klinische Psychiatrie und Psychotherapie; Neurologie; Palliativmedizin; Radiologie	Kessenich
Psychosoziale Klinik St. Martin	53881 Euskirchen	40	-	-	Kessenich
Kreis Krankenhaus Mechernich GmbH	53894 Mechernich	413	3359	Handchirurgie; Innere Medizin; Kinder- und Jugendmedizin; Radiologie; Kardiologie	Mechernich
LIFESPRING - Privatklinik Bad Münstereifel	53902 Bad Münstereifel	22	-	-	Kirspenich
Fachklinik für Psychiatrie und Psychotherapie der Marienborn GmbH	53909 Zülpich	165	2247	Allgemeine Psychiatrie	Bessenich

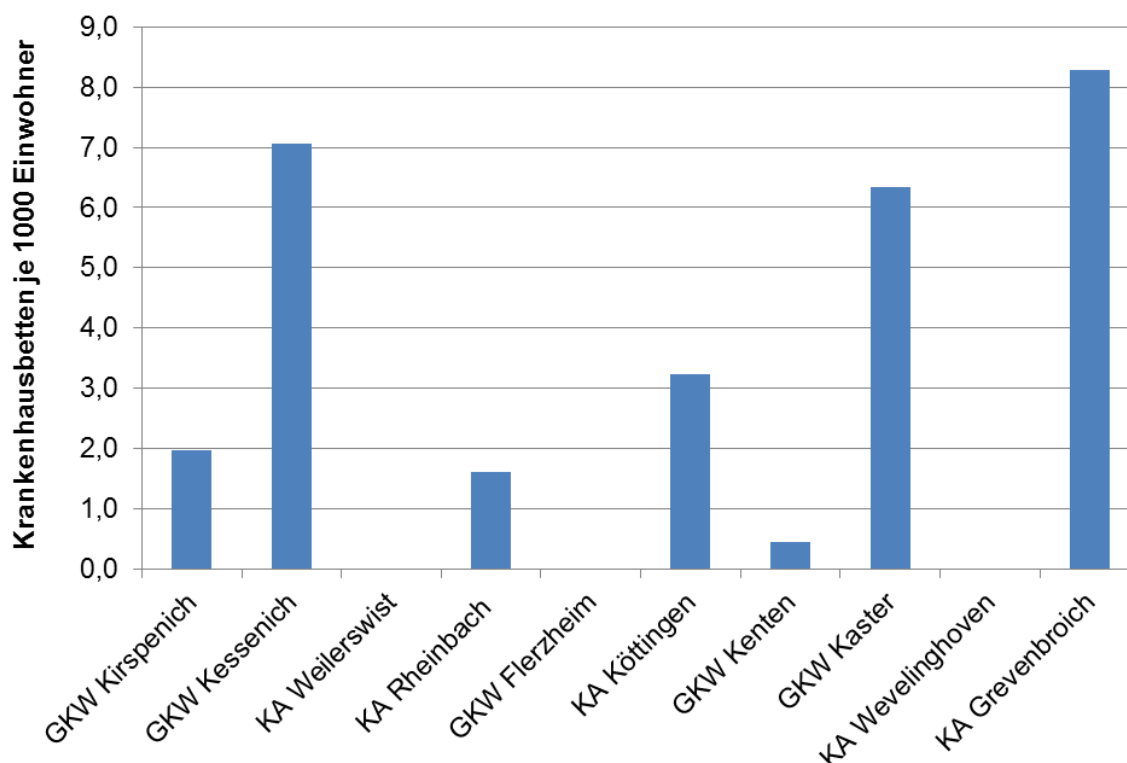


Abbildung 98: Anzahl der Krankenhausbetten je 1000 Einwohner in den Einzugsgebieten

Im Zuge der Untersuchungen konnten in den Einzugsgebieten der Kläranlagen des Erftverbandes insgesamt 81 Pflegeheime mit 7.732 Betten ermittelt werden. Dies entspricht 1.077 Pflegebetten je 100.000 Einwohner. In Deutschland waren laut Angaben des statistischen Bundesamtes im Jahr 2015 insgesamt 928.939 Pflegeplätze in 13.596 Pflegeheimen verfügbar (Statistisches Bundesamt 2015). Ausgehend von einer Bevölkerungszahl von 81,69 Millionen (2015) entspricht dies 1.137 Pflegeplätzen je 100.000 Einwohner. Damit liegt die spezifische Pflegebettenzahl für das Erfteinzugsgebiet nur geringfügig unter dem deut-

schen Durchschnitt von 2015. In den Einzugsgebieten der betrachteten zehn Kläranlagen gibt es insgesamt 47 Pflegeheime mit einer Bettenanzahl von insgesamt 3.797 Betten. Die Verteilung Pflegebetten auf die Kläranlagenstandorte weist ebenfalls deutliche Unterschiede auf (Abbildung 99).

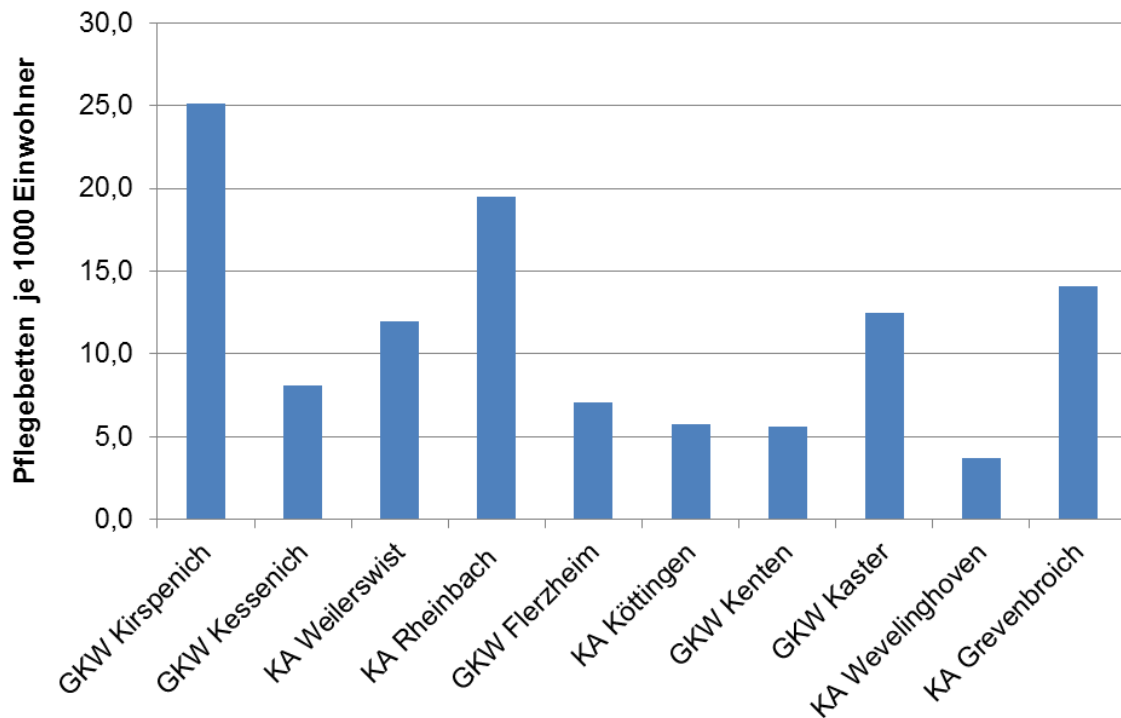


Abbildung 99: Anzahl der Pflegebetten je 1000 Einwohner in den Einzugsgebieten

Die Konzentrationen für Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel bewegen sich für alle untersuchten Kläranlagenstandorte, d.h. auch für solche ohne Krankenhäuser im Einzugsgebiet auf einem vergleichbaren, durchschnittlichen Niveau. Signifikante Korrelationen zwischen der Konzentration an Humanarzneimitteln im Abwasser und den Bettenzahlen der Krankenhäuser und Pflegeeinrichtungen konnten nicht gefunden werden.

Diese Beobachtung lässt sich dadurch erklären, dass die Einnahme der meisten Medikamente auch Zuhause erfolgt und auch Röntgenkontrastmittel bei ambulanten Untersuchungen erst nach dem Untersuchungstermin ausgeschieden werden, wenn der Patient bereits wieder zuhause ist. Auffällig ist jedoch, dass es bei der Verwendung spezieller Arzneimittel (Antibiotika und Röntgenkontrastmittel) regionale Unterschiede zu geben scheint, die möglicherweise auf die Verschreibungspraxis einzelner, dort ansässiger Allgemeinmediziner und Fachärzte zurückzuführen sind.

Bei den gefundenen Spurenstoffen aus Humanarzneimitteln dominieren die Stoffe, die auch als Leitparameter geführt werden. Besonders hohe Konzentrationen konnten regelmäßig insbesondere für das Schmerzmittel Diclofenac mit seinen entsprechenden Metaboliten gefunden werden.

Insgesamt ergibt sich der Eindruck, das Humanarzneimittel über verschiedene Quellen in die Kanalisationsnetze gelangen und Gesundheitseinrichtungen im Erfteinzugsgebiet aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Größe keine ausgeprägten Schwerpunkte bilden. Für die betrachteten Kläranlagen bieten sich daher keine gezielten Maßnahmen bei indirekt einleitenden Betrieben oder Einrichtungen des Gesundheitswesens an.

7.4 Weitere Indirekteinleiter

Als Indirekteinleiter werden die Betriebe bezeichnet, die ihr vorbehandeltes oder unbehandeltes Abwasser über das kommunale Kanalnetz in die kommunale Kläranlage einleiten. Die wesentlichen Informationen über das Produktionsprofil, die Abwassermenge und die Schmutzfrachten sind für den sicheren Betrieb der Kläranlage von Bedeutung.

Den einzelnen Kläranlagen mit der Einleitung in die Nebengewässer der Erft und mit der Direkteinleitung in die Erft konnten folgende für den Mikroschadstoffeintrag relevante Indirekteinleiter zugeordnet werden.

Tabelle 21: Relevante Indirekteinleiter der einzelnen Kläranlagen mit Einleitung in die Nebengewässer der Erft

Einleiter in die Nebengewässer der Erft	Relevante Indirekteinleiter
Veybach	
KA Mechernich	Deponie (Vorbehandlung- Nanofiltrationsanlage),Metallfabrik
Swist	
GKW Flerzheim	Arzneimittelfabrik, Chemischer Betrieb, Druckerei, Eloxaltechnik, Galvanische Anstalten, Kunststoffbetrieb, Kunststoffproduktion (Polyethylenglykol), Kunststoffverarbeitung, Lackiererei, Maschinenreinigung, Obstbaubetrieb, Konservenfabrik, Fisch/Fleisch, Tierzucht/Mast, Fleischwarenfabrik, Krautfabrik
KA Rheinbach	Freizeitbad, Kerzenfabrik
KA Miel	Abfallbeseitigung, Kompostierungsanlage
KA Heimerzheim	keine relevanten
Rotbach	
KA Bürvenich	keine relevanten
KA Obergarzern	keine relevanten
Neffelbach	
KA Embken	Schreinerei
KA Bessenich	Abfüllbetrieb Kosmetik, Reinigungsmittel, Duftstoffherstellung, Kunststoffverarbeitung, Papierfabrik, Stärkemehlfabrik, Waschanlagen
KA Nörvenich	Glas- & Spiegeldesign, Flugzeugwaschhalle,
KA Wissersheim	Glaserei, Psychotherapie
Filkelbach	
KA Rödingen	keine relevanten
KA Elsdorf	Vulkanisierung, Kompressorkond, Kartoffelverarbeitung
Gillbach	
KA Anstel	Landwirtschaft /Transport, Metallhütte, Chemisch Reinigung/Wäscherei
KA Auenheim	Fettschmelze, Lebensmittelproduktion

Tabelle 22: Relevante Indirekteinleiter der einzelnen Kläranlagen mit Einleitung in die Erft

Kläranlagen an der Erft	Relevante Indirekteinleiter
KA Kirspenich	Deponiesickerwasser, Fettchemie
GKW Kessenich	Bauschuttdeponie, Galvanisierung, Geflügelschlachtereier, Landwirtschaftlicher Betrieb und Gaswerke, Verbandstoffe
KA Weilerswist	Farben/Lacke, Farbindustrie, Schrottplatz, Schrottplatz, Autoverwertung, Stahlverarbeitung
KA Köttingen	Anodisierbetrieb (eloxieren), Bauschuttdeponie, Deponiesickerwasser, Kompostwerk, Landwirtschaftlicher Betrieb, Verpackungsindustrie
GKW Kenten	Blechwarenfabrik, Deponien, Sortieranlage, Deponiesickerwasser, Fettschmelze/Tierkörperbeseitigungsanlage, Karosseriebetrieb, Kunststoffherstellung, Kunststoffverarbeitung, mehrere landwirtschaftliche Betriebe, Maschinenreinigung, Metallbetrieb, Mülldeponie, Sauerkrautfabrik Schrottplatz, Schweißwerkstatt, Sortierung Baustellenabfälle (vorbehandeltes Abwasser), Textilausrüstung, Zeolithanlage, Schrottplatz Thermoplastische Kunststoffe
GKW Kaster	Kompostierungsanlage, mehre landwirtschaftlicher Betrieb, Schrottplatz, Zuckerfabrik
KA Grevenbroich	Lackfabrik
KA Wevelinghoven	Chemieunternehmen

Die Einleitung von gefährlichen Stoffen in die öffentliche Kanalisation bedarf einer Genehmigung. Die Indirekteinleiterverordnung sowie die Entwässerungssatzung der jeweiligen Gemeinde bilden die gesetzliche Grundlage für die Grenzwerte und die zulässigen Abwassermengen. Die zuständige Wasserbehörde erteilt die Genehmigung unter der Beteiligung aller Betroffenen u.a. der Kanal- und Kläranlagenbetreiber. Die Indirekteinleiterkataster führen die zuständige Behörden sowie Betreiber der Kanalnetze und Kläranlagen damit auch der Erftverband (Tabelle 23). Problematisch ist die Aktualisierung der erfassten Indirekteinleiter. Oft werden Firmen aufgelistet, die die Produktion eingestellt haben.

Tabelle 23: Beispiel – Auszug Indirekteinleiterkataster des Erftverbandes

Kreis	Stadt/Gemeinde	Stadt-/Gemeindeteil	Aktenzeichen	Firma/Name	Betriebsart	Kläranlage Name	Nr.	Ordner-Nr.	Altenzeichen UfWB	Bemerkungen	Adresse	Telefonnummer
Rhein-Sieg	Meckenheim	Meckenheim	8.105.01/06	W. Fieseler	Druckerei	GKW Flerzheim	2			Archiv F 5		
Euskirchen	Zülpich	Zülpich, Bessenich	7.101.01/19	TAKASAGO	Duftstoffherstellung	Bessenich	90	EU 3		nur Gesprächsunt	Industriestrasse 40, 53309 Am Hambuch	02252 9480
Rhein-Sieg	Meckenheim	Meckenheim	8.105.01/01	U. Buchholz	Eloxaltechnik	GKW Flerzheim	2	RSK 9				
Rhein-Sieg	Bornheim	Hersel	8.101.05/04	Entsorgung+Verwertung Bonn GmbH (EVB)	Entsorgung, Kompostierung	Hersel	51	RSK 6				
Euskirchen	Weilerswist	Weilerswist	7.102.01/28	Saint-Gobain Weber GmbH	Farben/Lacke	Weilerswist	4					
Euskirchen	Weilerswist	Weilerswist	7.102.01/02	Deutsche Teranova Industrie	Farbherstellung	Weilerswist	4	EU 6				
Erfkreis	Frechen	Frechen	4.106.01/29	Etras-DPD-Halle	Fassadenbehandlung	Frechen	53			Archiv E 8		
Erfkreis	Frechen	Frechen	4.106.01/79	ESK-SIC GmbH	Feinkeramik/Ton	Frechen	53	E 85				
Euskirchen	Bad Munstereteil	Bad Munstereteil, Aloff, Ivershe	7.106.01/19	Greven	Fettchemie	Kirspenich	56	EU 24				
Erfkreis	Bergheim	Büsdorf	4.103.08/01	Scalabin KG	Fettschmelze	GKW Auenheim	42	E 38				
Erfkreis	Keppen	Türnich	4.105.07/10	M. Schippers	Fettschmelze/Tierkörperbeseitigungsanlage					Vertragsentwurf II		
Rhein-Sieg	Bornheim	Sechtem	8.101.02/02	Fa. Domitian für Fa. ???	Fleischzerlegungsbetrieb	GKW Kenten	76	E 69/70				
Rhein-Sieg	Meckenheim	Meckenheim	8.105.01/04	Techno-Galvanik	Galvanische Anstalten	GKW Flerzheim	2	RSK 9			Hellmarstraße	
Euskirchen	Euskirchen	Slotzheim	7.103.06/04	HWI-Schankanlagen GmbH	Galvanisierung	GKW Kessenich	32	EU 15				
Euskirchen	Euskirchen	Palmernheim	7.103.08/01	Haas EE Nachfolger: Fa. Rheinkrone	Bleifälligkeitslehner	GKW Kessenich	32	EU 16		vgl. D		
Erfkreis	Bergheim	Guadrath-Lochendorf	4.103.08/10	Effertz & Marcor	Karosseriebetrieb	GKW Kenten	76			Archiv E 11		
Rhein-Sieg	Bornheim	Hersel	8.101.05/05	Landschaftsverband Rheinland (LVR)	Kleingartenreinigung	Hersel	51	RSK 4				
Erfkreis	Bedburg	Kaster	4.101.03/08	Biorec	Kompostierungsanlage	GKW Kaster	79	E 6		Bauvoranfrag		
Rhein-Sieg	Swisttal	Morenhoven	8.103.07/01	KGH - WURM GmbH, Gut Müllinghoven	Kompostierungsanlage	Miel	58	RSK 5				
Erfkreis	Erfstadt	Liblar, Köttingen, Frauenhal	4.108.01/04	Tierekerei - Kompostanlage YZEK	Kompostwerk	Köttingen	53	E 91				
Euskirchen	Zülpich	Zülpich, Bessenich	7.101.01/01	Albo-Plaste GmbH	Kunststoffverarbeitung	Bessenich	30			Archiv A 8	Industriestrasse	02252 94060
Rhein-Sieg	Rheinbach	Flethenheim	8.104.02/01	Gebr. von den Weltern	Kunststoffbetrieb	GKW Flerzheim	2			Archiv W 4		
Erfkreis	Keppen	Keppen	4.105.01/42	Polytan Hydrochemie GmbH	Kunststoffherstellung	GKW Kenten	76	E 46				
Rhein-Sieg	Meckenheim	Meckenheim	8.105.01/20	DSG Schrumptschlauch GmbH	Kunststoffproduktion (Polyethylen Glykol)	GKW Flerzheim	2	RSK 10		nur Anlage !!	Heidestraße 5, 53340	02225 88940
Erfkreis	Keppen	Sindorf	4.105.03/49	Plaste Recycling GmbH	Kunststoffverarbeitung	GKW Kenten	76				Heidestraße 5, 53340	02225 9990
Rhein-Sieg	Meckenheim	Meckenheim	8.105.01/12	Arenz	Kunststoffverarbeitung	GKW Flerzheim	2			Archiv A 7		

Die Indirekteinleiterverordnung und Entwässerungssatzungen beinhalten keine Parameter, die zu Spurenstoffgruppen gehören.

Die Möglichkeit die Indirekteinleiter wasserrechtlich zu verpflichten, die Spurenstoffkonzentrationen zu beachten, ist aktuell jedoch nicht gegeben. Auch die allgemeinen Hinweise zum Umgang mit bestimmten Stoffgruppen ist nicht vorhanden.

Auswirkungen von Indirekteinleitungen auf die Zulaufkonzentrationen verschiedener Stoffgruppen in Kläranlagen können nur durch ungewöhnlich hohe Konzentrationen oder spezifische Frachten festgestellt werden.

Der Vergleich der spezifischen Mikroschadstoff-Frachten pro Einwohner und Tag erlauben die überdurchschnittlichen Frachten zu identifizieren.

Die Zusammenstellung der gewonnenen Erkenntnisse führt zur Ergebnissen, die in den nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 91 - Abbildung 97) grafisch dargestellt sind. Auffallend sind die ungewöhnlich hohen Frachten von Sotalol, und, auf der KA Rheinbach (Abbildung 91) von Benzotriazol auf der KA Erftstadt (Abbildung 92) und von Clarithomycin auf der KA Grevenbroich (Abbildung 93).

Die mutmaßlichen Verursacher können eingegrenzt werden. Die Frage, die daraus resultiert, ist die mögliche Vorgehensweise in solchen Fällen. In der Indirekteinleiterverordnung sowie Entwässerungssatzung sind keine Grenzwerte definiert. Die vom Land NRW genannten Bewertungskriterien sind rechtlich nicht bindend. Eine klare Vorgehensweise in solchen Fällen würde den Kläranlagenbetreiber und schließlich der Umwelt weiterhelfen.

7.5 Mischwasserentlastungsanlagen

Geklärte Abwässer von den Kläranlagen und nichtbehandlungsbedürftige Abwässer aus Mischwasserentlastungsanlagen werden in die Erft und deren Nebengewässer direkt eingeleitet. Die Mündung der Nebengewässer bildet somit eine zusätzliche Belastungsquelle. Die durchgeführten Untersuchungen an der Mündungsstelle der wesentlichen Nebengewässer erfassten diese Belastungen. Die Zuordnung der Stofffrachten zu Kläranlagen und zu Mischwasserentlastungsanlagen ist nicht eindeutig möglich.

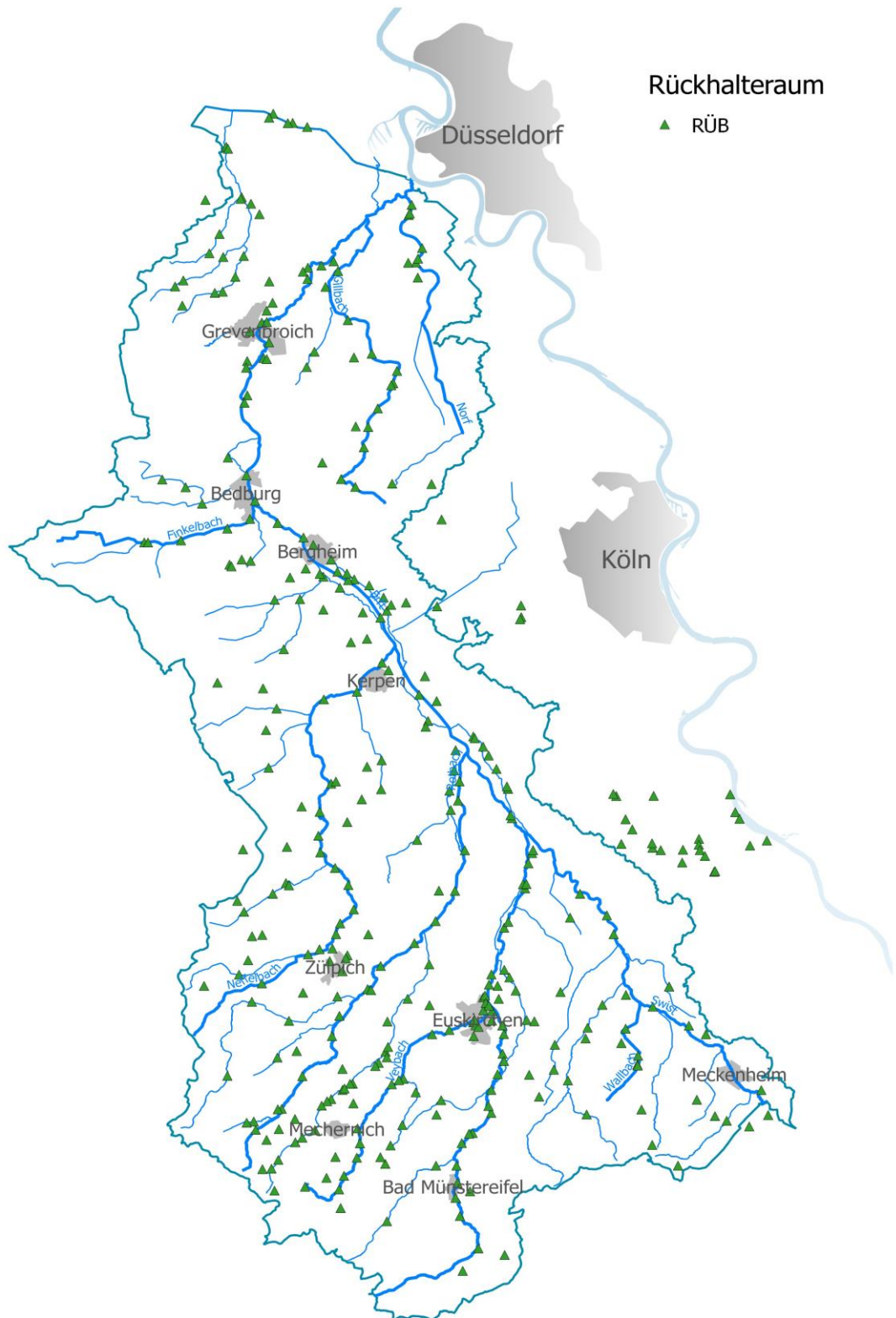


Abbildung 100: Rückhalteräume im Einzugsgebiet des Erftverbandes

Die Spurenstoffkonzentrationen und -frachten im Gewässer werden durch die Anzahl der Entlastungsbauwerke, der Entlastungsraten sowie Fremdwasseranteilen und Ablagerungen im Kanalnetz beeinflusst. Charakteristisch für die meisten Nebengewässer im Einzugsgebiet der Erft ist die sehr schwache Wasserführung. In Sommermonaten „entspringen“ die Flüsse oft an den Einleitstellen.

Die Untersuchung der Nebengewässer Veybach (V), Swist (S) Rotbach (R), Neffelbach (Ne), Finkelbach (F), Gillbach (G) und Norfbach (No) an deren Mündungen in die Erft erlaubt einen einfachen Vergleich der Stoffkonzentrationen, die oberhalb der Mündungen der Nebengewässer sowie oberhalb und unterhalb der Mündungen in die Erft registriert werden. Die aufgeführten Nebengewässer nehmen unterschiedliche Mengen vom gereinigten Abwasser und Mischwasser beim Regenwetter auf. Zwischen zwei bis vier Kläranlagen leiten in die untersuchten Nebengewässer ein (

Abbildung 100). Nur der Norfbach wird ausschließlich mit Mischwasser aus den Entlastungsbauwerken belastet.

Der Vergleich der höchsten Konzentrationen in den Nebengewässern kurz vor der Mündung aus allen 13 Proben (Trocken-/Regenwetter) zeigt die Unauffälligkeit des Gewässers nur mit Mischwasserentlastung.

Die Nebengewässer **Swist (S) und Finkelbach (F)**, die eine extrem schwache Wasserführung aufweisen und deren Kläranlageeinleitung erst kurz von der Mündung in die Erft erfolgt, weisen besonders hohe Belastungen an Sotalol auf. Anhand der niedrigen Konzentration des Norfbachs ist zu vermuten, dass Mischwasserentlastungen auf Sotalol-Einleitungen keine wesentliche Bedeutung haben (Abbildung 101).

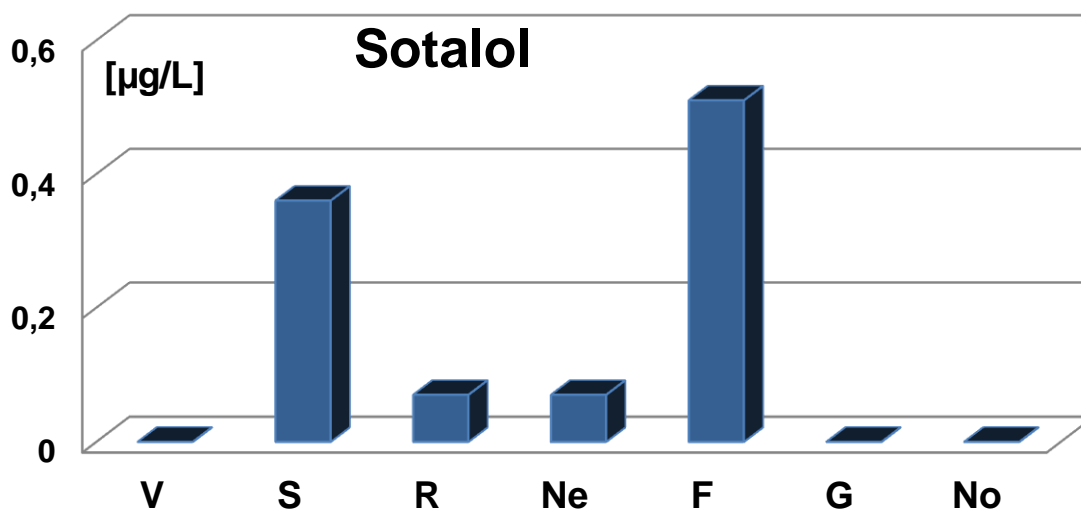


Abbildung 101: Sotalol - höchste, gemessene Konzentrationen aus allen 13 Proben an der Mündung der Nebengewässer: Veybach (V), Swist (S) Rotbach (R), Neffelbach (Ne), Finkelbach (F), Gillbach (G) und Norfbach (No)

Bei den Parametern Metoprolol, Carbamazepin, Benzotriazol und Sulfametaxazol lagen die Konzentrationen im Norfbach, im Gegensatz zu anderen Nebengewässern, unter der Bestimmungsgrenze.

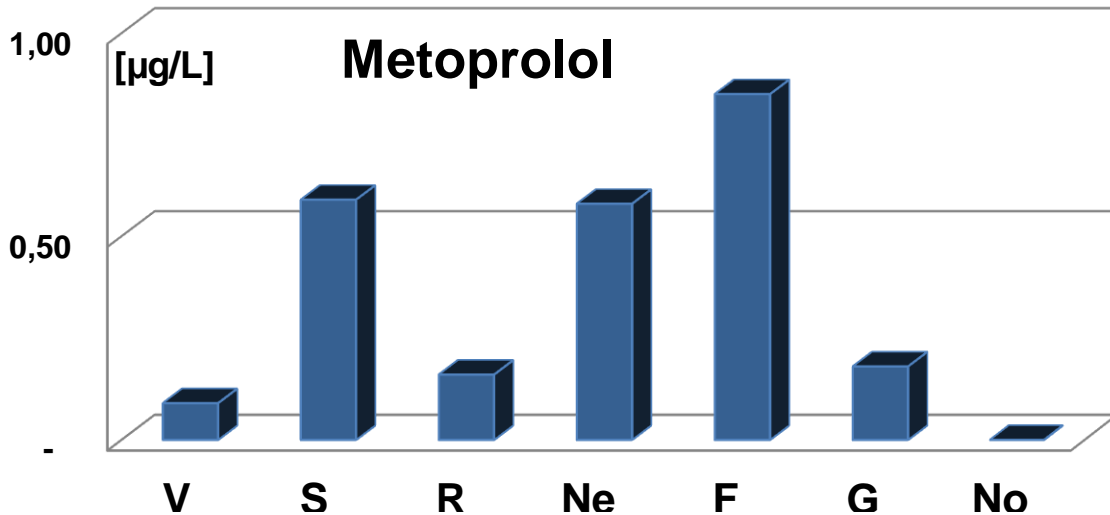


Abbildung 102: Metoprolol - höchste, gemessene Konzentrationen aus allen 13 Proben an der Mündung der Nebengewässer *)

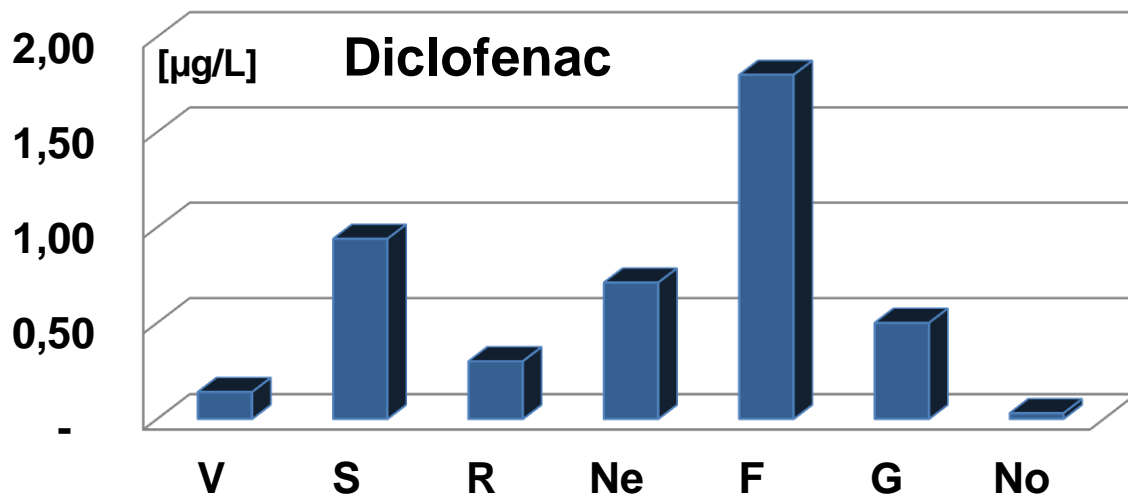


Abbildung 103: Diclofenac - höchste, gemessene Konzentrationen aus allen 13 Proben an der Mündung der Nebengewässer*)

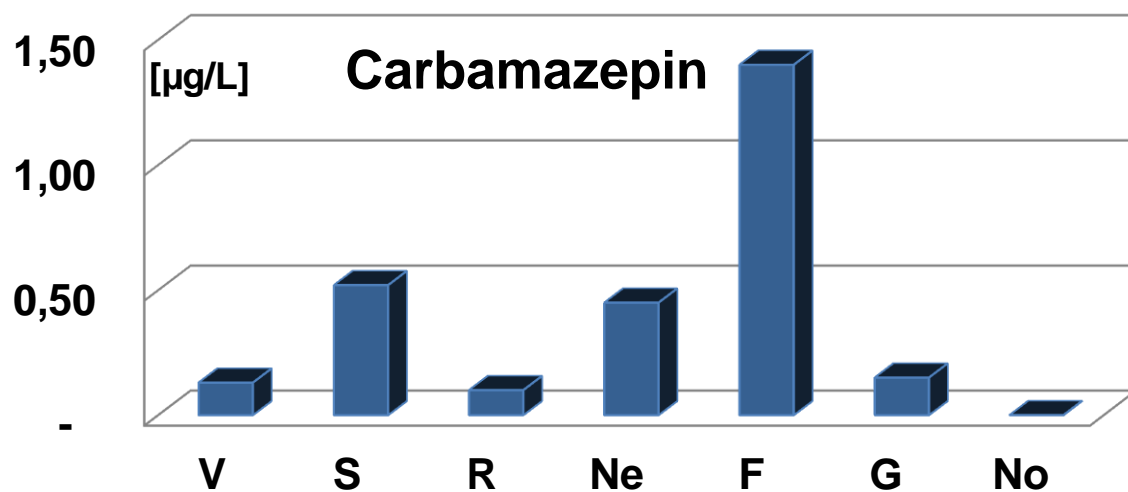


Abbildung 104: Carbamazepin - höchste, gemessene Konzentrationen aus allen 13 Proben an der Mündung der Nebengewässer*)

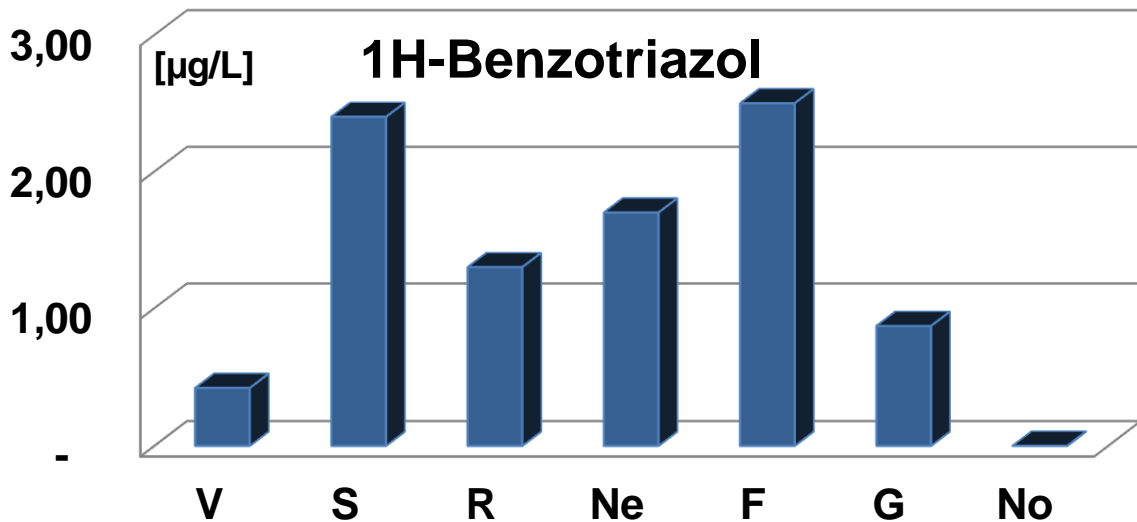


Abbildung 105: 1H-Benzotriazol - höchste, gemessene Konzentrationen aus allen 13 Proben an der Mündung der Nebengewässer*)

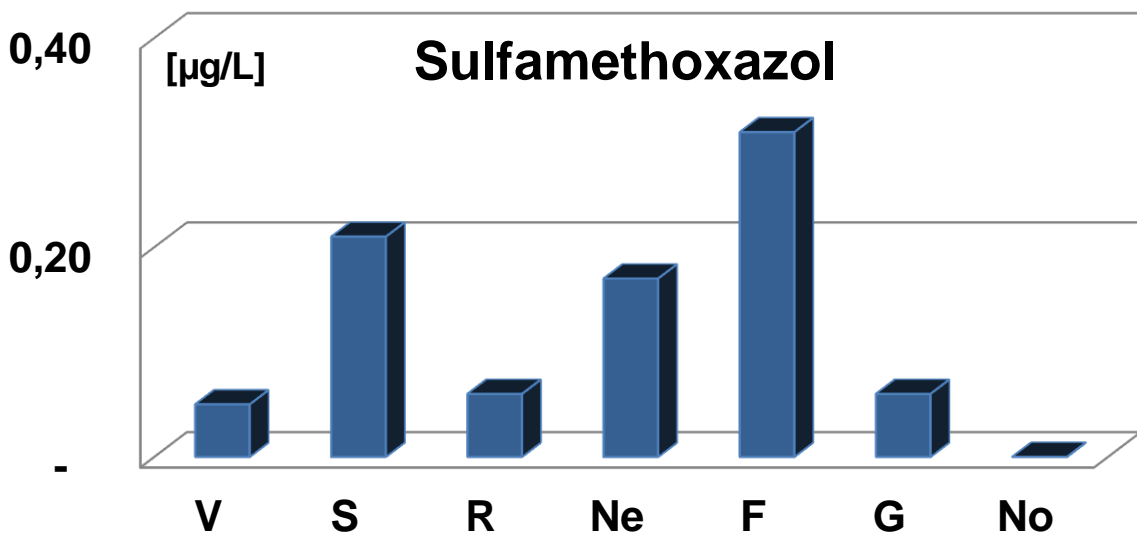


Abbildung 106: Sulfamethoxazol - höchste, gemessene Konzentrationen aus allen 13 Proben an der Mündung der Nebengewässer*)

7.6 Landwirtschaftliche Eintragspfade

Die Landesfläche von NRW beträgt 34.098 km² und beinhaltet rund 10.300 km² Ackerfläche (Stand 2016) - dies entspricht einem Anteil von rund 30%. In Abbildung 90 ist eine Übersicht der Ackerfläche für den Tätigkeitsbereich des Erftverbandes dargestellt. Der Vergleich zwischen NRW und Tätigkeitsbereich lässt mutmaßen, dass auch hier 1/3 der Gesamtfläche als Ackerfläche genutzt wird (Landwirtschaftskammer-NRW 2017).

Bei der Bewirtschaftung von Äckern werden häufig Pestizide und / oder Herbizide eingesetzt. Sie dienen der Aufbereitung der Böden und dem Schutz der Pflanzen gegenüber Schädlingen und Pflanzen. Daher wurden in den Proben neben den Leitparametern auch der Gehalt an Pflanzenschutzmitteln bestimmt.

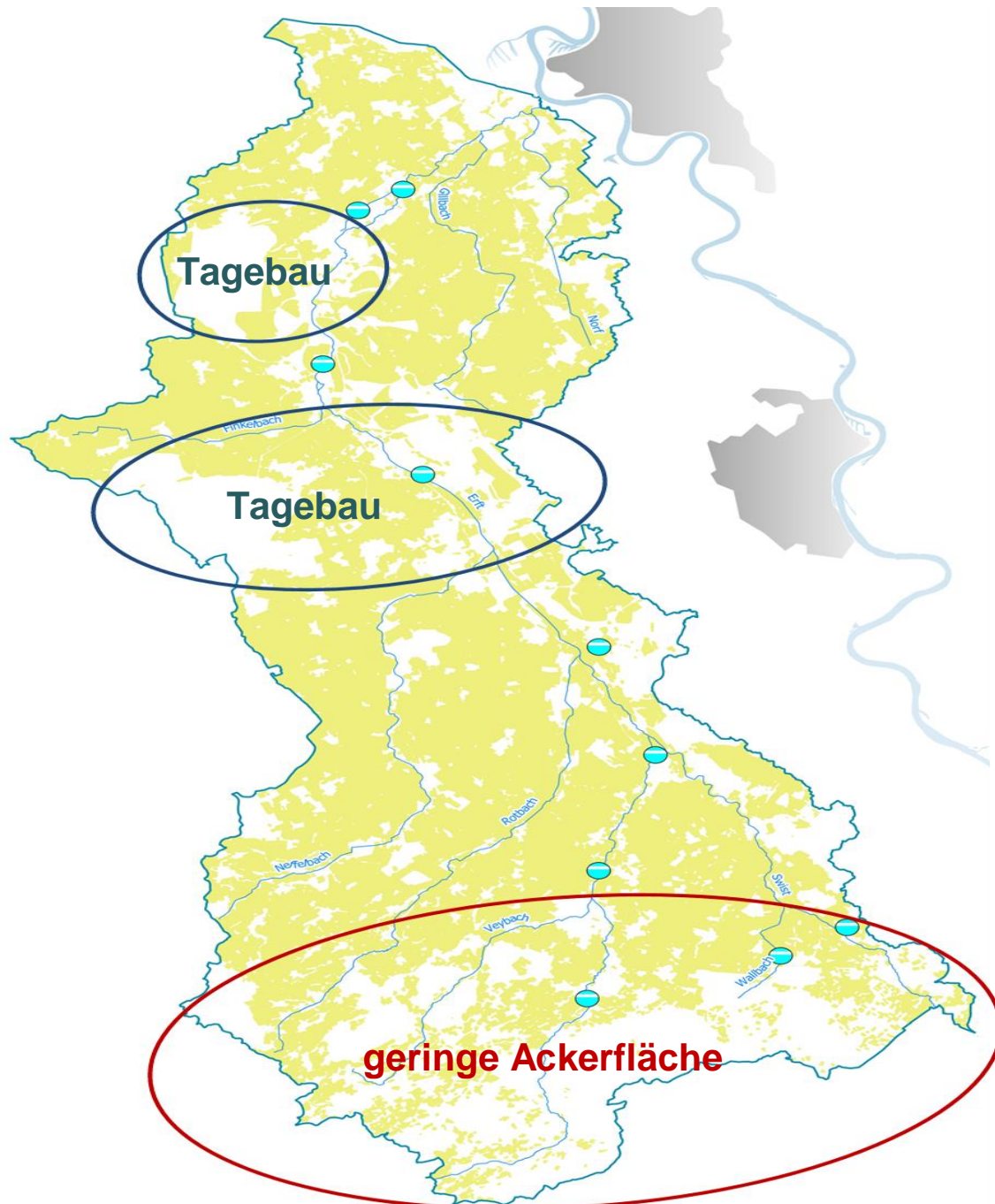


Abbildung 107: Ackerfläche im Tätigkeitsgebiet des Erftverbandes

Folgende 6 Pflanzenschutzmittel werden berücksichtigt und analysiert:

- Terbutryn BK: 0,065 µg/L
- Mecoprop (=MCP) BK: 0,1 µg/L
- Isoproturon BK: 0,3 µg/L
- Flufenacet BK: 0,05 µg/L
- Tebuconazol BK: 1,0 µg/L
- Propiconazol BK: 1,0 µg/L

Unterhalb Bewertungskriterium (<BK; Trend zu 0):

- Terbutryn
- Tebuconazol
- Propiconazol

Unterhalb Bewertungskriterium (<BK, Trend Hälfte BK):

- Mecoprop (=MCP)

Mecoprop ist ein häuslich eingesetztes Pflanzenschutzmittel, das hauptsächlich gegen breitblättrige Unkräuter, wie z.B. Disteln oder Löwenzahn angewendet wird. Ein weiterer Anwendungsbereich ist der Durchwurzelungsschutz bei Dachpappen.

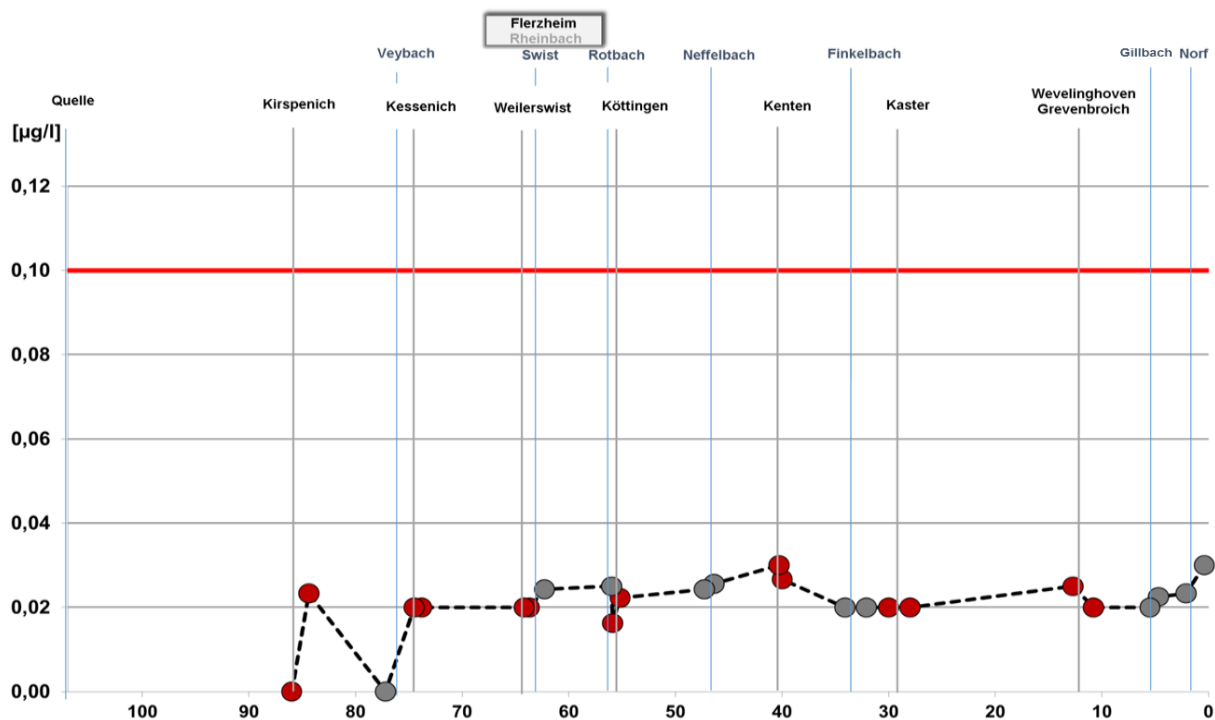


Abbildung 108: Konzentration entlang der Erft, Mecoprop (arithmetischer Mittelwert)

In der Abbildung 108 sind die Konzentrationen des Pestizides Mecoprop in Erftlängsprofil dargestellt. Die Messergebnisse sind nicht als kritisch einzustufen, jedoch weist die Grafik eine flächendeckende Verteilungsbelastung auf. Die Konzentration steigt unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage Kirspenich in die Erft auf 0,02 µg/L an und schwankt bis zur Mündung in den Rhein um +0,01 µg/L. Etwa 8 Kilometer vor der Mündung in den Rhein steigt die Konzentration unterhalb der Einleitstelle der Norf auf 0,03 µg/L an. An der Norf liegen sehr viele Ackerflächen, überwiegend Getreideflächen, dies könnte eine Erklärung für den Anstieg sein. Ein weiterer Grund ist der geringe mittlere Abfluss in Höhe von 0,03 m³/s in der Norf während des beprobten Zeitraums.

Das Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und angewandte Ökologie (IME) stellte in dem im Jahr 2012 veröffentlichten Bericht „Vorbereitung eines Monitoring-Konzepts für Biozide in der Umwelt“ Pflanzenschutzmittel-Einträge durch den privaten Haushalt dar. „Dies gilt insbesondere für Mecoprop, das in Bitumenbahnen (Dachpappe) auf Flachdächern eingesetzt wird, um eine Durchwurzelung zu verhindern. Zwar wurden im untersuchten Siedlungsraum

geringere Mengen der PSM verwendet, doch waren die relativen Umwelteinträge höher als im landwirtschaftlichen Bereich (bis zu 15 % aus den Haushalten, aber < 1 % aus der landwirtschaftlichen Anwendung; Wittmer et al. 2010). In den meisten Fällen wurden die Umwelteinträge der Wirkstoffe durch Regenereignisse verursacht.“(UBA 2012)

Beim Vergleich der Konzentrationsentwicklungen bei Regen- und Trockenwetterabflüssen kann festgestellt werden, dass es bei Regenwetterabfluss im Norfbach zu einer Konzentrationserhöhung gegenüber den Konzentrationen bei Trockenwetterabfluss kommt (Abbildung 109). Dasselbe Phänomen ist für den Finkelbach und an dem Gruppenklärwerk Kaster zu erkennen.

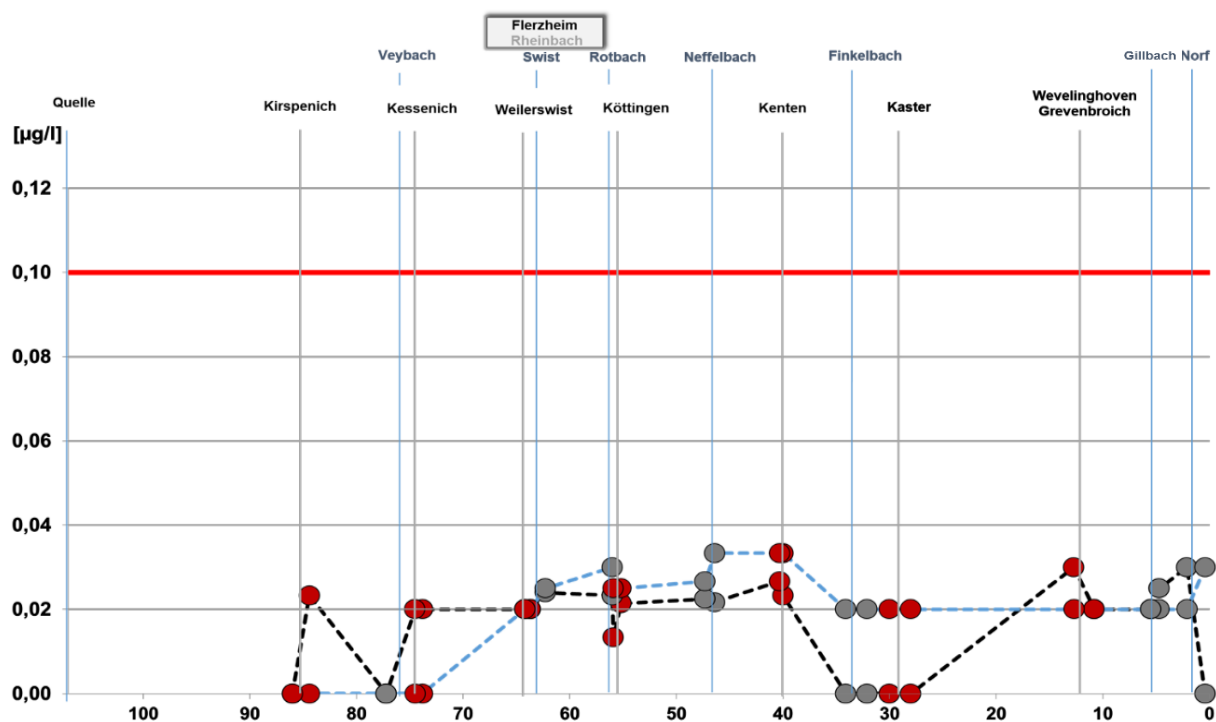


Abbildung 109: Regen-/Trockenwettervergleich, Mecoprop (arithmetischer Mittelwert)

Überschreitung Bewertungskriterium (>BK):

- Isoproturon

Isoproturon wird als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln verwendet. Er ist sehr stabil gegenüber Licht, Säuren und Basen und ist wenig löslich in Wasser. Verwendet wird dieses Herbizid bei Weizen- und Gerstenanbau. „Die EU-Genehmigungen für den Einsatz von Isoproturon und Triasulfuron als Pflanzenschutzmittelwirkstoffe endeten am 30. Juni 2016. Die Europäische Kommission hat entschieden, diese Genehmigungen nicht zu erneuern. Bei Isoproturon ergab die Bewertung unter anderem ein nicht akzeptables Risiko von Einträgen in das Grundwasser.“ (BvL-Bund 2016)

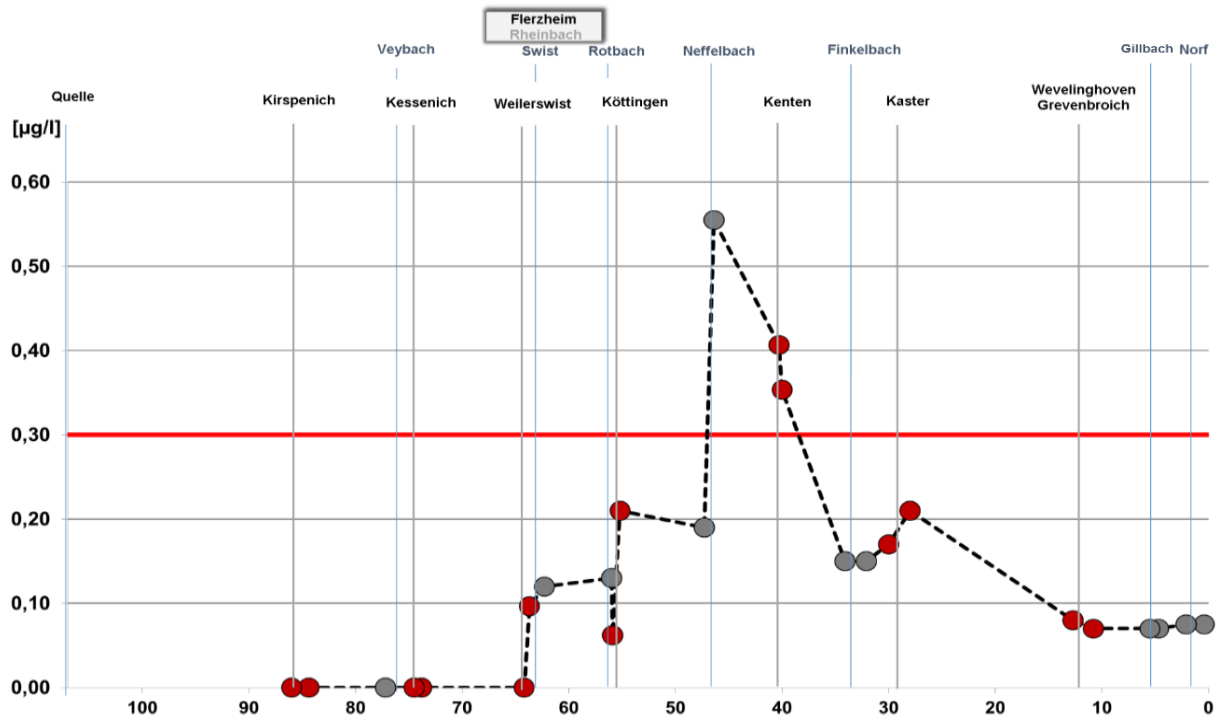


Abbildung 110: Konzentration entlang der Erft, Isoproturon (arithmetischer Mittelwert)

Dieses Pflanzenschutzmittel weist unterhalb der Mündung des Neffelbachs den höchsten Konzentrationsanstieg von bis zu 0,35 µg/L auf und die Konzentration steigt damit über das BK von 0,3 µg/L. Nach einer Erftfließstrecke von etwa 10 km sinkt die Spitzenkonzentration wieder unter die Konzentration des BK auf rund 0,15 µg/L. Dies ist zum einen auf die Verdünnung infolge der Einleitung durch das GWK Kotten zurückzuführen, und zum anderen auf einen weiteren Abbau im Flussökosystem.

Weitere Probenahmestellen, die starke Konzentrationsanstiege aufweisen, sind unterhalb der Einleitstellen der Kläranlagen Weilerswist und Köttingen angeordnet. Die Konzentrationszunahmen liegen zwischen 0,1 bis 0,15 µg/L und die Konzentrationen liegen noch unterhalb des BK. An der Mündung der Erft beträgt die mittlere Konzentration 0,08 µg/L.

- Flufenacet

Flufenacet ist ein Wirkstoff zum Pflanzenschutz im Bereich Ackerbau, Gemüsebau, Obstbau und Zierpflanzenanbau. Die Farbe ist gelblich und es kommt praktisch unlöslich im Wasser vor. Wirkungen kann dieser Stoff auf Fische, Kleinkrebse und Wasserpflanzen haben. (LA-WA 2018)

An insgesamt 9 Probenahmestellen entlang der Erft wird das BK von 0,05 µg/L überschritten. Analog zum Spurenstoff Isoproturon liegt auch hier der höchste Konzentrationsanstieg im Bereich der Mündung des Neffelbachs vor. Allerdings werden auch Konzentrationsanstiege unterhalb der Einleitstellen des GWK Kessenich und der KA Köttingen sowie oberhalb der Mündung des Neffelbachs festgestellt.

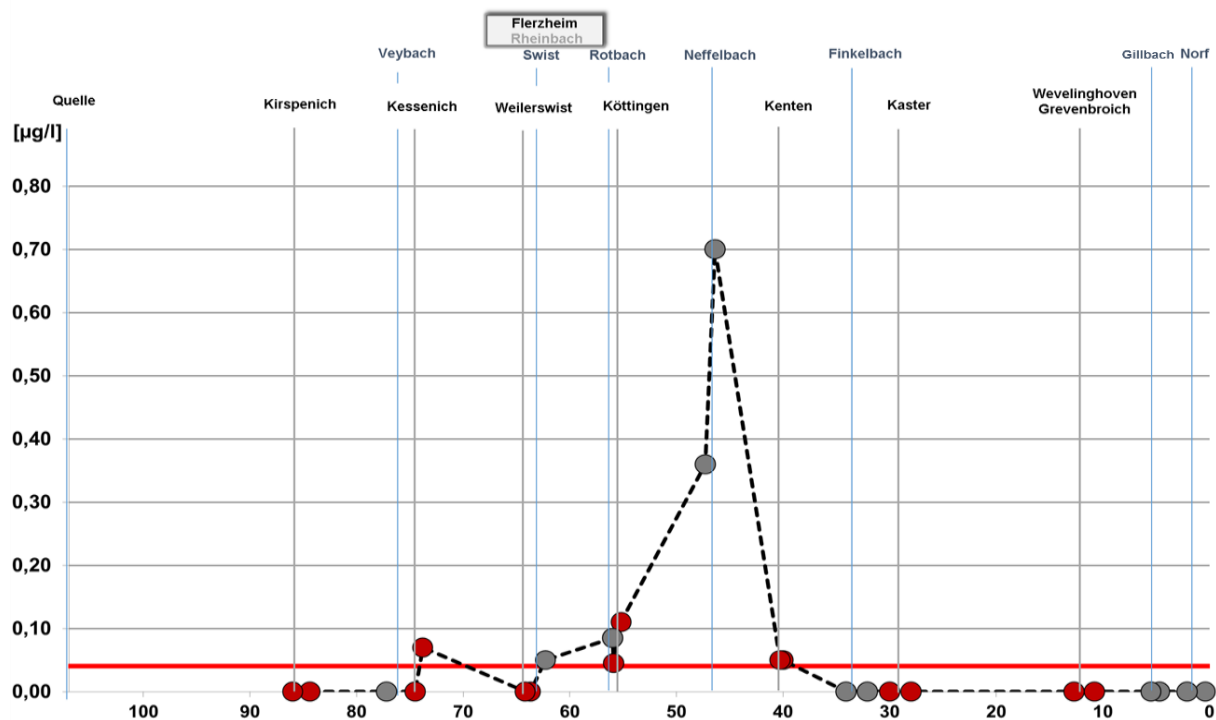


Abbildung 111: Konzentration entlang der Erft; Flufenacet (arithmetischer Mittelwert)

Unterhalb der Mündung des Neffelbachs wird das BK um fast das 14-fache überschritten. Zurückzuführen wäre diese hohe Belastung auf die höchste Ackerflächendichte um die Nebengewässer Neffelbach und Rotbach. Daher führte die Anordnung von 4ten Reinigungsstufen auf den Kläranlagen Kessenich und Köttingen nicht dazu, dass das BK, unterhalb der Einleitung des Neffelbachs, in der Erft unterschritten würde.

7.7 Stoffspezifische Eintragspfade in die Gewässer

Im Nachfolgenden sollen Herkunft und Eintragspfade für drei typische Vertreter der Spurenstoffe im Einzugsgebiet der Erft beispielhaft nachgezeichnet und mit den Schlussfolgerungen anderer Untersuchungen (UBA 2015) sowie hinsichtlich der Relevanz der verschiedenen Eintragspfade im Erfteinzugsgebiet verglichen werden.

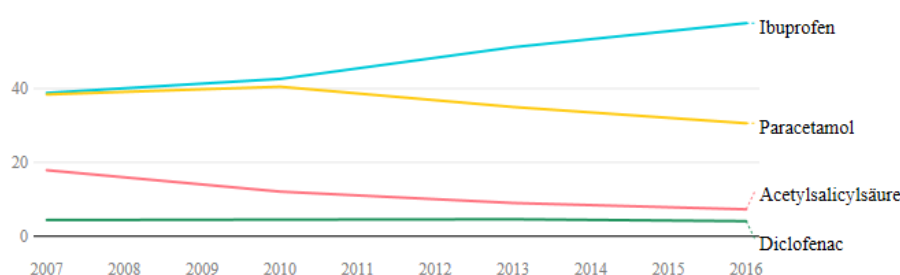
Diclofenac wurde als Vertreter der Arzneimittel für die weitere Betrachtung ausgewählt, da für diesen Stoff in vielen Proben signifikante Konzentrationen nachgewiesen werden konnten. Als Vertreter der Industrie- und Haushaltschemikalien wird außerdem das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol ausgewählt. Als dritte Substanz wurde das in der landwirtschaftlichen Anwendung in besonderem Maße zum Einsatz kommende Chloridazon ausgewählt, das als Pflanzenschutzmittel in dem im Verbandsgebiet weit verbreiteten Anbau von Zuckerrüben zum Einsatz kommt.

7.7.1 Eintragspfade am Beispiel des Schmerzmittels Diclofenac

Aufgrund der zwischenzeitlich festgestellten negativen Umweltwirkungen wird unter den rezeptfrei in Apotheken erhältlichen Schmerzmitteln vor allem Diclofenac in der aquatischen Umwelt als besonders kritisch angesehen (s. auch UBA 2015). Dabei spielt Diclofenac aber gemessen an den Verkaufszahlen eine eher untergeordnete Rolle (Abbildung 112).

Rezeptfreie Schmerzmittel

Marktanteil einzelner Wirkstoffe in den vergangenen zehn Jahren in Prozent



Quelle: IMS PharmaScope® • Daten

Abbildung 112: Marktanteile rezeptfreier Schmerzmittel, zitiert nach (Zeit-Online, 2016)

In Abbildung 113, die aus der Veröffentlichung des UBA 2015b, 2015 entnommen wurde, wird der Verbreitungspfad am Beispiel des weit verbreiteten Schmerzmittels Diclofenac dargestellt. Die Verabreichung des Wirkstoffes findet sowohl in Form von Tabletten zur Einnahme wie auch in Form von Salben zur äußerlichen Anwendung statt. Für die verschreibungspflichtigen Darreichungsformen haben die Autoren einen Anteil von 35:1 für die innerliche Anwendung im Vergleich zur äußerlichen Anwendung ermittelt.

Da in den nicht verschreibungspflichtigen Präparaten deutlich geringere Wirkstoffkonzentrationen vorhanden sind, gehen die Autoren des UBA 2015b, 2015 nicht von einer signifikanten Veränderung der Mengenverhältnisse aus. Hinsichtlich der verordneten und verabreichten Mengene existieren unterschiedliche Angaben, laut dem Arzneiverordnung-Report sind 2012 in Deutschland 46.879 kg vom Wirkstoff Diclofenac systemisch in den Umlauf gelangt, während UBA 2015b, 2015 von 84 t ausgeht. Der in der Abbildung 113 dargestellt Teilstrom der non-compliance Anwendung bildet dabei den Stoffstrom der nicht ordnungsgemäß verwendeten bzw. entsorgten Medikamente ab.

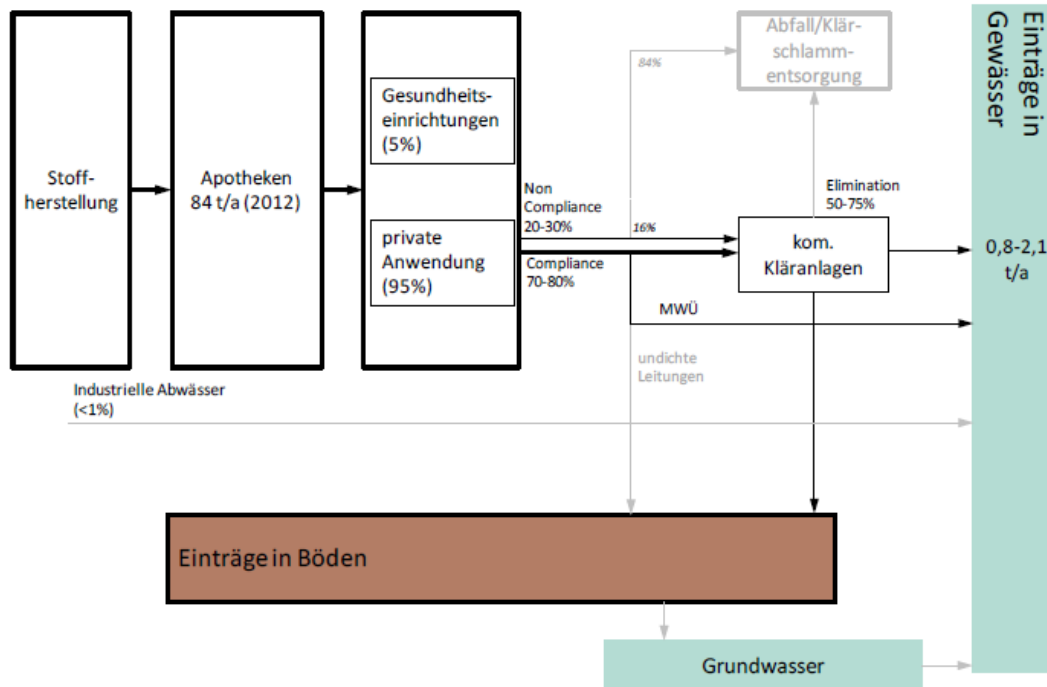


Abbildung 113: Emissionsorientiertes Stoffflußdiagramm für das Arzneimittel Diclofenac nach (UBA 2015b, 2015)

Abbildung 115 gibt die bei Trockenwetter in die untersuchten 10 Kläranlagen gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen, die direkt oder nach kurzem Fließweg indirekt in die Erft münden, wieder. Die Reihenfolge orientiert sich an den Einmündungspunkten in die Erft, die in Fließrichtung von links nach rechts dargestellt sind.

Die Anlagen am Oberlauf (Kirspenich bis Flerzheim) weisen grundsätzlich geringere Konzentrationen im Zulauf auf. Hierbei handelt es sich um einen Verdünnungseffekt durch einen höheren Fremdwasseranteil am Abwasser.

Im Mittel- und zum Teil auch im Unterlauf der Erft sind dagegen, durch den Einfluss tagesbaubedingter Grundwasserspiegelabsenkungen, nur geringe Fremdwasserzutritte in die Kanalisation zu verzeichnen, was insgesamt zu höheren Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe führt.

Die Reduzierung in den Kläranlagen schwankt zwischen 15 % und 52 %. Der Rückgang der Konzentration in der Kläranlage ist überwiegend auf Abbau- und Adsorptionsprozesse im Belebungsbecken sowie in der Sandfiltration zurückzuführen.

Der in Abbildung 113 angegebene Wirkungsgrad des Abbaus von 50 bis 75 % in kommunalen Kläranlagen erscheint, im Vergleich zu dem vom Erftverband im Rahmen des Spurenstoffmonitorings abgeschätzten Wert, spürbar höher.

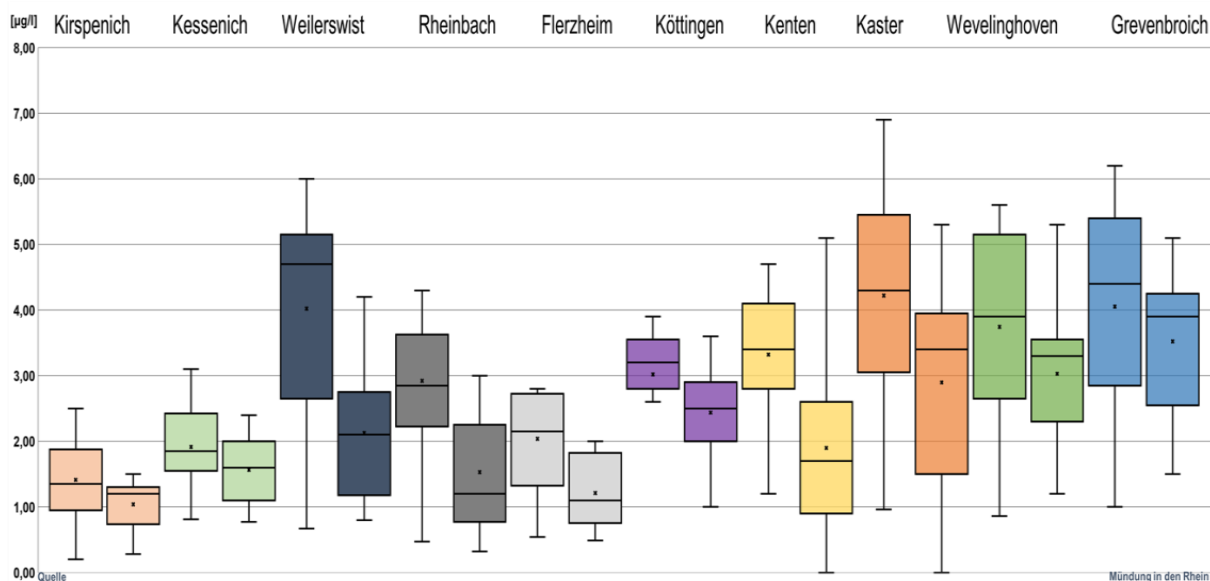


Abbildung 114: Diclofenac Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Kläranlagen (Box-Whisker-Diagramm)

Einen Unterschied gegenüber UBA 2015b, 2015 ergibt sich in den vom Erftverband im Rahmen der Untersuchung durchgeführten Analysen auch im Hinblick auf die Verwendung von Arzneimitteln mit Diclofenac. Neben Diclofenac in seiner ursprünglichen Form wurden durch den Erftverband auch das Auftreten des Metaboliten 4'-Hydroxydiclofenac untersucht. Gemäß dem Stoffsteckbrief zu Diclofenac aus der Veröffentlichung des UBA, (2009) wird Diclofenac bei oraler Einnahme im menschlichen Körper rasch und vollständig resorbiert:

„Die Bioverfügbarkeit beträgt dabei wegen eines ausgeprägten First-Pass-Effektes in der Leber nur ca. 50 %–60 %. Die Metabolisierung von Diclofenac erfolgt teilweise durch Glukuronidierung der Muttersubstanz, aber vorwiegend durch Hydroxylierung (Hauptmetabolit: 4'-Hydroxydiclofenac, weiterhin 5-Hydroxydiclofenac und 4'-5-Dihydroxydiclofenac). In geringerem Umfang erfolgt eine anschließende Methoxylierung zu 3'-Hydroxy-4'-methoxydiclofenac.

Die phenolischen Metabolite werden weitgehend glukuronidiert (meist an der Carboxylgruppe der Phenyllessigsäuregruppe) oder sulfatiert (meist an der 4'-Hydroxygruppe). 50 %–70 % der applizierten Dosis werden in Form von (überwiegend konjugierten) Metaboliten über den Urin ausgeschieden, weniger als 1 % davon als Muttersubstanz. 5 % – 10 % stellen Konjugate der Muttersubstanz dar, Konjugate von 4'-Hydroxy-diclofenac repräsentieren beim Menschen 20 % – 50 % der verabreichten Dosis (in anderen Spezies geringer).

Die anderen Hydroxymetabolite und deren Glukuronide entstehen je zu etwa 5 % – 20 %. 30 % – 35 % der verabreichten Dosis werden als Metaboliten mit der Galle in Fäzes eliminiert (10 % – 20 % 4'-Hydroxydiclofenac-Konjugate, 5 % – 6 % Konjugate der anderen Hydroxymetabolite und 1 % – 5 % Diclofenac-Konjugate). Die Metabolite werden im Urin meist mit Halbwertszeiten von 1h – 3h ausgeschieden, lediglich das 3'-Hydroxy-4'-methoxydiclofenac wird langsamer ausgeschieden [196,202, 207, 205].“ (UBA 2009)

Es ist daher anzunehmen, dass die oral eingenommenen Dosen an Diclofenac nur zu einem ganz geringen Anteil als nicht-metabolisiertes Diclofenac im häuslichen Abwasser wieder zu finden sind. Tatsächlich sind die gemessenen Konzentrationen von Diclofenac im Zulauf der vom Erftverband untersuchten Kläranlagen gegenüber dem Metaboliten 4'-

Hydroxydiclofenac um bis zu 1,5 – 2-fach erhöht (s. Abbildung 115). Demzufolge stellt anscheinend das oral eingenommene Diclofenac nicht den Haupteintragspfad in das kommunale Abwasser dar. Vielmehr ist davon auszugehen, dass der Eintrag überwiegend durch absichtliches oder unbeabsichtigtes Abwaschen und Abspülen von diclofenachaltigen Cremes, Salben oder Gels erfolgt, die auf die Haut aufgetragen wurden, und zu einem weiteren Teil durch unzulässige Entsorgung von diclofenachaltigen Arzneimitteln über das häusliche Abwasser.

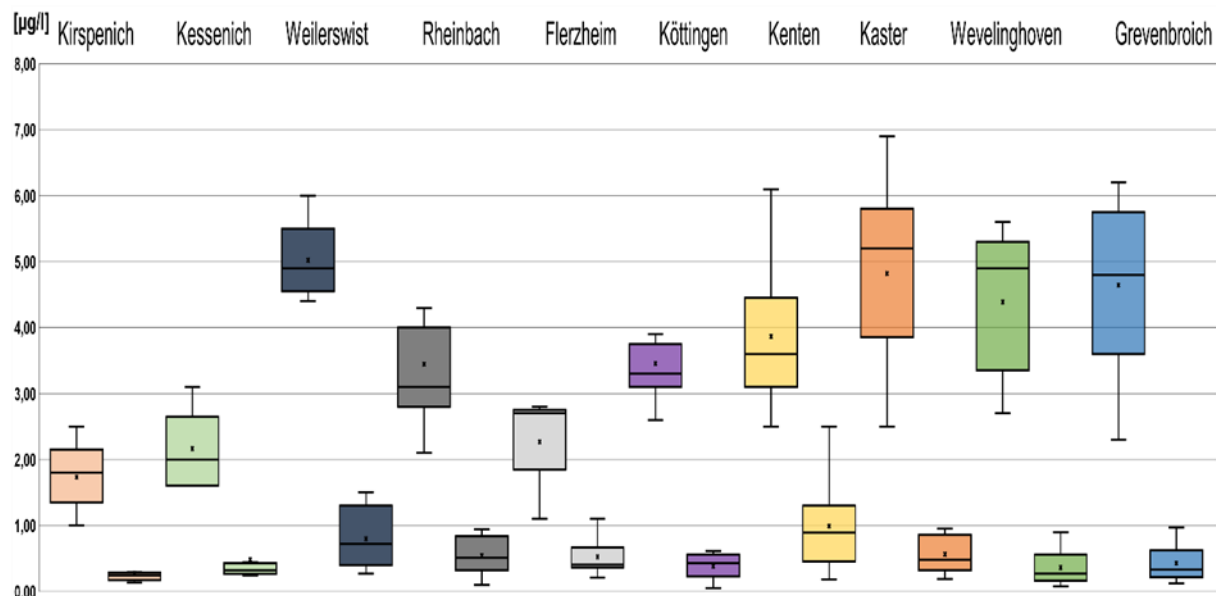


Abbildung 115: Konzentrationen von Diclofenac (obere Reihe) und 4-Hydroxydiclofenac (untere Reihe) im Zulauf der Kläranlagen bei Trockenwetter (Box-Whisker-Diagramm)

Bezogen auf die Frachten in der Erft gibt Abbildung 116 eine typische Situation bei Trockenwetter wieder. Es ist zu erkennen, wie mit der Fließstrecke der Erft die mitgeführten Frachten an Diclofenac kumulieren. Bis etwa km 65,0 zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den rechnerisch kumulierten Frachten aus Kläranlagenabläufen und Nebengewässern und den in der Erft gemessenen Frachten. Weiter flussabwärts sind die gemessenen Frachten im Gewässer niedriger als die rein rechnerischen Frachten.

Auf Basis einer geschätzten einwohnerspezifische Fracht von 0,3 mg/(E • d) und einer Einwohnerzahl von rund 720.000 ergibt sich an der Mündung der Erft eine mitgeführte rechnerische Fracht von Diclofenac von 216 g/d. Die Befunde der Maßkampagne liegen somit in einem plausiblen Bereich.

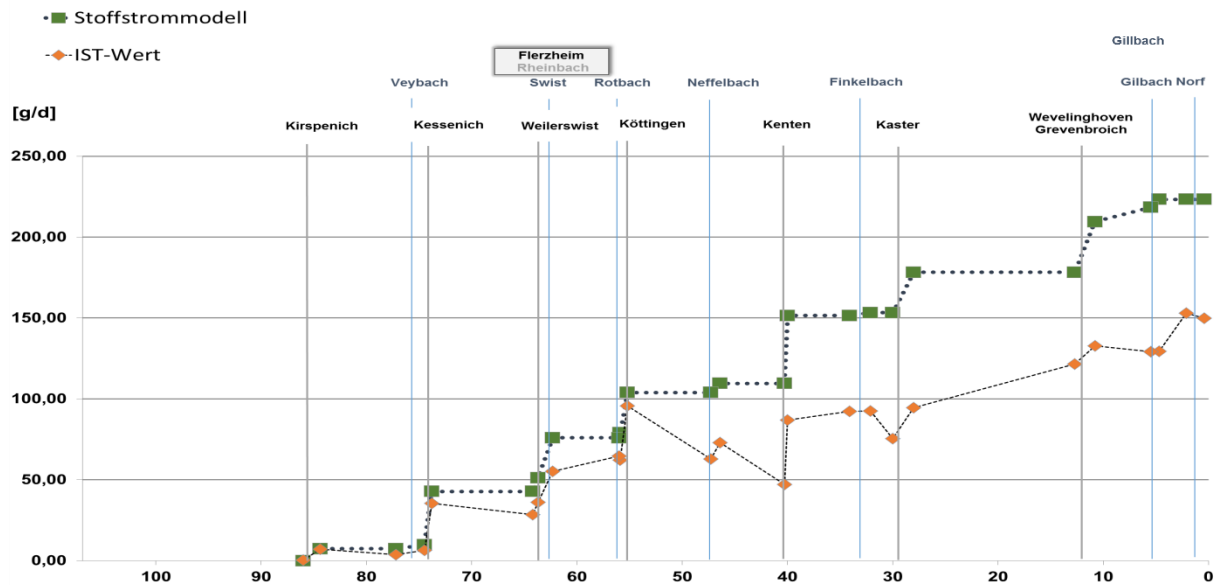


Abbildung 116: Kumulierte Frachten an Diclofenac entlang der Erft, gemessene Werte (orange) und kumulierte Summen aus Kläranlageneinleitungen und Zuflüssen der Nebengewässer (grün)

7.7.2 Eintragungspfade am Beispiel des Korrosionsschutzmittels Benzotriazol

Benzotriazole sind langlebige und im Boden sehr mobile organische Spurenstoffe, sie kommen in verschiedenen Formen vor. 1H-Benzotriazol ist eine Grundform aus der großen Gruppe der Benzotriazole. 1H-Benzotriazol wird in Europa in sehr großen Mengen über 1000 Tonnen pro Jahr verwendet. Der Stoff dient als Korrosionsschutz von Metallen, z. B. zum Schutz von Dächern oder in Reinigungstabs für Geschirrspülmaschinen. Darüber hinaus findet man 1H-Benzotriazol in Schmierölen und Schmierstoffen, in Wärmeleitflüssigkeiten und in medizinischen Geräten.

1H-Benzotriazol wird auch zur Enteisung von Straßen eingesetzt. Der Einsatz von Benzotriazolen in Geschirrspülmitteln führt zu einem kontinuierlichen Eintrag ins häusliche Abwasser. (UBA 2016; DVGW 2014). Benzotriazole werden in biologischen Kläranlagen nur zum geringen Teil entfernt und gelangen so in die Gewässer. In seiner Studie zur Untersuchung der Einsatzmengen von schwer abbaubaren organischen Inhaltsstoffen in Wasch- und Reinigungsmitteln im Vergleich zum Einsatz dieser Stoffe in anderen Branchen im Hinblick auf den Nutzen einer Substitution stellte das Öko-Institut e.V. folgendes fest (Öko-Institut 2012):

„Benzotriazol wird generell als Korrosionsinhibitor verwendet, der auf Metalloberflächen eine Schutzschicht ausbildet. Es wird bei WPR überwiegend in Haushalts-Maschinengeschirrspülmitteln als Schutzkomponente für Silberbesteck eingesetzt. Der Formulationsanteil beträgt lt. Literatur 0,25 - 0,5 %. Die Funktion „Silberschutz“ wird seit 2005 im Testprogramm der Stiftung Warentest für Maschinengeschirrspülmittel geprüft. Da ein Fehlen dieser Komponente zu einer Abwertung der Produkte im Test führt, haben viele WPR-Hersteller Benzotriazol als Silberschutzkomponente in ihre Maschinengeschirrspülmittel integriert. Daneben soll Benzotriazol auch als Korrosionsschutz für Edelstahlbesteck dienen. Zwar hängt Korrosion stark von der Güte des Materials ab, dennoch kann auch bei legiertem Stahl beim Maschinenspülen Lokalkorrosion auftreten. Im I&I-Bereich wird Benzotriazol – in sehr geringen Konzentrationen – als Buntmetallschutz eingesetzt. (Hauthal 2007; Henning 2006; IHO 2010)“

In einer deutschlandweiten Erhebung durch den Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW) bei seinen Mitgliedsunternehmen wurde für 2008 eine Einsatzmenge in Wasch-, Pflege- und Reinigungsmitteln für Privathaushalte von 137 t ermittelt. Einsatz zum überwiegenden Teil in Maschinengeschirrspülmitteln (IKW 3.3.2010). Unter Berücksichtigung einer Erfassungsquote von 95 Prozent ergeben sich für den Verbrauch im Haushaltsbereich in 2008 rd. 144 t. Im industriellen-Bereich wird Benzotriazol nach Auskunft der Studie als Silberschutz nicht eingesetzt.

Es kommt hier ggf. in sehr geringen Konzentrationen als Buntmetallschutz/Korrosionsinhibitor vor. Die Gesamtmenge für den industriellen Sektor wird auf max. 1 % der Verwendungsmenge des Haushaltsbereichs geschätzt (IHO 2010). Für 2008 ergibt dies ca. 1,4 t. Der Gesamtverbrauch im WPR-Bereich lag damit 2008 bei etwas über 145 t. (Öko-Institut, 2012). Der Korrosionsschutz durch Benzotriazole in Geschirrspülmitteln ist nur für Silber- und Buntmetalle wirksam, die in üblichen Haushaltsausstattungen vermutlich nur in geringem Umfang zu finden sind. Insofern ist zumindest fraglich, ob die hohen Frachten an Benzotriazolen aus dem häuslichen Abwasser unvermeidbar sind.

Die Konzentrationen in den Oberflächengewässern Baden-Württembergs liegen in der Spitze bei 8 µg/L und die mittleren Konzentrationen betragen zwischen 0,1 und 1 µg/L. Auch im Grundwasser wurden bereits Benzotriazole in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Im Monitoring für die Grundwasserqualität werden Benzotriazole, aufgrund ihrer Eigenschaften und ihrer Anwendungshäufigkeit, als Hinweis auf eine Beeinflussung durch Abwasser herangezogen. Toxizitätstests an Wasserorganismen haben Schadwirkungen bei allen Benzotriazolen ergeben; diese traten jedoch erst bei Konzentrationen auf, die weit über den in Oberflächengewässern gemessenen Konzentrationen lagen (DVGW 2014).

Abbildung 117 zeigt den Wertebereich der Zu- und Ablaufkonzentrationen von Benzotriazol auf den untersuchten Kläranlagenstandorten. Wie Bereits für den Stoff Diclofenac weisen die Anlagen am Oberlauf der Erft (Kirspenich bis Flerzheim) grundsätzlich geringere Konzentrationen im Zulauf auf, die auf einen Verdünnungseffekt durch höhere Fremdwasserzuflüsse hinweisen.

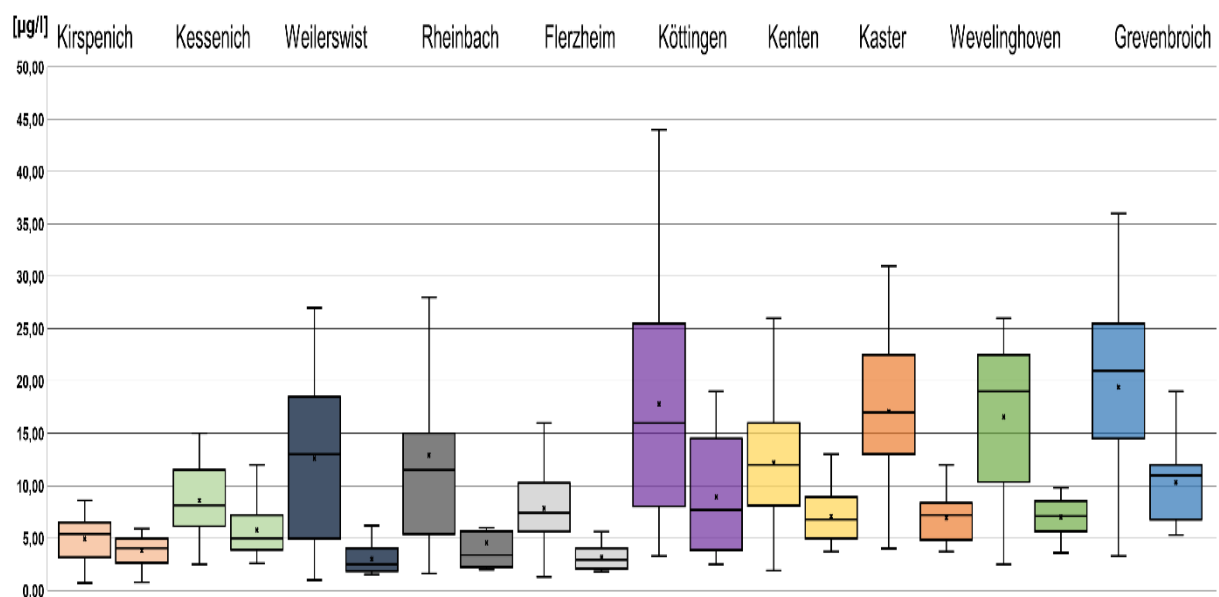


Abbildung 117: Benzotriazol im Zu /Ablauf Kläranlagen (Box-Whisker-Diagramm)

In Abbildung 118 ist der Einfluss der Kläranlageneinleitungen auf die in der Erft mitgeführte Gesamtfracht deutlich zu erkennen.

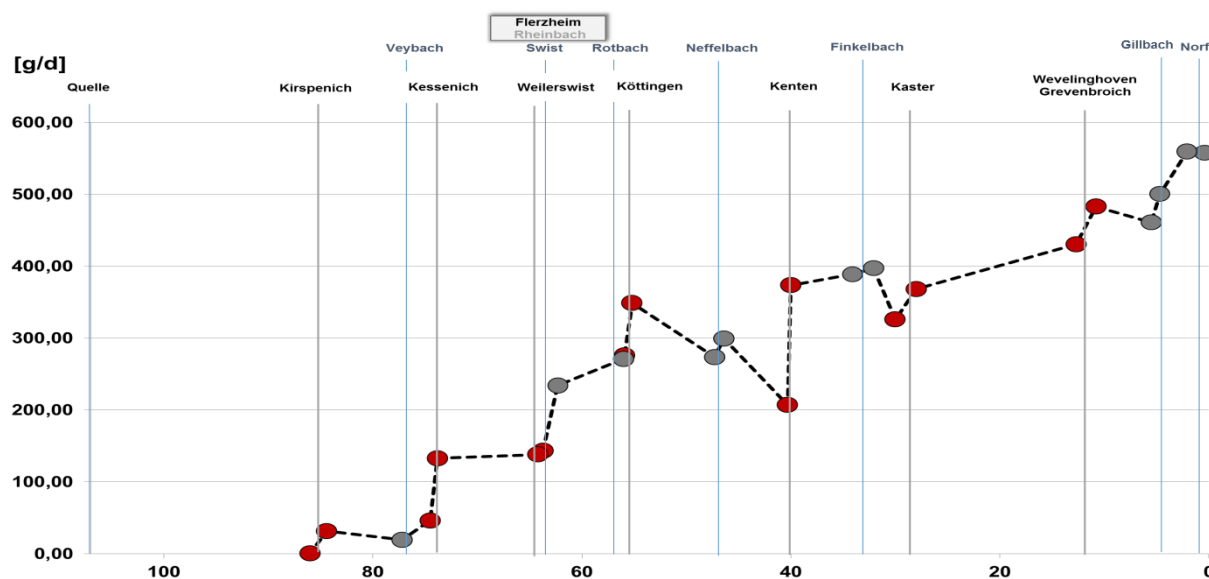


Abbildung 118: Kumulierte Frachten an 1H-Benzotriazol entlang der Erft, gemessene Werte (grau) und kumulierte Summen aus Kläranlageneinleitungen und Zuflüssen der Nebengewässer (rot)

7.7.3 Eintragspfade eines Herbizids aus dem Zuckerrübenanbau am Beispiel von (Desphenyl)-chloridazon

Chloridazon und seine Metabolite stehen hier beispielhaft für anthropogene Spurenstoffe, die in Pflanzenschutzmitteln zum Einsatz kommen. Chloridazon ist ein Wirkstoff, der in Herbiziden für den Futter- und Zuckerrübenanbau bevorzugt zum Einsatz kommt. Gemäß der Datenbank des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL 2012) sind derzeit sind in Deutschland verschiedene chloridazonhaltige Pflanzenschutzmittel zur Anwendung zugelassen (Tabelle 24).

Tabelle 24: Zugelassene Mittel mit dem Wirkstoff Chloridazon

Handelsname	Zulassungsinhaber	Wirkstoffgehalt
Rebell	BASF	400 g/L
TERLIN DF	Skyanide Chemicals GmbH	650 g/kg
Piratin WG	BASF	650 g/kg

Der Wirkstoff Chloridazon, der in den Produkten häufig als Kombinationswirkstoff eingesetzt wird, ist wirksam gegen Kletten-Labkraut und einjährige zweikeimblättrige Beikräuter. Er kommt während der Vegetationsperiode nach dem Auflaufen der Beikräuter zum Einsatz, und darf gemäß den Anwendungsbestimmungen in einer Kultur bis zu dreimal im Jahr angewendet werden. Stadium der Kultur Anwendungszeitpunkt.

Die Anwendung erfolgt durch Spritzen, für das Produkt Rebell Ultra der BASF gilt zum Beispiel eine Aufwandsmenge von 2,5 l/ha in 200 bis 300 l Wasser/ha. Gemäß Angabe zur Einstufung und Kennzeichnung gemäß § 5 Gefahrstoffverordnung ist der Stoff als giftig für Wasserorganismen einzustufen und kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben. Anwendungsflüssigkeiten und deren Reste, entleerte Behältnisse oder Packungen

sowie Reinigungs- und Spülflüssigkeiten dürfen nicht in Gewässer gelangen. Dies gilt auch für indirekte Einträge über die Kanalisation, Hof- und Straßenabläufe sowie Regen- und Abwasserkanäle (BVL 2012).

Auszug aus dem Zulassungsdokument für das chloridazonhaltige Hebrizid Rebell (BVL 2012):

Bei Chloridazon findet nach der Aufnahme über die Wurzel eine akropetale Verteilung in alle Teile der Pflanze statt. Die Blattaufnahme ist von untergeordneter Bedeutung. Chloridazon ist ein Photosynthesehemmer und hemmt die Hill-Reaktion (Wirkungsmechanismus (HRAC-Gruppe): C3). In der Zuckerrübe wird der Wirkstoff metabolisiert und die Pflanze regeneriert sich schnell. Chloridazon wird im Boden im Labor mit einer DT50 von 8,6 bis 187,6 Tagen abgebaut. Für den Abbau im Freiland wurden DT50-Werte von 13 bis 78,5 Tagen festgestellt. Im Freiland wurden für den Wirkstoff DT50-Werte von 16 bis 78,5 Tagen gefunden. Als realistic worst case wird ein DT50- Wert von 78,5 Tagen zugrundegelegt. Der Metabolit B wurde in Studien zum aeroben Abbau im Boden mit > 10 % ermittelt. Er zeigte im Labor Halbwertszeiten im Boden von 97 bis 134 Tagen. Der Metabolit B-1 wurde im Boden mit < 5 % und im Lysimeter gefunden. Im pH-Bereich von 5 bis 9 ist Chloridazon hydrolytisch stabil. In Wasser-Sediment-Systemen werden DT50 -Werte im Wasser von 57 bis 145 Tagen ermittelt. Eine Lysimeterstudie mit 2,96 und 2,5 kg Wirkstoff/ha ergab keine relevanten Mengen an Wirkstoff im Sickerwasser.

Für die Metaboliten B und B-1 ist mit Grundwasser-Einträgen > 0,1 mg/L zu rechnen. Es ist von jährlichen Durchschnittskonzentrationen von bis zu 40 µg/L für den Metaboliten B und bis zu 2,1 µg/L für den Metaboliten B-1 auszugehen. Modellierungen mit PELMO (Borstel, Hamburg) ergaben bei Anwendung von 1 x 813 g as/ha im Voraufbau und 3 x 271 g as/ha im Splitting ab dem 2. Jahr für den Metaboliten B jährliche Durchschnittskonzentrationen von weit über 0,1 µg/L. Die beiden Metaboliten weisen keine herbizide Aktivität auf und sind als ökotoxikologisch nicht relevant einzustufen. Konzentrationen von > 10 µg/L im Grundwasser sollten jedoch grundsätzlich nicht überschritten werden und sind nur im begründeten Einzelfall akzeptabel. Es ist insbesondere in leichteren Böden von einer Verlagerung des Metaboliten B in das Grundwasser auszugehen. Nach § 15 Abs. 4 PflSchG ist die Anwendung auf den Bodenarten reiner Sand, schwach schluffiger Sand und schwach toniger Sand untersagt.

Das Einzugsgebiet der Erft stellt einen Schwerpunkt der landwirtschaftlichen Zuckerrübenproduktion in Deutschland dar. Mehr als 10 % der landwirtschaftlichen Anbauflächen werden regelmäßig für den Zuckerrübenanbau genutzt. (WVZ, 2018). Im Einzugsgebiet der Erft beginnt die Aussaat der Zuckerrüben üblicherweise im März. Die Ernte erfolgt je nach Reifezustand der Frucht und Witterung von September bis Dezember. Eine Fabrik der Pfeifer & Langen GmbH & Co. KG zur Verarbeitung der Zuckerrüben befindet sich im Einzugsgebiet der Kläranlage Euskirchen-Kessenich. Das Werk Euskirchen hat aktuell eine Verarbeitungskapazität von bis zu 10.000 t Rüben pro Tag. (P&L 2018).

In Abbildung 119 wird sichtbar, dass zum einen die Nebengewässer der Erft signifikante Frachten eintragen und zum anderen die Frachten im Mittellauf erheblich über der kumulierten Fracht aus den untersuchten Punktquellen (Kläranlagen und Nebengewässer) liegt. Dies deutet, wie zu erwarten, auf einen erheblichen Einfluss diffuser Eintragspfade hin. Mit Hinblick auf die am Gruppenklärwerk Kessenich eingeleiteten Frachten kann vermutet werden, dass diese zumindest zum Teil aus indirekt eingeleiteten Abwässern der Zuckerfabrik stammen.

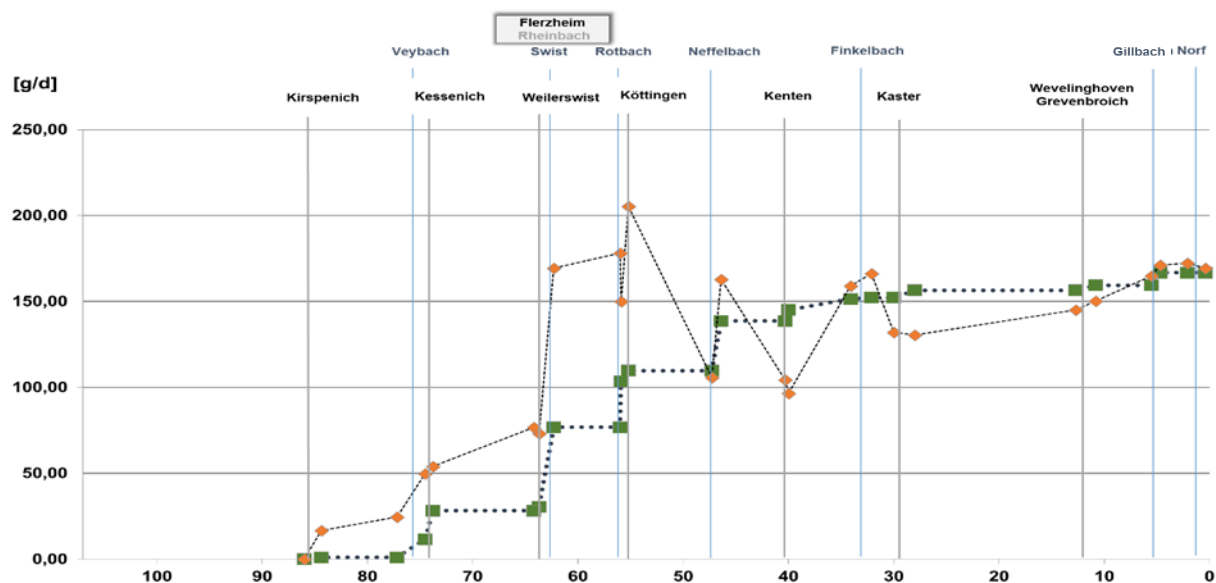


Abbildung 119: Kumulierte Frachten an Chloridazon-Desphenyl entlang der Erft, gemessene Werte (orange) und kumulierte Summen aus Kläranlageneinleitungen und Zuflüssen der Nebengewässer (grün)

8 Reduzierung der Spurenstoffbelastung in der Erft durch Maßnahmen auf den Kläranlagen

8.1 Eliminationsleistungen herkömmlicher Kläranlagen

Die Ergebnisse des Monitoring haben gezeigt, dass auf den untersuchten Klärwerken des Erftverbandes Reduzierungen der Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlagen zu erkennen sind. Aufgrund geringer Wasserführung in der Erft und in Nebengewässern werden jedoch Konzentrationen, wie sie als Bewertungskriterien definiert sind, überschritten.

Der Erftverband hat daher auch die Möglichkeiten technischer Maßnahmen zur Steigerung der Spurenstoffelimination an zehn Kläranlagenstandorten im Erfteinzugsgebiet untersucht und hinsichtlich Machbarkeit, Kosten und möglichen Auswirkungen auf das Gewässer sowie sonstige Umweltwirkungen untersucht. In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen dargestellt.

Die Kapitel beginnen mit einer kurzen Beschreibung der jeweiligen Kläranlage sowie einer Darstellung der im Untersuchungsprogramm gefundenen Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter. Für den Istzustand ist dabei grundsätzlich ersichtlich, dass die durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen für alle Stoffe niedriger liegen als die Zulaufkonzentrationen. Die Größe der beobachteten Differenz zwischen Zu- und Ablaufkonzentrationen ist jedoch für die einzelnen Kläranlagen und Substanzen unterschiedlich. Die Anzahl der Proben ist jedoch nicht ausreichend groß, um einen statistisch abgesicherten Zusammenhang abzuleiten und etwaige Wirkungsgrade der Kläranlagen darzustellen.

Die Proben im Zu- und Ablauf wurden für unterschiedliche Betriebsbedingungen zeitgleich als 24-Stunden-Mischproben mit automatisierten Probenehmern entnommen. Die theoretischen Aufenthaltszeiten in den Kläranlagen wurden bei den Probenahmen nicht berücksichtigt. Ebenso ist das Verweilzeitverhalten in den einzelnen Becken nicht bekannt. Aus dem Vergleich der Einzelereignisse auf den jeweiligen Kläranlagen lassen sich daher auch keine funktionalen Zusammenhänge zwischen Zulaufkonzentration, Eliminationsleistung einzelner Reinigungsstufen und Ablaufkonzentration ableiten.

8.2 Beschreibung der Maßnahmen auf den einzelnen Kläranlagen

In den nachfolgenden Steckbriefen sind die Ergebnisse der einzelnen Machbarkeitsstudien zusammengefasst.

8.2.1 Kläranlage Kirspenich

Die Kläranlage Kirspenich liegt nördlich der Ortslage Kirspenich der Stadt Bad Münstereifel. Die Anlage wurde in der heutigen Form nach Umbau und Erweiterung 1992 in Betrieb genommen. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der Kläranlage wurde am 16.10.1989 durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Die Änderung der Ausbaugröße der Kläranlage Kirspenich von 20.000 EW auf 27.000 EW wurde mit Schreiben vom 22.01.2007 genehmigt. Die Erlaubnis zur Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser (max. 222 l/s) und zur Einleitung von Mischwasser (max. 2.287 l/s) wurde am 03.07.95 unter dem Az.: 54.1-3.1-(4.1)-1.2-Beh durch die Bezirksregierung Köln erteilt.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Zulaufpumpwerk
- Rechenanlage
- Sandfang (A-Stufe)
- Anaerobbecken
- Zwischenklärung
- Belebungsbecken (B–Stufe)
- Nachklärbecken
- Flockungsfiltration
- Fällmitteldosierstation
- Voreindicker
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Schlammwässerung
- Schlammstapelbehälter

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 120 dargestellt.

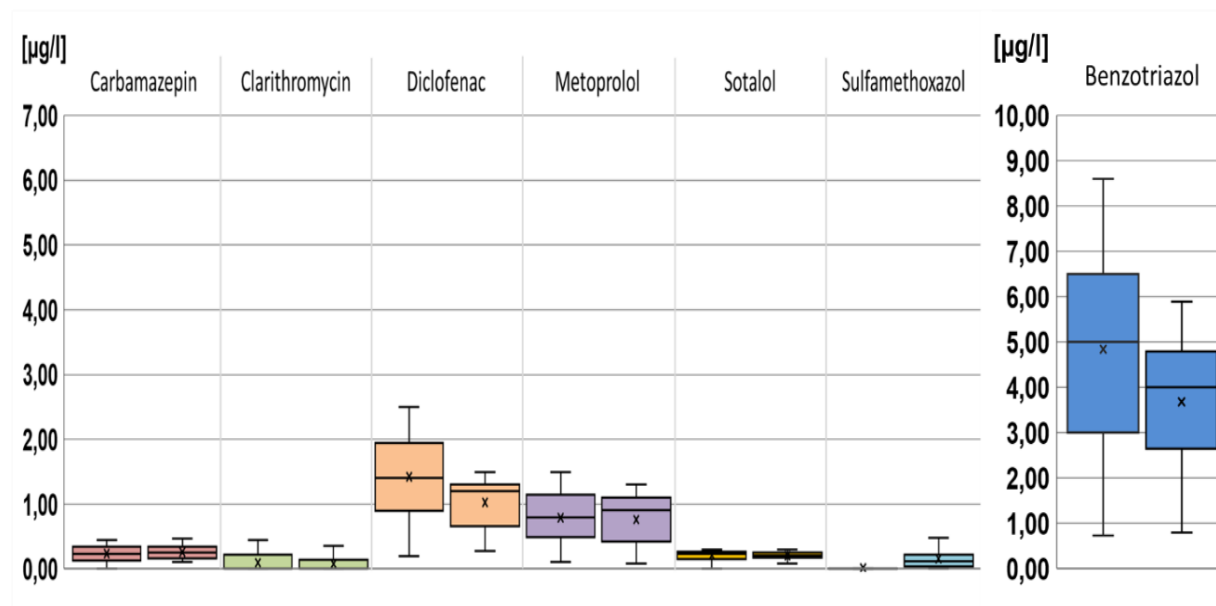


Abbildung 120: Kirspenich, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Kirspenich.

Anlagenbeschreibung:

Das GKW Kirspenich wurde zuletzt Anfang der 1990er Jahre als mechanisch-biologische Kläranlage mit A-B-Verfahren ertüchtigt und erweitert. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus zwei Trommelsiebrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigung erfolgt in Form einer vorgeschalteten Denitrifikation mit anschließender intermittierend belüfteter Nitrifikation. Nach der Nachklärung schließt sich eine Sandfiltration zur weitergehenden Nährstoffelimination an.

Das gereinigte Abwasser wird in die Erft eingeleitet.

Ausbaugröße: 27.000 EW
Anschlussgröße: 19.477 EW
Jahresabwassermenge (JAM): ca. 2,6 Mio m³/a

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$$Q_{t,2h,max} = 289 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$Q_{t,80\%JAM} = 303 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (gewählt f. Teilstrombehandlung)}$$

$$Q_{m, genehmigt} = 800 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (Vollstrombehandlung)}$$

Als Auslegungswassermenge für die Teilstrombehandlung wurde die Wassermenge gewählt, die erforderlich ist um 80% der JAM zu behandeln.

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf dem GKW Kirspenich und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 151 Mikroschadstoffen im Ablauf der Kläranlage, sowie in der Swist oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben dem GKW Kirspenich wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erfteinzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Auf dem GKW Kirspenich stehen nur sehr kleine Erweiterungsflächen auf dem Kläranlagengelände zur Verfügung, das zu allen Seiten durch die Erft oder Verkehrswege begrenzt ist. Daher kommen auf dieser Anlage nur Verfahren in Frage, die auf sehr kleinem Raum errichtet werden können.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit gemeinsamem Schlammkreislauf, Dosierung in die Belebungsbecken.

V2: Neubau Ozonbehandlung

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht. Da die PAK-Dosierung in die Belebungsbecken verfahrensbedingt immer im Vollstrom erfolgt, wurde für diese Variante die Begrenzung der Dosiermenge ab $Q_{t,80\%JAM}$ untersucht.

Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung können die vorhandene Filtration als Nachbehandlung nutzen.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	0,76	171.000	222.000
V2a: Ozon	3,4	213.000	445.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	0,76	145.000	196.000
V2b: Ozon	2,5	167.000	334.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die PAK-Dosierung in die Belüftung als günstigste Variante dar. Diese Variante wurde im Hinblick auf die technischen Kriterien allerdings schlechter bewertet, da sie mit größeren Eingriffen in den bestehenden Kläranlagenprozess verbunden und großtechnisch schlechter untersucht ist. Die Ozonbehandlung wurde technisch besser bewertet, ist jedoch vor allem durch die hohen Investitionskosten deutlich teurer. In der Teilstrombehandlung verringert sich der Abstand und unter Einbeziehung einer möglichen Investitionskostenförderung könnte auch diese Variante wirtschaftlich interessant sein.

Aus den Ergebnissen kann daher keine klare Empfehlung für und wider ein Verfahren ausgesprochen werden.

Aufgrund des hohen Abwasseranteils im Einleitgewässer von ca. 81 l/s(QJAM) zu 122 l/s (MNQ) sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf dem GWK Kirspeich eine Vollstrombehandlung umgesetzt werden. Die Umsetzung der Vorzugsvariante als Vollstrombehandlung führt zu etwa 30% höheren Jahreskosten gegenüber der Teilstrombehandlung. Modellrechnungen des Erftverbandes zeigen, dass eine Vollstrombehandlung die mittlere Ablaufkonzentration z.B. von Diclofenac gegenüber der Teilstrombehandlung um etwa drei Prozent senkt.



Lageskizze Ozon-Stufe (Vollstrom)

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

auf dem GWK Kirspeich (Abschlussbericht Juni 2018).

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum



Umwelttechnologien.NRW

Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.2 Gruppenklärwerk Kessenich

Das Gruppenklärwerk Kessenich liegt nördlich der Ortslage Kessenich, Stadt Euskirchen. Das GWK wurde in der heutigen Form nach Umbau und Erweiterung 1999 in Betrieb genommen. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb des Gruppenklärwerks wurde am 13.03.1995 in der Fassung des 1. Änderungsbescheides vom 09.10.1998 bzw. 2. Änderungsbescheides vom 01.02.2008 durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 132.000 EW.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Zulaufpumpwerk
- Rechenanlage
- Sandfang
- Pufferbecken
- Regenüberlaufbecken/Retentionsbodenfilter
- Vorklärung
- Anaerobbecken
- Belebungsbecken (N/DN)
- Nachklärbecken
- Flockungsfiltration
- Voreindicker
- Maschinelle ÜSS-Eindickung
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Gasbehälter
- Schlammentwässerung
- Prozesswasserbecken
- BHKW

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung Abbildung 121 dargestellt.

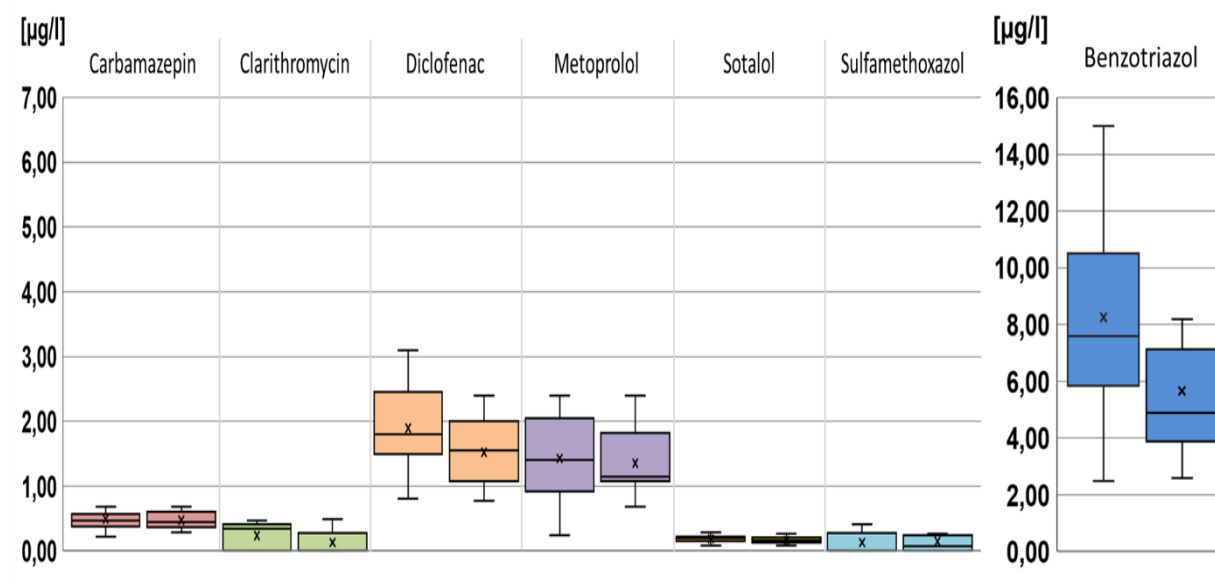


Abbildung 121: Kessenich, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung		
Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
keine	Ozon, PAK, GAK	Filtration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Machbarkeitsstudie und Variantenuntersuchung zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Kessenich.

Anlagenbeschreibung:

Bei dem Gruppenklärwerk Kessenich handelt es sich um eine Kläranlage mit mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung. Die mechanische Reinigungsstufe umfasst eine Rechenanlage, einen Sandfang sowie die Vorklärung. Im Anschluss an die biologische Stufe wird das Abwasser in kontinuierlichen Filtern behandelt. Das gereinigte Abwasser gelangt von dort in die Erft. Der ökologische Zustand der Sieg wird in Klärwerksnähe als „schlecht“ eingestuft. (ELWAS-WEB, 2016).

Ausbaugröße: 132.000 EW
 Jahresabwassermenge 2015/16: 10.936.835 m³/a
 $Q_{T,h,max} = Q_{Teilstrom}$: 1.500 m³/h
 Q_M : 4.090 m³/h

2. Veranlassung und Ziele

Die Machbarkeitsstudie dient der Untersuchung der Notwendigkeit und Möglichkeit zur Implementierung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination. Dazu werden Mikroschadstoffanalysen des Ablaufs und des Gewässers durchgeführt, um die Belastung einschätzen zu können sowie Möglichkeiten zur Einbindung auf Grundlage der vorhandenen Bau- und Anlagentechnik entwickelt. Das Ziel waren dabei effiziente Anlagenkonfigurationen im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für eine großtechnische Umsetzung. Betrachtet wurden die folgenden Varianten.

- **V 1:** Ozonung und biologische Nachbehandlung im bestehenden Filter (Teil- und Vollstrombehandlung)
- **V 2:** PAK-Dosierung in das Belebungsbecken (Vollstrombehandlung)
- **V 3:** GAK-Filtration in bestehenden Filter (Vollstrombehandlung)

Zur Analyse und Einschätzung der Mikroschadstoffbelastung wurden mengenproportionale Ta-

gesmischproben im Ablauf des Gruppenklärwerks Kessenich gezogen und analysiert. Hierdurch wurden wesentliche Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage ermittelt. Zudem erfolgte die Auswertung relevanter Standardabwasserparameter sowie der Wassermengen und es wurden weitere relevante Parameter wie z. B. Bromid zur Unterstützung einer zielgerichteten Verfahrensauswahl ermittelt.

3. Angewandte Technologien

V1: Ozonung und biologische Nachbehandlung im bestehenden Filter (Teilstrombehandlung)

Ozon-Eintragssystem: Diffusor-System
 Z_{spez} : 0,7 mg_{O₃}/mg_{DOC}
 DOC im Zulauf der Ozonanlage: 8,1 mg_{DOC}/L
 Ozondosis bei Teil-/Vollstrom: ~10 / 27 kg_{O₃}/h
 Aufenthaltszeit: 30 min
 Reaktionsbecken bei Teil-/Vollstrom: 750 / 2.045 m³

V2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken

Dosiermenge der PAK: 20 mg_{PAK}/L
 PAK-Bedarf: 720 kg/d
 Abscheidung der PAK in bestehendem Filter

V3: GAK-Filtration in bestehenden Filter

Filtergeschwindigkeit 7 m/h
 Filterstandzeit: 0,75 Jahre
 GAK-Bedarf: 688 Mg/a

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Die Abschätzung der Investitions- und Betriebskosten (netto) sowie die daraus errechneten spezifischen Kosten je m³ weitergehend behandeltem Abwasser sind für die fünf Varianten für die Teilstrombehandlung der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen.

Variante	Investitionskosten [Mio. €]	Betriebskosten [€/a]	Spezifische Kosten* [€/m ³]
V 1	5,1	338.000	0,06
V 2	0,7	449.000	0,05
V 3	4,8	794.000	0,11

* je m³ weitergehend behandeltem Abwasser

5. Variantenvergleich und Fazit

Für die Bewertung der Varianten wurden sowohl die Kostenschätzung als auch die betrieblichen und baulichen Wertungsfaktoren berücksichtigt. Es wurden dabei die Beeinflussung der Reinigungsleis-

tung, die Schlammigenschaften, die Betriebsstabilität, der Flächenbedarf und der Stand der Technik der Varianten bewertet.

Nach Auswertung der Bewertungsmatrix stellt die Variante 1 die Vorzugsvariante dar. Die Rangfolge der Varianten ist wie folgt: V1, V2, V3. Für die gute Bewertung der Variante 1 sind insbesondere die technischen Kriterien zu nennen, z.B. wurde die hohe Betriebsstabilität als vorteilhaft eingestuft. Bei der monetären Bewertung sind die vergleichsweise niedrigen Betriebskosten zu nennen



Klare Konzepte. Saubere Umwelt.

Landesverband
Nordrhein-Westfalen

Tel. (0201) 104 - 2146

info@dwa-nrw.de

www.dwa-nrw.de

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Schulze-Hennings, U.; Boekels, A.; Antakyali, D. (2018): „Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Kessenich“. Machbarkeitsstudie, Januar 2018

ELWAS-WEB (2016): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW.
www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle (02271) 88 1243

Erstellung:

Sweco GmbH
Graeffstraße 5, 50823 Köln
Ulf Schulze-Hennings (0221) 574 02 – 716

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum



Kompetenzzentrum

Mikroschadstoffe.NRW

Tel. (0221) 57402 - 53

info@kompetenzzentrum-mikroschadstoffe.de

www.kompetenzzentrum-mikroschadstoffe.de

8.2.3 Kläranlage Weilerswist

Die Kläranlage Weilerswist liegt nördlich von Weilerswist, Gemeinde Weilerswist. Das gereinigte Abwasser der Kläranlage Weilerswist und das Mischwasser aus dem RÜB KA Weilerswist werden in die Erft eingeleitet. Die Anlage wurde nach Umbau und Erweiterung 1995 in Betrieb genommen. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der Kläranlage wurde am 10.04.1992 durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 25.000 EW.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Zulaufpumpwerk
- Rechenanlage
- Sandfang
- Anaerobbecken
- 2 Belebungsbecken (N/DN)
- 2 Nachklärbecken
- Flockungfiltration
- Fällmitteldosierstation
- Schlammstapelbehälter

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 122 dargestellt.

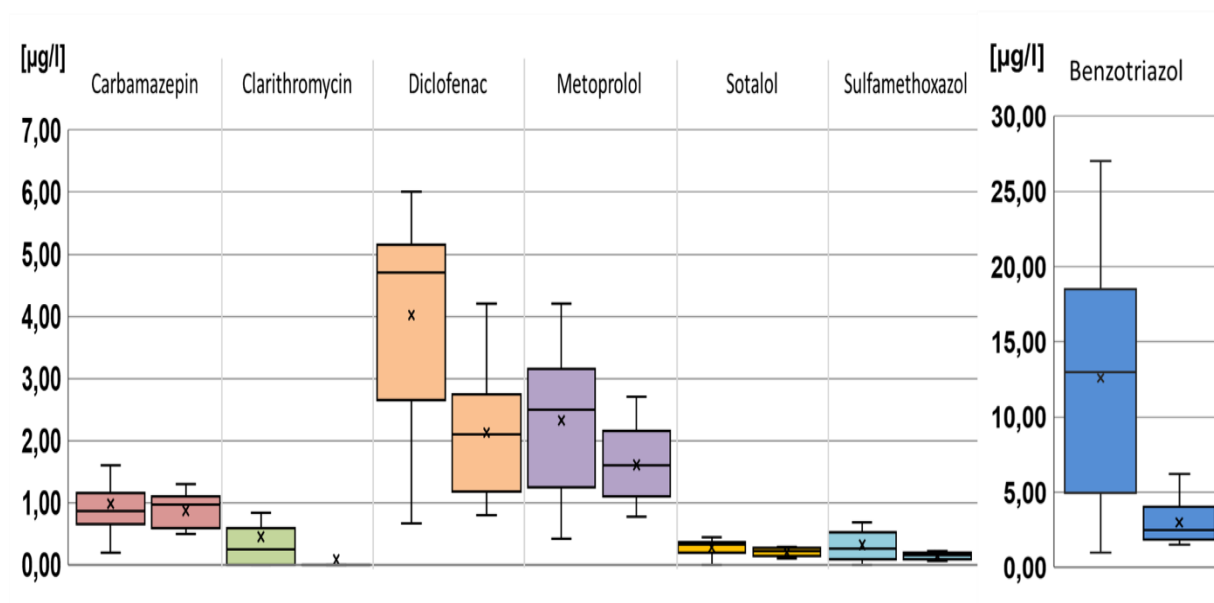


Abbildung 122: KA Weilerswist, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage (KA) Weilerswist.

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Weilerswist wurde zuletzt Mitte der 1990er Jahre in ihrer jetzigen Form ertüchtigt und erweitert. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe umfasst Nitrifikation und eine vorgeschaltete Denitrifikation. Nach der Nachklärung schließt eine Sandfiltration zur weitergehenden Nährstoffelimination an.

Das gereinigte Abwasser wird in die Erft eingeleitet.

Ausbaugröße:	25.000 EW
Anschlussgröße:	17.500 EW
Jahresabwassermenge:	ca. 1,5 Mio m ³ /a

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$$Q_{t,2h,max} = 164 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$Q_{t,80\%JAM} = 260 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (gewählt f. Teilstrombehandlung)}$$

$$Q_{m,genehmigt} = 864 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (Vollstrombehandlung)}$$

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf der KA Weilerswist und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 150 Mikroschadstoffen im Ablauf der Kläranlage, sowie in der Erft oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben der KA Weilerswist wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erft-

zugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken,

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung werden zwischen der Nachklärung und der Sandfiltration in den Kläranlagenprozess eingebunden, um die vorhandene Filtration als Nachbehandlung zu nutzen. Die GAK-Filtration wird nach der vorhandenen Sandfiltration eingebunden und profitiert so von der sehr guten Zulaufqualität.

Die Platzverhältnisse auf dem Kläranlagengelände der KA Weilerswist lassen den Bau der erforderlichen Becken und Einrichtungen auf den vorhandenen Flächen lediglich für die Ozonbehandlung zu. Diese Variante profitiert in der Folge von den kurzen Leitungswegen und könnte ohne zusätzliches Zwischenpumpwerk in den Kläranlagenprozess eingebunden werden. Für die PAK- und GAK-Verfahren lassen sich sowohl Teil- als auch Vollstromvarianten nur auf der benachbarten Brachfläche umsetzen. Diese müsste von der Stadt erworben und im Rahmen der Maßnahme erschlossen werden. Für die Varianten 1 und 2 ergeben sich daher längere Leitungswege und das zusätzliche Erfordernis eines Zwischenpumpwerks.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	3,9	151.000	383.000
V2a: GAK	4,7	202.000	501.000
V3a: Ozon	3,7	184.000	427.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	2,1	108.000	237.000
V2b: GAK	2,4	138.000	285.000
V3b: Ozon	2,0	135.000	274.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf als günstigste Variante dar. Diese Variante wurde auch im Hinblick auf die technischen Kriterien am besten bewertet und kann daher als Verfahren zur Mikroschadstoffelimination empfohlen werden. Die Ozonbehandlung wurde nur minimal schlechter bewertet und geht als zweitgünstigste Variante aus der Kostenbetrachtung hervor. Sie stellt aufgrund des sehr geringen Platzverbrauches und der Möglichkeit der Umsetzung auf dem vorhandenen Kläranlagengelände ebenfalls eine gute Verfahrensalternative dar.

Aufgrund des geringen Abwasseranteils im Einleitgewässer von ca. 47 l/s(QJAM) zu 951 l/s (MNQ) sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf der KA Weilerswist eine Teilstrombehandlung umgesetzt werden. Angesichts des verhältnismäßig kleinen Einflusses der Anlage auf die Gewässerqualität sollte allerdings zunächst die Ausrüstung größerer Anlagen geprüft werden.



Lageskizze PAK-Stufe (Teilstrom)

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Weilerswist (Abschlussbericht Juli 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum



Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.4 Kläranlage Rheinbach

Die KA Rheinbach liegt nordöstlich der Ortsteile Rheinbach an der B 266. Das Einzugsgebiet umfasst die Ortsteile Rheinbach, Peppenhoven, Oberdrees, Niederdrees, Merzbach, Neukirchen und Todenfeld. Der Zufluss erfolgt über die Hauptsammler. Das zu behandelnde Abwasser vom Gewerbegebiet Nord wird der Kläranlage über ein Pumpwerk zugeführt. Das gereinigte Abwasser der KA Rheinbach und das Mischwasser aus dem RÜB Kläranlage Rheinbach werden in den Wallbach eingeleitet. Die Kläranlage Rheinbach wurde ihrer heutigen Form nach Umbau und Erweiterung 1998 in Betrieb genommen. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der Kläranlage wurde am 20.10.1995 «D__582» unter dem Az.: 54.2-CZ-3.1-15.0-(8.12)-1(2369) «Az__582» durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 27.000 EW.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Rechenanlage
- belüfteter Sandfang
- Vorklärung
- Belebungsbecken
- Nachklärbecken
- Nachnitrierung
- Flockungsfiltration
- Fällmitteldosierstation
- Überschussschlammeindickung
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Prozesswasserspeicherbecken

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 123 dargestellt.

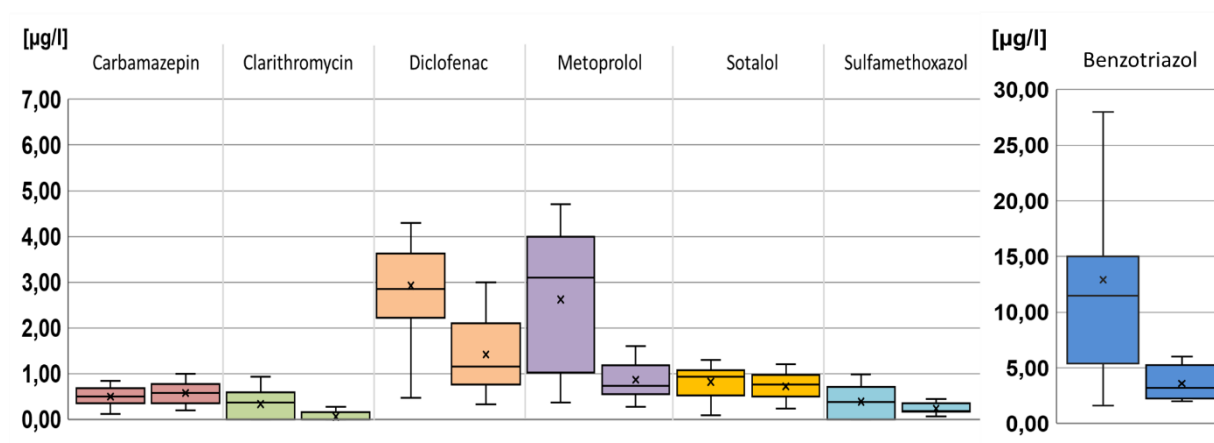


Abbildung 123: KA Rheinbach, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage (KA) Rheinbach.

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Rheinbach wurde zuletzt Mitte der 1990er Jahre in ihrer jetzigen Form ertüchtigt und erweitert. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe umfasst Nitrifikation und Denitrifikation und wird vollständig intermittierend belüftet. Nach der Nachklärung schließen sich eine Nachnitrifikation mit belüftetem Festbett und eine Sandfiltration zur weitergehenden Nährstoffelimination an.

Das gereinigte Abwasser wird in den Wallbach eingeleitet, der im weiteren Verlauf zunächst der Swist, später der Erft zufließt.

Ausbaugröße: 27.000 EW
Anschlussgröße: 24.772 EW
Jahresabwassermenge: ca. 2 Mio m³/a
Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$Q_{t,2h,max} = 296 \text{ m}^3/\text{h}$ (Teilstrombehandlung, 80% der JAM wird behandelt)

$Q_{m, genehmigt} = 720 \text{ m}^3/\text{h}$ (Vollstrombehandlung)

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf der KA Rheinbach und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 150 Mikroschadstoffen im Ablauf der der Kläranlage, sowie im Wallbach oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben der KA Rheinbach wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erftinzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein

Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken,

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung

Variante Membrantechnik

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung werden zwischen der Nachklärung und der Nachnitrifikation bzw. Sandfiltration in den Kläranlagenprozess eingebunden, um die vorhandene Filtration als Nachbehandlung zu nutzen. Die GAK-Filtration wird nach der vorhandenen Sandfiltration eingebunden und profitiert so von der sehr guten Zulaufqualität.

Auf der KA Rheinbach wird im Rahmen eines Forschungsvorhabens ein Bodenfilter errichtet, der neben der weitergehenden Mischwasserbehandlung im Trockenwetterfall den Ablauf der KA weitergehend reinigen soll. Hierfür wird unter anderem granuliert Aktivkohle als Zuschlagstoff für Bodenfilter getestet. Mehrjährige Versuche mit einer halbertechnischen Versuchsanlage am gleichen Standort zeigen insbesondere für Mikroschadstoffe gute Eliminationsergebnisse. Das Konzept wurde im Rahmen der Studie als weiteres Verfahren außer Konkurrenz mit betrachtet.

V4: Neubau Bodenfilter zur Abwasserreinigung

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	3,3	153.000	350.000
V2a: GAK	4,5	221.000	507.000
V3a: Ozon	3,1	203.000	415.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	2,0	117.000	238.000
V2b: GAK	2,4	158.000	308.000
V3b: Ozon	2,2	162.000	317.000
V4: RBF	3,5	94.000	283.000

5. Variantenvergleich und Fazit

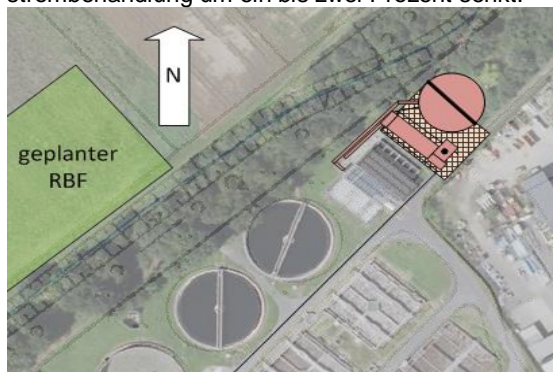
Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf als günstigste Variante dar. Diese Variante wurde auch im Hinblick auf die technischen Kriterien am besten bewertet und kann daher als Verfahren zur Mikroschadstoffelimination empfohlen werden.

Die Variante V4 mit Neubau eines RBF bewegt sich kostenmäßig in ähnlichen Größenordnungen wie die anderen Verfahren. In den kommenden Jahren werden auf der KA Rheinbach auch Betriebserfahrungen mit einem großtechnischen Filter gesammelt.

Aufgrund des hohen Abwasseranteils im Einleitgewässer von ca. 63 l/s(QJAM) zu 1 l/s (MNQ) sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf der KA Rheinbach eine Vollstrombehandlung umgesetzt werden.

Die Umsetzung der Vorzugsvariante als Vollstrombehandlung führt zu etwa 30% höheren Jahreskosten gegenüber der Teilstrombehandlung.

Modellrechnungen des Erftverbandes zeigen, dass eine Vollstrombehandlung die mittlere Ablaufkonzentration z.B. von Diclofenac gegenüber der Teilstrombehandlung um ein bis zwei Prozent senkt.



Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom)

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Rheinbach (Abschlussbericht Juni 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. inga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum



Umwelttechnologien.NRW

Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.5 Gruppenklärwerk Flerzheim

Das Gruppenklärwerk Flerzheim liegt nördlich der Ortslage Flerzheim, Stadt Rheinbach. Das gereinigte Abwasser des Gruppenklärwerks Flerzheim und das Mischwasser aus dem RÜB Flerzheim werden in den Swistbach eingeleitet. 1967/68 wurde das Gruppenklärwerk Flerzheim gemäß Genehmigung der BR Köln vom 22.09.1966 gebaut. 1983 wurden die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe und der Bau des Regenüberlaufbeckens I abgeschlossen. 1995 wurde dann die umfangreiche 2. Ausbaustufe des Gruppenklärwerks in Betrieb genommen. Im Jahr 2000 wurden das RÜB II, und im Jahr 2002 die maschinelle Schlammwässerung ergänzt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 54.500 EW. Es ist vorgesehen, die Kläranlage auf 65.000 EW zu erweitern und das Abwasser der benachbarten Kläranlage Miel zukünftig überzuleiten.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Rechenanlage
- belüfteter Sandfang
- Vorklärung
- Belebungsbecken
- Nachklärbecken
- Nachnitrifikation
- Flockungsfiltration
- Fällmitteldosierstation
- Überschussschlammindickung
- Faulbehälter
- Schlammwässerung
- Prozesswasserspeicherbecken

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 124 dargestellt.

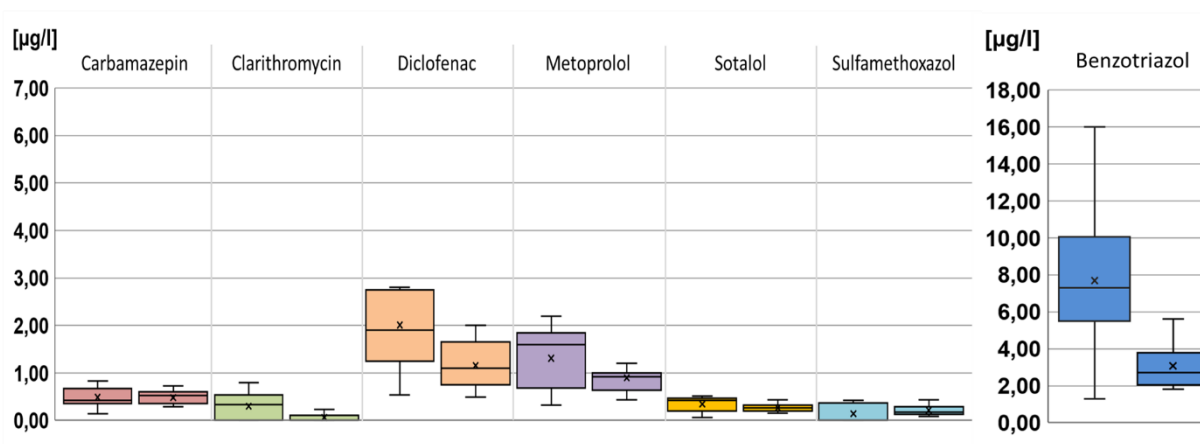


Abbildung 124: Flerzheim, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoff entfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Flerzheim.

Anlagenbeschreibung:

Das GKW Flerzheim wurde zuletzt Ende der 1990er Jahre als mechanisch-biologische Kläranlage ertüchtigt und erweitert. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigung erfolgt in Form einer vorgeschalteten Denitrifikation mit anschließender intermittierend belüfteter Nitrifikation. Nach der Nachklärung schließen sich eine Nachnitrifikation mit belüftetem Festbett und eine Sandfiltration zur weitergehenden Nährstoffelimination an. In den kommenden Jahren wird die Anlage umfassend ertüchtigt und die nahe gelegene Kläranlage Miel angeschlossen.

Das gereinigte Abwasser wird in die Swist eingeleitet.

Ausbaugröße (nach Ertüchtigung): 65.000 EW
Anschlussgröße (inkl. KA Miel): 52.193 EW
Jahresabwassermenge (inkl. Miel): ca. 5,2 Mio m³/a

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$Q_{t,2h,max} = 700 \text{ m}^3/\text{h}$ (Teilstrombehandlung)
 $Q_{m, genehmigt} = 1.440 \text{ m}^3/\text{h}$ (Vollstrombehandlung)

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf dem GKW Flerzheim und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 151 Mikroschadstoffen im Ablauf der der Kläranlage, so-

wie in der Swist oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben dem GKW Flerzheim wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erft Einzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken,

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung

Variante Membrantechnik

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung werden zwischen der Nachklärung und der Nachnitrifikation bzw. Sandfiltration in den Kläranlagenprozess eingebunden, um die vorhandene Filtration als Nachbehandlung zu nutzen. Die GAK-Filtration wird nach der vorhandenen Sandfiltration eingebunden und profitiert so von der sehr guten Zulaufqualität.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

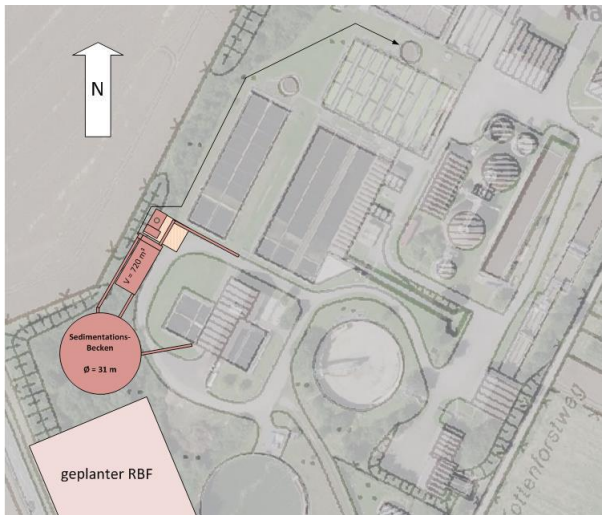
Hierfür wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behand- lung	Investiti- onskosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	6,5	316.000	695.000
V2a: GAK	7,9	435.000	930.000
V3a: Ozon	5,1	543.000	896.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	3,8	235.000	458.000
V2b: GAK	4,4	317.000	589.000
V3b: Ozon	3,1	451.000	678.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf als günstigste Variante dar. Diese Variante wurde auch im Hinblick auf die technischen Kriterien am besten bewertet und kann daher als Verfahren zur Mikroschadstoffelimination empfohlen werden.



Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom)

Aufgrund des hohen Abwasseranteils im Einleitewasser von ca. 160 l/s(QJAM) zu 1 l/s (MNQ) sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf dem GWK Flerzheim eine Vollstrombehandlung umgesetzt werden.

Die Umsetzung der Vorzugsvariante als Vollstrombehandlung führt zu etwa 50% höheren Jahreskosten gegenüber der Teilstrombehandlung. Modellrechnungen des Erftverbandes zeigen, dass eine Vollstrombehandlung die mittlere Ablaufkonzentration z.B. von Diclofenac gegenüber der Teilstrombehandlung um ein bis zwei Prozent senkt.

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Flerzheim (Abschlussbericht Juni 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum

 **Umwelttechnologien.NRW**

Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.6 Kläranlage Köttingen

Die Kläranlage Köttingen liegt auf dem Gebiet der Stadt Erftstadt. Die Kläranlage Köttingen wird seit dem 01.06.1998 vom Erftverband betrieben. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der Kläranlage wurde am 07.06.2006 als 1. Ergänzungsgenehmigung durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 70.000 EW.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Zulaufpumpwerk
- Rechenanlage
- Sandfang
- A-Stufe
- Vor-/ Zwischenklärung
- Ausgleichsbecken
- Anaerobecken / Denitrifikationsbecken
- Belebungsbecken (B–Stufe)
- Nachklärbecken
- Fällmitteldosierstation
- Voreindicker
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Schlammwässerung
- Trübwasserspeicher
- Gasbehälter
- Hochwasserpumpwerk

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 125 dargestellt.

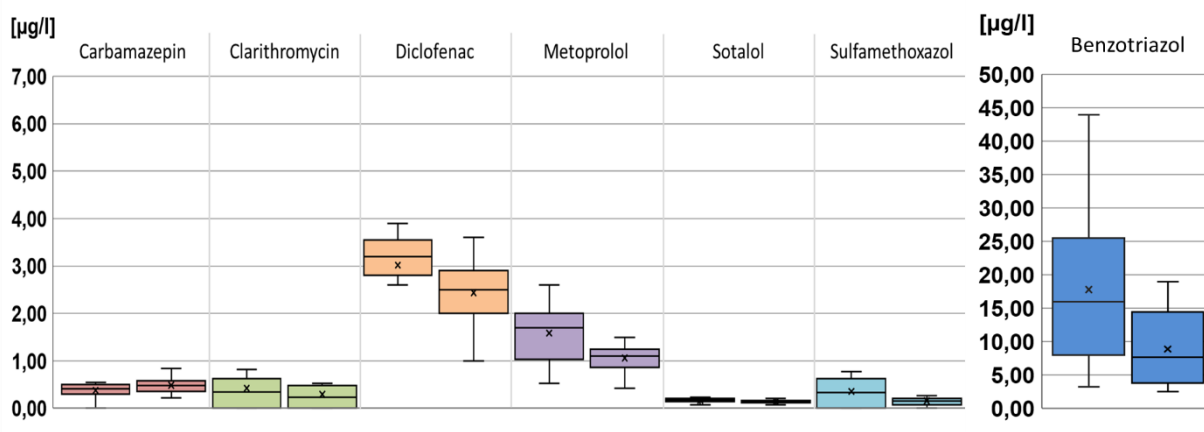


Abbildung 125: Köttingen, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte Mikroschadstoff-

Vorbehandlung	Mikroschadstoff- fentfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage (KA) Köttingen.

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Köttingen wurde zuletzt Mitte der 1990er Jahre als zweistufige Anlage mit dem A-B-Verfahren ertüchtigt und erweitert. Inzwischen wurde das Verfahren auf das einstufige Belebtschlammverfahren mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung umgestellt. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe besteht aus einer Nitrifikation mit vorgeschalteter Denitrifikation.

Das gereinigte Abwasser wird in die Erft eingeleitet.

Ausbaugröße:	70.000 EW
Anschlussgröße:	62.000 EW
Jahresabwassermenge:	ca. 5,1 Mio m ³ /a

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$Q_{t,2h,max}$ =	587 m ³ /h
$Q_{t,80\%JAM}$ =	749 m ³ /h
	(gewählt f. Teilstrombehandlung)
$Q_{m,genehmigt}$ =	2160 m ³ /h (Vollstrombehandlung)

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf der KA Köttingen und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 151 Mikroschadstoffen im Ablauf der der Kläranlage, sowie in der Erft oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben der KA Köttingen wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erft Einzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken, Neubau Sandfiltration zur Nachbehandlung

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung, Neubau Sandfiltration zu Nachbehandlung

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Alle untersuchten Verfahren werden nach der Nachklärung in den Kläranlagenprozess eingebunden, um eine möglichst gute Vorreinigung sicherzustellen. Da im Ist-Zustand die AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung sehr gering ist, werden keine negativen Auswirkungen durch erhöhte Feststoffkonzentrationen im Zulauf der GAK-Filtration erwartet. Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung, benötigen eine Sandfiltration als (biologische) Nachbehandlung. Eine entsprechende Filterstufe ist auf der KA Köttingen bislang nicht vorhanden, sodass für diese Verfahren zusätzlich ein Neubau einer Filtration erforderlich ist.

Die untersuchten Verfahren können auf den vorhandenen Erweiterungsflächen der KA Köttingen umgesetzt werden, erfordern aufgrund der hydraulischen Gegebenheiten jedoch alle ein zusätzliches Zwischenhebewerk.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	12,5	684.000	1.440.000
V2a: GAK	11,0	560.000	1.254.000
V3a: Ozon	12,7	757.000	1.608.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	5,7	478.000	826.000
V2b: GAK	4,9	373.000	677.000
V3b: Ozon	5,9	520.000	890.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die GAK-Filtration als günstigste Variante dar. Die Varianten mit PAK und Ozon erreichen durch die zusätzlich erforderliche und neu zu errichtende Sandfiltration wesentlich höhere Investitions- und auch Jahreskosten.

Im Hinblick auf die technischen Kriterien wurde das PAK-Verfahren am besten bewertet. Allerdings ist die Bewertung der GAK-Filtration nicht wesentlich schlechter. Angesichts des gravierenden Preisunterschiedes wird als Ergebnis der Studie die GAK-Filtration als Verfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Köttingen empfohlen.

Aufgrund des eher geringen Abwasseranteils im Einleitgewässer von ca. 161 l/s(QJAM) zu 800 l/s (MNQ) sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf der KA Köttingen lediglich eine Teilstrombehandlung umgesetzt werden. In Anbetracht des hohen Aufwandes für die Ausrüstung dieser Anlage ohne bestehende Sandfiltration sollte jedoch zunächst die Ausrüstung anderer Anlagen an der Erft geprüft werden, auf denen die Mikroschadstoffelimination günstiger durchgeführt werden kann.



Lageskizze GAK-Stufe (Vollstrom)

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Köttingen (Abschlussbericht Juni 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum

 **Umwelttechnologien.NRW**
Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.7 Gruppenklärwerk Kenten

Das Gruppenklärwerk Kenten liegt südöstlich der Ortslage Kenten, Stadt Bergheim. Das gereinigte Abwasser des Gruppenklärwerks Kenten wird in den Erftflutkanal eingeleitet. Das Gruppenklärwerk Kenten wurde nach Umbau und Erweiterung 2005 in Betrieb genommen. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der Kläranlage wurde am 22.12.1995 in der Fassung der 1. Änderungsgenehmigung vom 16.03.1998 bzw. 2. Änderungsgenehmigung vom 08.02.2006 durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 120.000 EW.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Zulaufpumpwerk
- Rechenanlagen
- Sandfänge
- Vorklärung
- Anaerobbecken
- Belebungsbecken (N/DN)
- Nachklärbecken
- Flockungsfiltration
- Hochwasserpumpwerk
- Fällmitteldosierstation
- Voreindicker
- Maschinelle ÜSS-Eindickung
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Gasbehälter
- Schlamm entwässerung
- Prozesswasserspeicher und -behandlung
- Blockheizkraftwerk (BHKW)

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 126 dargestellt.

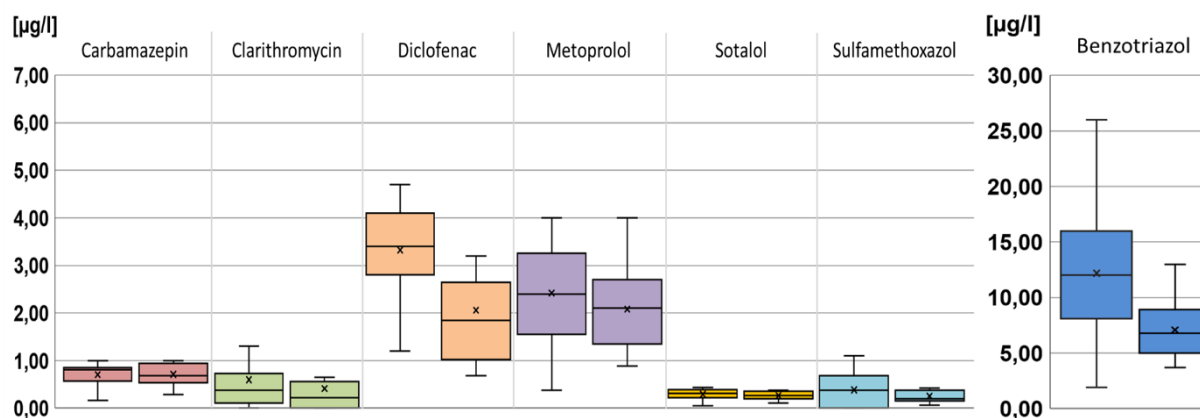


Abbildung 126: GWK Kenten, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Kenten.

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Kenten wurde Anfang der 2000er Jahre umfassend ertüchtigt und erweitert und arbeitet seitdem nach dem einstufigen Belebungsverfahren mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe besteht aus einer Nitrifikation mit vorgeschalteter Denitrifikation.

Das gereinigte Abwasser wird in die Erft eingeleitet.

Ausbaugröße:	120.000 EW
Anschlussgröße:	98.000 EW
Jahresabwassermenge:	ca. 7,8 Mio m ³ /a

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$Q_{t,2h,max}$ =	905 m ³ /h
$Q_{t,80\%JAM}$ =	1.063 m ³ /h
	(gewählt f. Teilstrombehandlung)
$Q_{m,gehmigt}$ =	2.234 m ³ /h (Vollstrombehandlung)

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf dem GKW Kenten und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 151 Mikroschadstoffen im Ablauf der Kläranlage, sowie in der Erft oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben dem GKW Köttingen wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erfteinzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken,

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung werden zwischen der Nachklärung und der Sandfiltration in den Kläranlagenprozess eingebunden, um die vorhandene Filtration als Nachbehandlung zu nutzen. Die GAK-Filtration wird nach der vorhandenen Sandfiltration eingebunden und profitiert so von der sehr guten Zulaufqualität.

Die untersuchten Verfahren können auf den vorhandenen Erweiterungsflächen des GKW Kenten umgesetzt werden, erfordern aufgrund der hydraulischen Gegebenheiten jedoch alle ein zusätzliches Zwischenhebewerk.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	8,6	454.000	955.000
V2a: GAK	10,9	643.000	1.340.000
V3a: Ozon	7,1	724.000	1.208.000

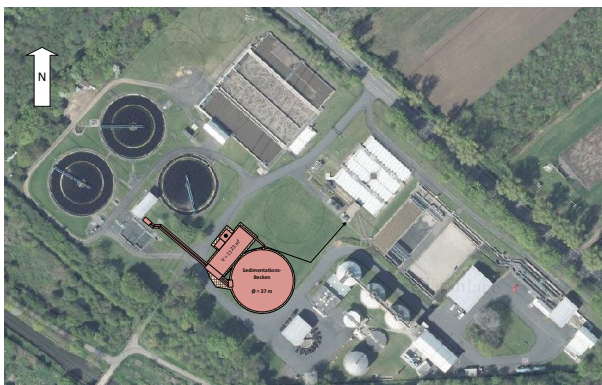
Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	4,8	335.000	619.000
V2b: GAK	6,2	466.000	853.000
V3b: Ozon	4,0	549.000	823.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf als günstigste Variante dar. Diese Variante wurde auch im Hinblick auf die technischen Kriterien am besten bewertet und kann daher als Verfahren zur Mikroschadstoffelimination empfohlen werden.

Der Erft hat oberhalb des GWK Kenten eine mittlere Wasserführung von 689 l/s (MNQ). Der Kläranlagenablauf stellt mit 248 l/s(QJAM) ca. 36% des Abflusses in der Erft unterhalb der Kläranlageneinleitung dar. Der hohe Abwasseranteil relativiert sich ca. 150 m unterhalb der Kläranlageneinleitung durch eine Sumpfungswassereinleitung aus dem Tagebau von mehreren Kubikmetern pro Sekunde. Aufgrund des hohen Abwasseranteils an der Einleitstelle sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf dem GWK Kenten eine Vollstrombehandlung umgesetzt werden.

Die Umsetzung der Vorzugsvariante als Vollstrombehandlung führt zu etwa 35% höheren Jahreskosten gegenüber der Teilstrombehandlung. Modellrechnungen des Erftverbandes zeigen, dass eine Vollstrombehandlung die mittlere Ablaufkonzentration z.B. von Diclofenac gegenüber der Teilstrombehandlung um ein bis zwei Prozent senkt.



Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom)

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Kenten (Abschlussbericht Juli 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum

 **Umweltechnologien.NRW**
Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.8 Gruppenklärwerk Kaster

Das Gruppenklärwerk Kaster liegt im Stadtgebiet von Bedburg im nördlichen Verbandsgebiet des Erftverbandes an der Grenze des Rhein-Erft-Kreis zum Rhein-Kreis-Neuss auf dem Gelände des ehemaligen Tagebaus Fortuna-Garsdorf in unmittelbarer Nähe der Erft und der L 213. Das gereinigte Abwasser des Gruppenklärwerks Kaster wird in die Erft eingeleitet. Das Gruppenklärwerk Kaster wurde 1993 in Betrieb genommen. Eine Erweiterung ist geplant. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb des Gruppenklärwerks Kaster wurde am 23.05.1985 durch die Bezirksregierung Köln erteilt. Der 1. Änderungsbescheid wurde am 27.02.1990 von der Bezirksregierung Köln erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 50.500 EW.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Rohabwasserpumpwerk
- Rechenanlage
- Sand- und Fettfang
- Vorklärung
- Belebung
- Nachklärung
- Flockungsfiltration
- Voreindicker
- Trübwasserbehälter
- Prozesswasserbehandlung
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Maschinelle Schlammwässerung
- Gasbehälter
- Blockheizkraftwerk (BHKW)

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 127 dargestellt.

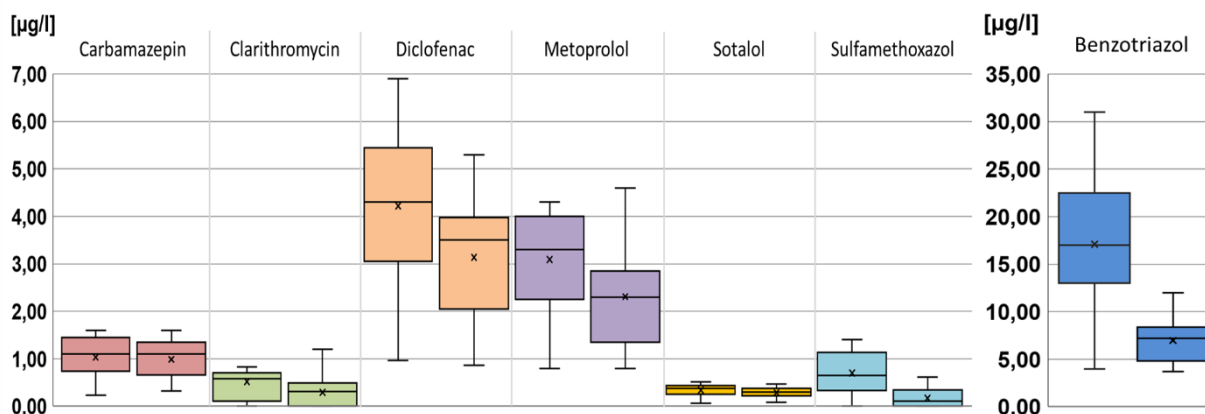


Abbildung 127: Kaster, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
Keine Ggf. Filtration bei GAK	Adsorption: PAK / GAK Oxidation: Ozon	Filtration

1. Allgemeine Daten

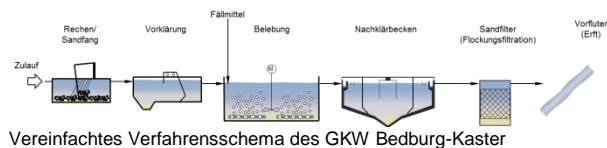
Art des Projekts:

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Bedburg-Kaster mit Bewertung des potenziellen Mikroschadstoffeintrags im Einzugsgebiet der Kläranlage und begleitender Mikroschadstoffanalytik zu ausgewählten Stoffen. Untersuchung der Einbindung einer 4. Reinigungsstufe am Standort (PAK, GAK, Ozon).

Anlagenbeschreibung:

Das GWK Bedburg-Kaster arbeitet als mechanisch-biologisch-chemische Abwasserreinigungsanlage. Eine Filtrationsstufe ist vorhanden.

Ausbaugröße:	66.000 EW
Aktuelle Auslastung (ELWAS):	48.500 EW
Jahresabwassermenge:	3.905.190 m ³ /a
Mischwasserzufluss (Q _M):	1.872 m ³ /h
Trockenwetterzufluss (Q _t):	715 m ³ /h
Teilstrom 4. Reinigungsstufe (geplant):	730 m ³ /h



2. Veranlassung und Ziele

Der Erftverband hat vor dem Hintergrund, dass Kläranlagen zu den nennenswerten punktuellen Eintragsquellen für Mikroschadstoffe in die Gewässer gehören, die Durchführung einer Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben, um zu klären, wie der Mikroschadstoffeintrag aus dem GWK Bedburg-Kaster in den Vorfluter „Erft“ zu bewerten ist und welche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Bedburg-Kaster ggf. umgesetzt werden können.

3. Angewandte Technologien

Es wurden folgende Varianten untersucht:

Variante 1: PAK-Dosierung in die Belebung

Variante 2: PAK-Dosierung in Kontaktbecken mit nachfolgender Sedimentation

- Drei Kontaktbecken als Kaskade
- Sedimentation einstraßig

Variante 3: Ozonung mit Flockungsfiltration

- Kontaktbecken zweistraßig

Variante 4.1: GAK-Filtration mit Flockungsfiltration

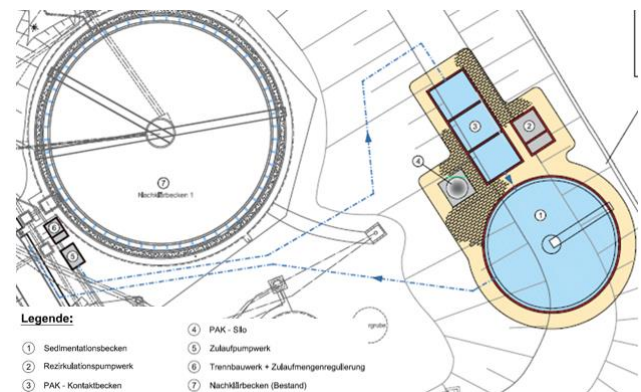
- 6 parallel betriebene GAK-Filter

Variante 4.2: GAK-Filtration ohne Flockungsfiltration

- Umrüstung vorhandener Sandfilter zu GAK-Filtern

Zur Abscheidung der PAK, zur Bereitstellung eines biologisch aktiven Filters bzw. zur Abscheidung von Restsuspensa wird für die Varianten 1-4.1 die bestehende Filtration eingesetzt. Bei Variante 4.2 wird die bestehende Sandfiltration zu einer GAK-Filtration umgerüstet. Eine Vor- oder Nachfiltration findet bei Variante 4.2 nicht statt.

Die 4. Reinigungsstufe kann auf der Erweiterungsfläche des GWK's errichtet werden. Für die Varianten 2-4.1 ist ein Zwischenpumpwerk erforderlich.



Beispiel: Anordnung PAK

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Die günstigsten Investitionen sind bei den Varianten 1 und 4.2 zu erwarten, da hier nur wenige Infrastrukturmaßnahmen notwendig sind. Aus den Investitionskosten ergeben

sich unter Berücksichtigung der erforderlichen Reinvestitionen und eines Zinssatzes von 3 % die Kapitalkosten. Die geringsten Betriebskosten ergeben sich für Variante 4.2. Für die Varianten 2-4.1 liegen sie in einer ähnlichen Größenordnung. Die höchsten Betriebskosten weist Variante 1 auf. Der Betrachtungszeitraum liegt bei 30 Jahren. Der Berechnung der Jahreskosten wurde die vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW zur Verfügung gestellte Tabelle zur Berechnung der Kosten zugrunde gelegt.

	Investitionskosten [€] brutto	Kapitalkosten [€/a] netto	Betriebskosten [€/a] netto
Variante 1	788.430	55.616	245.191
Variante 2	2.664.455	151.721	214.103
Variante 3	2.309.726	139.001	200.641
Variante 4.1	2.517.883	138.327	229.624
Variante 4.2	943.358	58.219	161.725

Investitionen, Kapital- und Betriebskosten für die Varianten 1 – 4.2

Es zeigt sich, dass Variante 4.1 (GAK-Filtration) mit Jahreskosten von 437.862 Euro (brutto) die teuerste Variante ist. Ebenfalls hohe Jahreskosten sind bei den Varianten 2 (PAK in Kontaktbecken) und 3 (Ozonung) mit 435.331 bzw. 404.174 Euro zu erwarten. Mit 357.960 Euro liegen die Jahreskosten für Variante 1 (PAK in die Belebung) deutlich darunter. Variante 4.2 (Umrüstung bestehender Filtration zu GAK-Filtration) weist die mit Abstand niedrigsten Jahreskosten (261.733 Euro) auf.

5. Betriebserfahrungen und Erkenntnisse

Grundsätzlich können alle im Rahmen der Machbarkeitsstudie untersuchten Varianten auf GWK Bedburg-Kaster umgesetzt werden.

Mit einem Verhältnis der durchschnittlichen Einleitmenge der Kläranlage zum mittleren Niedrigwasserabfluss von ca. 2 % handelt es sich bei der „Erft“ um einen starken Vorfluter. Die Erft weist sowohl ober- als auch unterhalb der Einleitstelle einen schlechten chemischen, sowie einen schlechten biologischen Zustand auf. Sie durchfließt unterhalb der Einleitung des GWK Bedburg-Kaster keine Trinkwassergewinnungsgebiete. Von den 147 untersuchten Parametern konnten nur 68 im Ablauf der Kläranlage nachgewiesen werden. Unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage wurden eher geringe Konzentrationszunahmen an Mikroschadstoffen festgestellt. Darüber hinaus handelt es sich um eine kleinere Anlage mit weniger als 100.000 angeschlossenen Einwohnern.

Nach jetzigem Kenntnisstand kann angenommen werden, dass kein unmittelbarer Handlungsbedarf besteht, eine 4. Reinigungsstufe am Standort zu realisieren.

Für den Betreiber des GWK Bedburg-Kaster wäre es daher sinnvoll, die Betriebserfahrungen bestehender und bald in Betrieb gehender Anlagen sowie Ergebnisse von Forschungsprojekten der kommenden Jahre abzuwarten, um dann ggf. in Zukunft in Abstimmung mit den Behörden eine effektive und zuverlässige Verfahrenstechnik am Standort auszuwählen und umzusetzen.

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Bedburg-Kaster (Abschlussbericht April 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Herr Beyerle 02271-88-1243

Planung:

IB ATEMIS GmbH
Dennewartstr. 25-27, 52068 Aachen
Frau Schäpers 0241 963 – 1890
Frau Kasper

Förderung:

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



8. Impressum



Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.9 Kläranlage Grevenbroich

Die Kläranlage Grevenbroich liegt nordöstlich des Stadtteils Noithausen inmitten eines Waldgebietes (Gemeindebroich). Das gereinigte Abwasser der Kläranlage Grevenbroich wird in den Wevelinghovener Entwässerungsgraben eingeleitet. Die Betriebsstelle wurde 1964 von der Stadt Grevenbroich in Betrieb genommen und Mitte der 90iger Jahre vom Erftverband erweitert. Die Genehmigung nach § 58 (2) LWG zum Bau und Betrieb der Anlage wurde am 15.08.1995 von der Bezirksregierung Düsseldorf erteilt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 97.100 EW. Die Kläranlage besteht aus einer mechanischen Vorbehandlung, einer biologischen Stufe und einer Phosphorelimination. Die Schlammbehandlung erfolgt anaerob in zwei Faulbehälter mit statischer und mechanischer Entwässerung.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Rohabwasserpumpwerk
- Rechenanlage
- Sand- und Fettfang
- Vorklärung
- Belebung
- Nachklärung
- Voreindicker
- Trübwasserbehälter
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Maschinelle Schlammentwässerung
- Gasbehälter
- Blockheizkraftwerk (BHKW)

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 128 dargestellt.

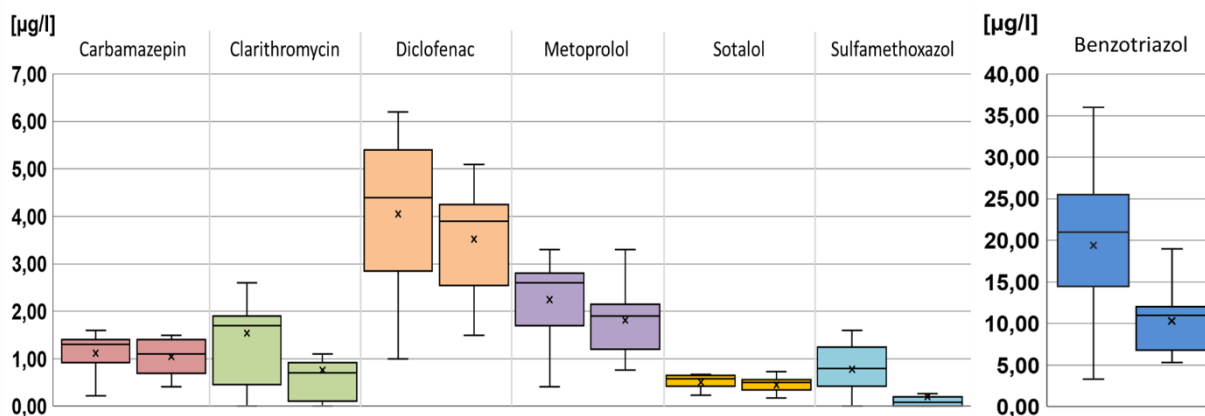


Abbildung 128: Kläranlage Grevenbroich, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung		
Vorbehandlung	Mikroschadstoff - entfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage (KA) Grevenbroich.

Anlagenbeschreibung:

Die KA Grevenbroich wurde zwischen 1977 und 1979 errichtet zuletzt Ende der 1990er Jahre umfangreich ertüchtigt und erweitert. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe arbeitet nach dem einstufigen Belebtschlammverfahren mit Nitrifikation und vorgeschalteter Denitrifikation und verfügt sowohl über eine biologische und chemische Phosphorelimination. Der Klärschlamm wird getrennt anaerob stabilisiert.

Das gereinigte Abwasser wird in Wevelinghovener Entwässerungsgraben eingeleitet.

Für das Jahr 2025 ist der Anschluss der nahegelegenen Kläranlage Wevelinghoven mit ca. 24.000 Einwohnerwerten (EW) geplant. Hiermit wird die Auslastung der Anlage deutlich steigen. Nachfolgend werden die Größen einschließlich der KA Wevelinghoven in Klammern genannt:

Ausbaugröße:	97.000 EW
Anschlussgröße:	57.800 EW
(inkl. KA Wevelinghoven)	(81.800 EW)
Jahresabwassermenge:	ca. 3,5 Mio m ³ /a
(inkl. KA Wevelinghoven)	(ca. 5,0 Mio m ³ /a)

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$$Q_{t,2h,max} = 587 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$(Q_{t,2h,max} = 609 \text{ m}^3/\text{h, inkl. Wevelinghoven})$$

$$Q_{t,80\%JAM} = 749 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (gewählt f. Teilstrombehandlung)}$$

$$(Q_{t,80\%JAM} = 924 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (Teilstrombeh. inkl. Wevelingh.)})$$

$$Q_{m, genehmigt} = 1642 \text{ m}^3/\text{h} \text{ (Vollstrombehandlung)}$$

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf der KA Grevenbroich und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 151 Mikroschadstoffen im Ablauf der der Kläranlage, sowie in der Erft oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben der KA Grevenbroich wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erfteinzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken, Neubau Sandfiltration zur Nachbehandlung

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung, Neubau Sandfiltration zu Nachbehandlung

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Zusätzlich wurden alle Varianten ohne und mit dem Anschluss der KA Wevelinghoven gerechnet.

Alle untersuchten Verfahren werden nach der Nachklärung in den Kläranlagenprozess eingebunden, um eine möglichst gute Vorreinigung sicherzustellen. Da im Ist-Zustand die AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung sehr gering ist, werden keine negativen Auswirkungen durch erhöhte Feststoffkonzentrationen im Zulauf der GAK-Filtration erwartet. Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung, benötigen eine Sandfiltration als (biologische) Nachbehandlung. Eine entsprechende Filterstufe ist auf der KA Grevenbroich bislang nicht vorhanden, sodass für diese Verfahren zusätzlich ein Neubau einer Filtration erforderlich ist.

Die untersuchten Verfahren können auf den vorhandenen Erweiterungsflächen der KA Grevenbroich umgesetzt werden, erfordern aufgrund der hydraulischen Gegebenheiten jedoch alle ein zusätzliches Zwischenhebewerk.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt.

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	10,2	518.000	1.132.000
V2a: GAK	8,5	418.000	962.000
V3a: Ozon	10,8	572.000	1.293.000
Grevenbroich inkl. Wevelinghoven:			
V1c: PAK	10,2	639.000	1.253.000
V2c: GAK	8,5	505.000	1.049.000
V3c: Ozon	10,8	671.000	1.392.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	5,0	365.000	667.000
V2b: GAK	4,3	285.000	551.000
V3b: Ozon	5,1	393.000	728.000
Grevenbroich inkl. Wevelinghoven:			
V1d: PAK	6,8	496.000	909.000
V2d: GAK	5,8	387.000	748.000
V3d: Ozon	6,8	506.000	953.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die GAK-Filtration als günstigste Variante dar. Die Varianten mit PAK und Ozon erreichen durch die zusätzlich erforderliche und neu zu errichtende Sandfiltration wesentlich höhere Investitions- und auch Jahreskosten.

Im Hinblick auf die technischen Kriterien wurde das GAK-Verfahren ebenfalls am besten bewertet. Damit ist die GAK Filtration für die KA Grevenbroich sowohl das technisch als auch wirtschaftlich beste Verfahren.

Der Erftverband plant langfristig den Anschluss der KA Wevelinghoven an die KA Grevenbroich. Dadurch erhöht sich die behandelte Wassermenge (Jahresabwasser/ -schmutzwassermenge) bei gleich bleibendem maximalen Zufluss. Für die Vollstromvarianten steigen dabei nur die Auslastung und damit die Betriebskosten der Behandlungsstufe. Für die Teilstromvarianten wirken sich die zusätzlichen Wassermengen auch auf die Dimensionierung der Verfahren aus und erhöhen sowohl Investitions- als auch Betriebskosten um 31% bis 36%.

Aufgrund des hohen Abwasseranteils im Wevelinghovener Entwässerungsgraben von ca. 111 l/s(QJAM) (159 l/s inkl. Wevelinghoven) zu 150 l/s (MNQ) sollte lt. KOM M NRW 2016 auf der KA Grevenbroich eine Vollstrombehandlung umgesetzt werden.

Allerdings handelt es sich beim Wevelinghovener Entwässerungsgraben um eine Ausleitung aus der Erft, die unterhalb der Einleitung der KA Grevenbroich nach ca. 3,5 km Fließstrecke wieder in die Erft mündet. Die Erft ist im Unterlauf stark durch die Sumpfungswassereinleitungen aus dem Braunkohletagebau beeinflusst. Die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes bzw. Potentials ist erst nach Einstellung der Sumpfungmaßnahmen umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen möglich.

Auch in Anbetracht des hohen Aufwandes für die Aus-rüstung dieser Anlage ohne bestehende Sandfiltration sollte zunächst die Ausrüstung anderer Anlagen an der Erft geprüft werden.



Lageskizze GAK-Stufe (Vollstrom)

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Grevenbroich (Abschlussbericht Oktober 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband

Am Erftverband 6, 50126 Bergheim

Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum



Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

8.2.10 Kläranlage Wevelinghoven

Die Genehmigungsplanung für die Erweiterung der Kläranlage Wevelinghoven wurde im Juni 1993 (Wasserweg) und im Mai 1994 (Schlammweg) erstellt und mit Datum 24.11.1993 (Änderungsgenehmigung) genehmigt. Die Planung berücksichtigt eine Ausbaugröße von 27.000 EW. Sie wurde im Zeitraum 28.11.1994 bis 12.06.1997 realisiert. Die neue biologische Reinigungsstufe gewährleistet einen weitestgehenden Abbau von Stickstoff. Für die Phosphorelimination sind sowohl eine biologische Anlagenkomponente, als auch eine Einrichtung zur chemischen Vorfällung vorhanden. Laut ‚Masterplan Abwasser 2025‘ ist vorgesehen, die Kläranlage bis Ende 2025 stillzulegen und das Abwasser auf der Kläranlage Grevenbroich mitzubehandeln.

Die Kläranlage verfügt heute über folgende Verfahrensstufen:

- Rohabwasserpumpwerk
- Rechenanlage
- Sand- und Fettfang
- Vorklärung
- Belebung
- Nachklärung
- Voreindicker
- Trübwasserbehälter
- Prozesswasserbehandlung
- Faulbehälter
- Nacheindicker
- Maschinelle Schlammwässerung
- Gasbehälter

Die im Zuge der Untersuchungen festgestellten Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 129 dargestellt.

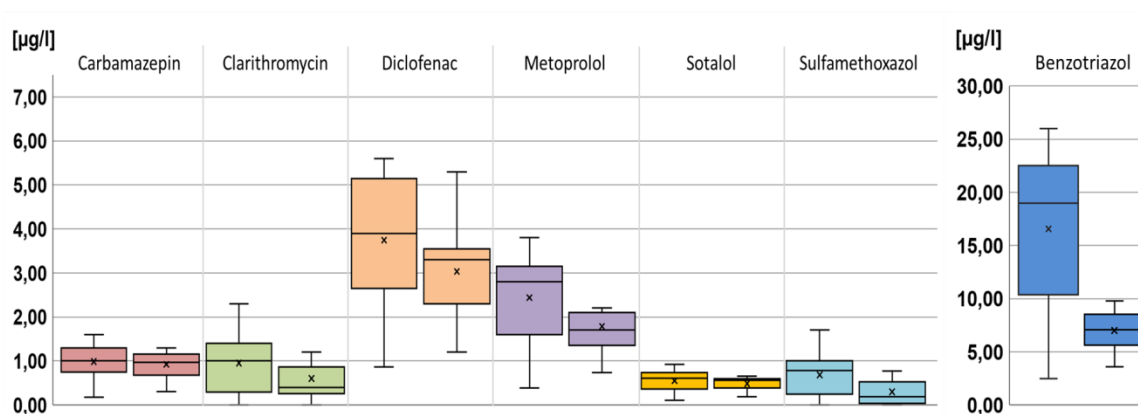


Abbildung 129: Kläranlage Wevelinghoven, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung		
Vorbehandlung	Mikroschadstoff - entfernung	Nachbehandlung
mechanisch- /biologisch	PAK, GAK, Ozon	Sandfiltration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Bedarfs- und Effizienzanalyse zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage (KA) Wevelinghoven.

Anlagenbeschreibung:

Die Kläranlage Wevelinghoven wurde erstmals 1964 in Betrieb genommen und zuletzt Ende der 1990er Jahre ertüchtigt und erweitert. Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einem Feinrechen, einem belüfteten Sand-/Fettfang und der Vorklärung. Die biologische Reinigungsstufe arbeitet nach dem einstufigen Belebtschlammverfahren mit Kaskadendenitrifikation und verfügt über Einrichtungen zur biologischen und chemischen Phosphorelimination. Der Klärschlamm wird getrennt anaerob stabilisiert.

Das gereinigte Abwasser wird in die Erft eingeleitet.

Ausbaugröße: 27.000 EW
Anschlussgröße: 24.300 EW
Jahresabwassermenge: ca. 1,77 Mio m³/a

Als maßgebliche Wassermengen für die Auslegung der Mikroschadstoffelimination wurden folgende Größen ermittelt:

$Q_{t,2h,max} = 206 \text{ m}^3/\text{h}$
 $Q_{t,80\%JAM} = 326 \text{ m}^3/\text{h}$ (gewählt f. Teilstrombehandlung)
 $Q_{m, genehmigt} = 970 \text{ m}^3/\text{h}$ (Vollstrombehandlung)

2. Veranlassung und Ziele

Die Studie beschäftigt sich mit der Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Mikroschadstoffentfernung auf der KA Wevelinghoven und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit mit ein. Hierzu wurden die Konzentrationen von über 151 Mikroschadstoffen im Ablauf der der Kläranlage, sowie in der Erft oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung gemessen.

Neben der KA Wevelinghoven wurden entsprechende Betrachtungen für 9 weitere Anlagen im Erftinzugsgebiet erstellt. Insgesamt soll so ein Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Erft entstehen.

3. Angewandte Technologien

In vorangegangenen Forschungsvorhaben und Pilotprojekten wurden zahlreiche Verfahren identifiziert und getestet, die sich zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen eignen.

Entsprechend der vorhandenen Anlagentechnik und der verfügbaren Erweiterungsflächen wurden folgende Verfahren für die nähere Untersuchung ausgewählt:

V1: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken, Neubau Sandfiltration zur Nachbehandlung

V2: Neubau GAK Filtration

V3: Neubau Ozonbehandlung, Neubau Sandfiltration zu Nachbehandlung

Alle Varianten wurden sowohl als Vollstrombehandlung als auch als Teilstrombehandlung untersucht.

Alle untersuchten Verfahren werden nach der Nachklärung in den Kläranlagenprozess eingebunden, um eine möglichst gute Vorreinigung sicherzustellen. Da im Ist-Zustand die AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung sehr gering ist, werden keine negativen Auswirkungen durch erhöhte Feststoffkonzentrationen im Zulauf der GAK-Filtration erwartet. Die PAK-Dosierung sowie die Ozonbehandlung, benötigen eine Sandfiltration als (biologische) Nachbehandlung. Eine entsprechende Filterstufe ist auf der KA Wevelinghoven bislang nicht vorhanden, sodass für diese Verfahren zusätzlich ein Neubau einer Filtration erforderlich ist.

Die untersuchten Verfahren können auf einer an das Kläranlagengelände angrenzenden Fläche umgesetzt werden, die bereits im Besitz des Erftverbandes ist. Die hydraulischen Gegebenheiten auf der KA Wevelinghoven lassen die Einbindung aller untersuchten Verfahren ohne ein zusätzliches Zwischenhebewerk zu.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Für die monetäre Bewertung der Verfahren wurden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und anhand von Vergleichsprojekten mit Kosten belegt. Die EMSR-Technik wurde pauschal mit 20%, Ingenieurhonorare und sonstige Baunebenkosten mit 30% der Investitionskosten berücksichtigt. Für die Betriebskosten wurden Ansätze für Material, Energie, Perso Personal, Entsorgung sowie Wartung und Instandhaltung berücksichtigt

Vollstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1a: PAK	6,1	291.000	664.000
V2a: GAK	4,7	237.000	540.000
V3a: Ozon	6,5	293.000	718.000

Teilstrom- behandlung	Investitions- kosten	Betriebs- kosten	Jahres- kosten
	Mio €	€/a	€/a
V1b: PAK	3,2	211.000	410.000
V2b: GAK	2,5	169.000	323.000
V3b: Ozon	3,7	214.000	457.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Beim Vergleich der Jahreskosten stellt sich sowohl für die Vollstrombehandlung als auch für die Teilstrombehandlung die GAK-Filtration als günstigste Variante dar. Die Varianten mit PAK und Ozon erreichen durch die zusätzlich erforderliche und neu zu errichtende Sandfiltration wesentlich höhere Investitions- und auch Jahreskosten.

Im Hinblick auf die technischen Kriterien wurde das GAK-Verfahren ebenfalls am besten bewertet. Damit ist die GAK Filtration für die KA Wevelinghoven sowohl das technisch als auch wirtschaftlich beste Verfahren.

Aufgrund des geringen Abwasseranteils im Einleitgewässer von ca. 56 l/s(QJAM) zu 4.820 l/s (MNQ) sollte lt. KOM-M NRW 2016 auf der KA Wevelinghoven eine Teilstrombehandlung umgesetzt werden.

Die Erft ist im Unterlauf stark durch die Sumpfungswassereinleitungen aus dem Braunkohleletagebau beeinflusst. Die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes bzw. Potentials ist erst nach Einstellung der Sumpfungmaßnahmen und umfangreichen Renaturierungsmaßnahmen möglich.

Auch in Anbetracht des hohen Aufwandes für die Ausrüstung dieser Anlage ohne bestehende Sandfiltration sollte jedoch zunächst die Ausrüstung anderer Anlagen an der Erft geprüft werden, auf denen die Mikroschadstoffelimination günstiger durchgeführt werden kann.

Langfristig plant der EV die Stilllegung der KA und die Überleitung des Abwassers zur KA Grevenbroich.



Lageskizze GAK-Stufe (Teilstrom)

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Wevelinghoven (Abschlussbericht August 2018)

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Erftverband
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Dr. Kinga Drensla, 02271 88 1274

Erstellung: / Untersuchung:

Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
Luk Beyerle, 02271 88 1243

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Köln

Förderung:

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



8. Impressum



Umwelttechnologien.NRW

Cluster Nordrhein-Westfalen

Tel. 0211-57402-735
info@umweltcluster-nrw.de
www.umweltcluster-nrw.de

9 Wirtschaftlichkeit der Kläranlagenertüchtigungen

9.1 Bezugsgrößen für die Kosten

In den einzelnen Machbarkeitsstudien sind die Kosten für den Ausbau der Kläranlagen ermittelt. Die Wirtschaftlichkeit der einzelnen Maßnahmen wird unter anderem durch spezifische Kosten beschrieben.

Als Bezugsgröße können

- die abgebaute Fracht an Spurenstoffen (entspr. 80 % der Zulauffracht der KA),
- die Ausbaugröße der Kläranlage oder
- die tatsächlich angeschlossenen Einwohner

dienen.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Zulauffrachten, die Ausbaugrößen und die tatsächlich angeschlossenen Einwohner aufgelistet. Die Kläranlagen Grevenbroich und Wevelinghoven sind hier zusammengefasst, weil die KA Wevelinghoven dem Masterplan Abwasser 2025 folgend stillgelegt werden soll und das Abwasser auf der KA Grevenbroich mitbehandelt werden soll. Die derzeitige Ausbaugröße der KA Grevenbroich von 97.100 EW ist ausreichend, das Abwasser aus Wevelinghoven mit zu behandeln. Mit der Errichtung einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Grevenbroich wären somit auch die Kosten für Wevelinghoven berücksichtigt.

Tabelle 25: Zulauffracht, Ausbaugröße, tatsächlich angeschlossener Einwohner der betrachteten Kläranlagen (2017)

Kläranlage	Zulauffracht	Ausbaugröße	ang. Einwohner (Veranlagung 2017)
	kg/a	EW	E
Grevenbroich inkl. Wevelinghoven	87,00	97.100	65.957
Kaster	49,35	66.000	43.095
Kenten	94,91	120.000	97.448
Köttingen	71,81	70.000	49.822
Weilerswist	12,35	25.000	17.482
Kessenich	100,59	132.000	68.179
Kirspenich	18,75	27.000	11.396
Flerzheim	29,21	65.000	36.734
Rheinbach	21,40	27.000	20.048
Summe:	485,37	629.100	410.161
Mittelwert:	53,93	69.900	43.026

Die spezifischen Kosten, d. h. die Kosten je Bezugsgröße führen dann zu unterschiedlichen Aussagen, wenn in den Kläranlagen unterschiedliche spezifische Zulauffrachten an Spurenstoffen vorliegen. Zur Untersuchung sind in nachfolgender Abbildung 130 die spezifischen Frachten je Einwohnerwert für die unterschiedlichen Kläranlagen gegenübergestellt.

Die Zulaufcharge je Einwohner und Jahr ermittelt sich hierzu aus der Division der Summe aller Frachten der sieben Leitparameter durch die Ausbaugröße. Der Mittelwert für die 9 Kläranlagen liegt bei 0,74 g/EW im Jahr. Die Werte für die Kläranlagen sind in nachfolgender Abbildung von links nach rechts aufsteigend nach Ausbaugröße sortiert dargestellt.

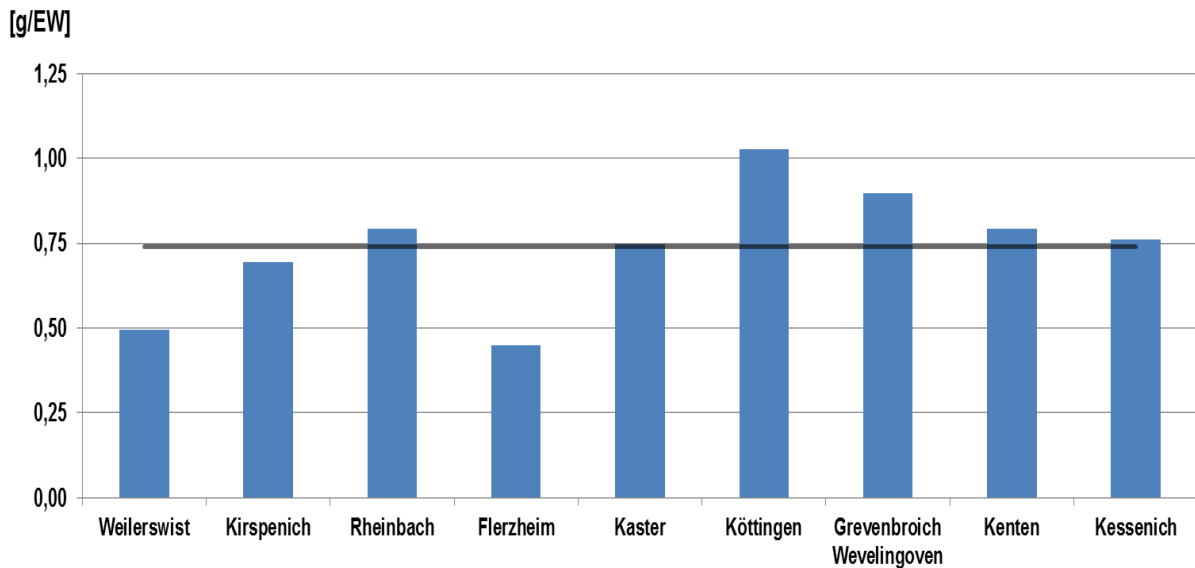


Abbildung 130: Jährliche Spurenstofffracht je EW für die betrachteten Kläranlagen

In fünf der neun Kläranlagen entspricht die spezifische Zulaufcharge in etwa dem Mittelwert. In den Kläranlagen Weilerswist und Flerzheim sind deutlich geringere spezifische Zulaufcharges vorhanden. In Grevenbroich und insbesondere in Köttingen sind höhere Werte ermittelt worden.

Der überwiegende Teil der berücksichtigten 7 Leitparameter ist der Gruppe der Humanarzneimittel zuzuordnen. Aus diesem Grund sind in nachfolgender Abbildung 131 die Zulaufcharges auf die tatsächlich angeschlossenen Einwohner bezogen, wodurch der Einfluss des Anschlussgrades bzw. der Auslastung der Kläranlage entfällt.

Die Zulaufcharge je Einwohner und Jahr ermittelt sich hierbei aus der Division der Summe aller Frachten der sieben Leitparameter durch die tatsächlich angeschlossenen Einwohner. Der Mittelwert für die 9 Kläranlagen liegt bei 1,18 g/E im Jahr.

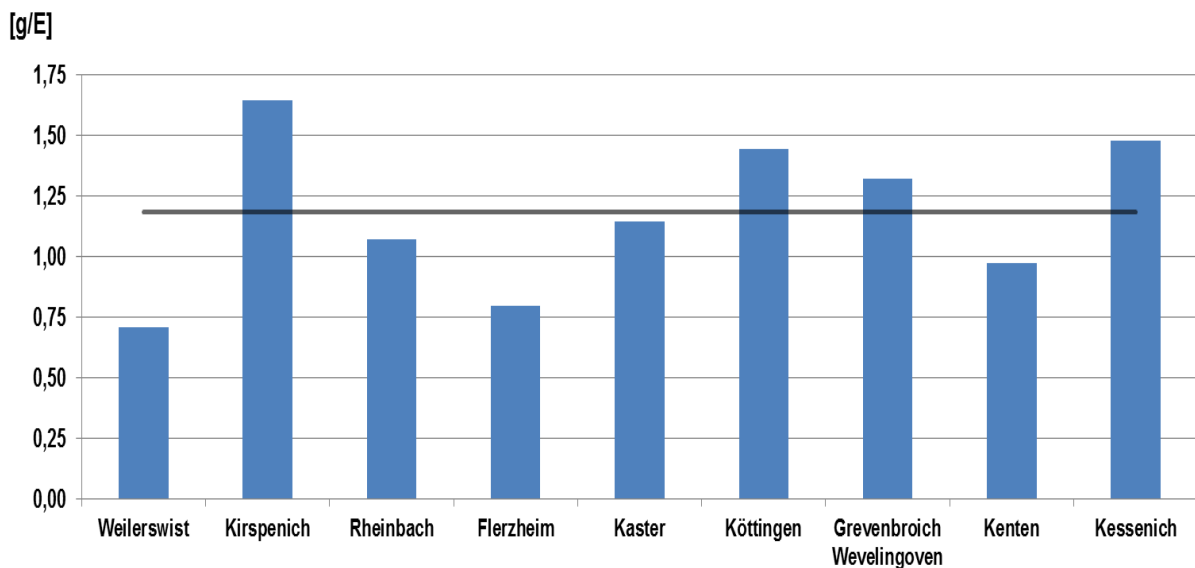


Abbildung 131: Jährliche einwohnerspezifische Spurenstofffracht pro tatsächlich angeschlossene Einwohner

9.2 Spezifische Kosten als eindimensionale Größe für die Effizienz der einzelnen Maßnahmen

Primäres Ziel des Baus und Betriebes einer 4. Reinigungsstufe ist die Reduktion von Spurenstoffen aus dem Abwasserstrom auf der Kläranlage. Die Effizienz der Maßnahme kann somit als direktes Verhältnis des Mitteleinsatzes zu dem Effekt der Spurenstoffelimination gesehen werden. Der Mitteleinsatz entspricht den anfallenden Kosten für den Bau und Betrieb der 4. Reinigungsstufe auf einer Kläranlage.

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die Kosten für die möglichen Maßnahmen auf den untersuchten Kläranlagen als Ergebnis der Einzelstudien wiedergegeben. Die Kosten gliedern sich in die Investitionskosten und die Betriebskosten. Über Nutzungszeiten und finanzmathematische Faktoren wurden die Jahreskosten (€/a) für jeden Kläranlagenausbau ermittelt. Mit den Jahreskosten sind sowohl der Kapitaldienst für die Investitionen als auch die Betriebskosten berücksichtigt.

Zum Vergleich der Anlagen untereinander und zur Bewertung der Effizienz sind die spezifischen Kosten von Bedeutung, die sich als Jahreskosten je eliminiertes Fracht (€/kg_{elim.}) oder Jahreskosten je Einwohnerwert (€/EW) darstellen lassen (Abbildung 132 und Abbildung 133).

Als Bezugsgröße wird zunächst die zurückgehaltene Spurenstofffracht angesetzt. Diese entspricht 80 % der Zulauffracht, d. h. der Summe der Frachten der sieben Leitparameter.

Hinsichtlich der spezifischen Kosten sind folgende Einflüsse zu erwarten:

- Skalierungseffekt:
Mit zunehmender Anlagengröße verringern sich die spezifischen Kosten.
- Einfluss Filtration:
Eine bereits auf der Kläranlage vorhandene Filtration verringert die Investitionskosten, damit auch die Jahreskosten.
- Einwohnerspezifische Fracht im Zulauf der KA:
Liegt im Zulauf der Kläranlage nur eine geringe Fracht vor, ist, infolge des pauschalen Ansatzes einer 80 %-igen Elimination, auch die eliminierte Fracht gering. Dagegen werden die Kosten für die vorhandene Ausbaugröße (in Einwohnerwerten) ermittelt, die tatsächlich vorhandene Zulauffracht spielt selbst bei den Betriebskosten eine geringe Rolle.

Die Ergebnisse sind in nachfolgender Abbildung visualisiert. Analog zu den obigen Abbildungen sind die Kläranlagen von links nach rechts aufsteigend nach ihrer Ausbaugröße sortiert. Kläranlagen mit vorhandenen Filtrationen sind farblich kenntlich gemacht. Auch hier werden die Kläranlagen Grevenbroich und Wevelinghoven zusammen betrachtet (vgl. Erläuterung oben).

In den Abbildungen werden die Kosten für einen Teilstrombetrieb berücksichtigt.

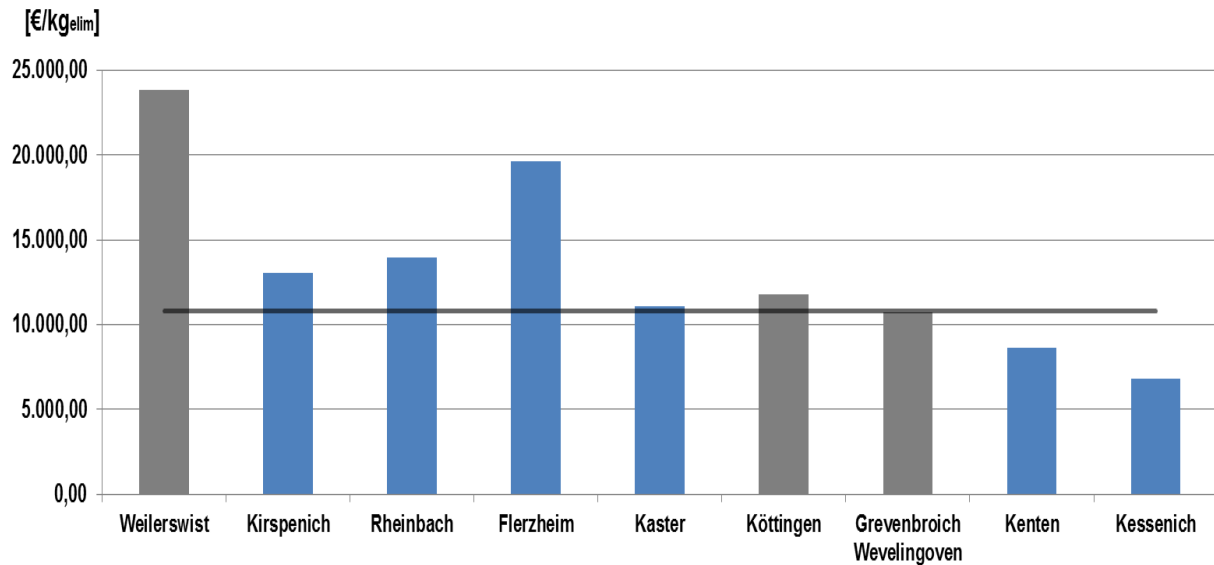


Abbildung 132: Spezifische Jahreskosten mit Bezug auf die eliminierte Spurenstofffracht in Euro je kg eliminiertes Fracht

Der Mittelwert für alle 9 Kläranlagen liegt bei 10.807 (€/kg_{elim}). Zunächst bestätigen die Ergebnisse den Skaleneffekt, lediglich das Gruppenklärwerk Flerzheim weist in Relation zur Größe hohe spezifische Kosten auf. Grund hierfür sind die geringen Frachten im Zulauf, womit auch geringe Frachten eliminiert werden. Die in Relation zur Ausbaugröße überhöhten Kosten für die Kläranlagen Köttingen und Grevenbroich sind mit der fehlenden Filtration begründet. Die Kläranlage Weilerswist besitzt die höchsten spezifischen Kosten. Auf dieser Kläranlage wird ebenfalls keine Filtration betrieben.

Die Bezugsgröße „Eliminierte Fracht“ hat bei der Nutzen-Kosten-Betrachtung den Nachteil, dass die möglichen Potenziale weiterer Anschlüsse an die Kläranlage unberücksichtigt bleiben. So hat beispielsweise das GWK Flerzheim eine freie Ausbaupazität von ca. 15.000 EW, die für den Anschluss weiterer Gemeinden (z.B. Ortsteil Miel der Gemeinde Swisttal nach Stilllegung der KA Miel) zur Verfügung steht. Des Weiteren hat der frachtbezogene Ansatz den Nachteil, dass ein Vergleich mit anderen Kläranlagen nur möglich ist, wenn hierfür auch die Zulauffrachten der Spurenstoffe bekannt sind.

Aus diesem Grund werden nachfolgend auch die spezifischen Kosten bezogen auf die Ausbaugröße in EW ermittelt. Dazu werden die Jahreskosten durch die Ausbaugröße dividiert. Der Mittelwert aller 9 Kläranlagen (Summe Jahreskosten der 9 KA / Summe Ausbaugrößen) liegt bei 6,71 EW/€.

Die Kläranlage Kirspenich weist die gleichen spezifischen Kosten (€/EW) auf wie die Kläranlage Rheinbach, das die gleiche Ausbaugröße hat. Das ist damit zu erklären, dass bei diesem Ansatz die Zulauffracht unberücksichtigt bleibt. Der Einfluss der fehlenden Filtration wird insbesondere bei den Kläranlagen Köttingen und Grevenbroich deutlich.

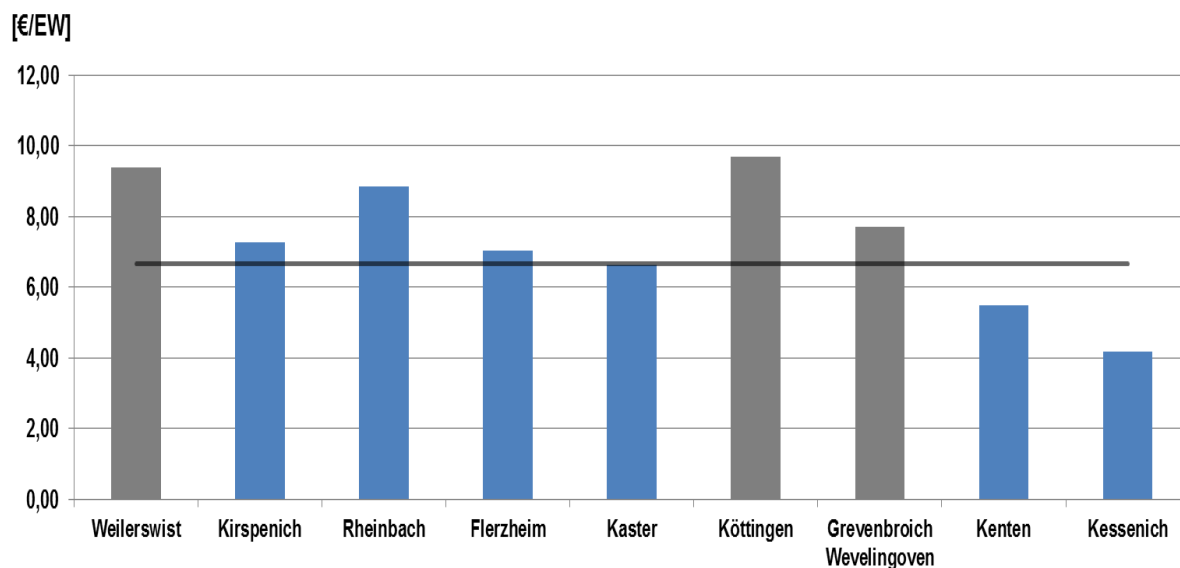


Abbildung 133: Jährliche spezifische Kosten in Euro pro Einwohnerwert

9.3 Nutzen-Kosten-Bewertung

Mit den vorgenannten spezifischen Kosten lassen sich Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchführen. Der Nutzen einer Maßnahme lässt sich jedoch nicht ausschließlich auf die eliminierte Spurenstofffracht reduzieren. Selbst bei gleichem Frachtrückhalt können zwei Maßnahmen unterschiedlichen Nutzen generieren. Die in der Wasserwirtschaft häufig angewandten Kostenvergleichsrechnungen sind hier nicht anwendbar, weil sie von Nutzengleichheit ausgehen. Zum Vergleich der Maßnahmen und ggf. zur Vorbereitung von Entscheidungen oder Priorisierung von Maßnahmen sind deshalb weitergehende Nutzen-Kosten-Betrachtungen erforderlich. Dazu können unterschiedlich komplexe Verfahren verwendet werden.

Im Folgenden werden zwei Verfahren vorgestellt und angewendet:

- A. Mathematisches Modell zur Beschreibung der Wirtschaftlichkeit über Nutzen-Kosten-Betrachtungen
- B. Scoring- Modell zur Bewertung der Maßnahmen.

Es muss jedoch angemerkt werden, dass es hierbei nicht um die Frage geht, ob eine Maßnahme wirklich durchzuführen ist, sondern wie sie sich im Vergleich zu dem Ausbau einer anderen Kläranlage empfiehlt.

Für beide Verfahren müssen Kriterien zur Bewertung des Nutzens definiert werden, die über die eindimensionale Betrachtung mit der Definition der eliminierten Fracht als alleiniger Nutzen hinausgehen.

Der Nutzen für ein Projekt setzt sich aus mehreren Einflüssen auf die Umwelt zusammen, die monetär nicht ermittelt werden können.

Nutzen „Strahlwirkung“:

Wenn das Ziel einer möglichst wirtschaftlichen Spurenstoffreduktion verfolgt wird und der Fokus auf den Mündungsbereich der Erft gelegt wird, wären die Kläranlagen mit den geringsten spezifischen Kosten auszubauen. Primäres Ziel ist jedoch die effiziente Reduzierung der Spurenstoffe in der Erft in einem großen Wirkungsradius, d.h. über eine möglichst große Fließlänge.

Dies wird im Weiteren als Strahlwirkung bezeichnet. Es bedeutet, dass der Nutzen einer Maßnahme umso größer ist, je näher sie im Quellbereich liegt. Daher ist der Effekt für solche Anlagen höher zu bewerten.

Nutzen „Wirkungsgrad im Gewässer“

Das Ziel der Spurenstoffelimination auf der Kläranlage ist die Reduzierung der Konzentrationen im Gewässer. Der damit verbundene Effekt für das Gewässer wird von der Leistung der Spurenstoffeliminationsanlage und dem Abwasseranteil im Gewässer beeinflusst.

Der Einfluss einer 4. Reinigungsstufe ist bei einer im Vergleich zur Einleitmenge sehr hohen Wasserführung im Gewässer gering.

9.3.1 Mathematisches Modell zur Beschreibung der Wirtschaftlichkeit

In dem mathematischen Modell wird die Wirtschaftlichkeit eines Kläranlagenausbaus an einem Standort in Bezug zum Mittelwert der 9 Kläranlagen gesetzt.

Infolge dessen weisen Quotienten größer 1 auf ein höheres Maß an Effizienz der Maßnahme hin. Bei Quotienten kleiner oder gleich 1 handelt es sich um Maßnahmen mit geringerer Effizienz.

$W > 1$ höhere Maßnahmeneffizienz
 $W \leq 1$ geringere Maßnahmeneffizienz

Formel 1

$$\text{Wirtschaftlichkeit (W)} = \frac{\text{gemittelte spez. Kosten aller KA}_{\Sigma KA}}{\text{spez. Kosten der betrachteten KA}_{KAx}}$$

9.3.1.1 Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die eliminierte Spurenstofffracht

Die Basis der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung bilden die spezifischen Kosten, die aus dem Quotienten aus den Jahreskosten der 4. Reinigungsstufe und der Summe der Zulauffrachten aller 7 Leitparameter berechnet werden.

Zur Bestimmung der mittleren spezifischen Eliminationskosten wird die Summe der Jahreskosten aller Spurenstoffeliminationsanlagen dividiert durch die Summe aller Zulauffrachten an Spurenstoffen multipliziert mit der pauschalen Spurenstoffeliminationsrate von 80%.

Formel 2

$$\text{mittlere spez. Eliminationskosten } (E_{L\Sigma KA}) = \frac{\Sigma \text{Jahreskosten}_{\Sigma KA}}{\Sigma \text{Zulauf fracht}_{\Sigma KA} \cdot \text{Eliminationsrate}}$$

entspricht:

$$E_{L\Sigma KA} = \frac{JK_{\Sigma KA}}{L_{\Sigma KA} \cdot E_p}$$

$E_{L\Sigma KA}$	[kg/€]	Mittlere spez. Kosten $_{\Sigma KA}$ für die Elimination von einem Kilogramm der Zulauf fracht aus allen 7 Leitparametern der untersuchten Kläranlagen
$JK_{\Sigma KA}$	[€/a]	Summe der ermittelten Jahreskosten aller Spurenstoffeliminationsanlagen
$L_{\Sigma KA}$	[kg/a]	Fracht aus allen 7 Leitparametern im Zulauf aller Kläranlagen
E_p	[%]	Prozentuale Spurenstoffelimination von 80%

Analog dazu wird zur Bestimmung der spezifischen Eliminationskosten für jede Kläranlage der Quotient aus den Jahreskosten der Spurenstoffeliminationsanlage und der mit der pauschalen Spurenstoffeliminationsrate von 80 % multiplizierten Summe aller Zulauf frachten an Spurenstoffen gebildet.

Formel 3

$$\text{spez. Eliminationskosten } (E_{LKAx}) = \frac{\Sigma \text{Jahreskosten}_{KAx}}{\Sigma \text{Zulauf fracht}_{KAx} \cdot \text{Eliminationsrate}}$$

entspricht:

$$E_{LKAx} = \frac{L_{KAx} \cdot E_p}{JK_{KAx}}$$

E_{LKAx}	[€/kg]	spez. Eliminationskosten _{KAx} für die Elimination von einem Kilogramm der Zulauf fracht aus allen 7 Leitparametern einer Kläranlage
$JK_{\Sigma KA}$	[€/a]	Summe der ermittelten Jahreskosten der Spurenstoffeliminationsanlage
$L_{\Sigma KA}$	[kg/a]	Fracht aus allen 7 Leitparametern im Zulauf der Kläranlage
E_p	[%]	Prozentuale Spurenstoffelimination von 80%

Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit werden die mittleren spezifischen Eliminationskosten ins Verhältnis zu den kläranlagenspezifischen Eliminationskosten gesetzt.

Formel 4

$$\text{Wirtschaftlichkeit } (W1) = \frac{\text{mittlere spez. Eliminationskosten}_{L\Sigma KA}}{\text{spez. Eliminationskosten}_{LKAx}}$$

entspricht:

$$W1 = \frac{E_{L\Sigma KA}}{E_{LKAx}}$$

9.3.1.2 Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die Ausbaugröße der Kläranlage

Die Basis der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung bilden die spezifischen Jahreskosten der 4. Reinigungsstufe in Bezug auf die Ausbaugröße (in EW) einer Kläranlage.

Zur Bestimmung der mittleren spezifischen Kosten werden die Jahreskosten aller Spurenstoffeliminationsanlagen zur Summe aller Einwohnerwerte der Kläranlagen ins Verhältnis gesetzt.

Formel 5

$$\text{mittlere spez. Eliminationskosten } (E_{EW\Sigma KA}) = \frac{\Sigma \text{Jahreskosten}_{\Sigma KA}}{\Sigma EW_{\Sigma KA}}$$

entspricht:

$$E_{EW\Sigma KA} = \frac{JK_{\Sigma KA}}{EW_{\Sigma KA}}$$

$E_{EW\Sigma KA}$	[€/EW]	Mittlere spez. Kosten _{EW\Sigma KA} der Spurenstoffelimination bezogen auf die Ausbaugröße (EW) aller Kläranlagen
$JK_{\Sigma KA}$	[€/a]	Summe der ermittelten Jahreskosten aller Spurenstoffeliminationsanlagen
$EW_{\Sigma KA}$	[EW]	EW aller Kläranlagen (EW - Ausbaugröße der Kläranlagen)

Zur Bestimmung der spezifischen Kosten für jede einzelne Kläranlage werden die Jahreskosten der Spurenstoffeliminationsanlage zur Ausbaugröße der Kläranlage in EW ins Verhältnis gesetzt.

Formel 6

$$\text{spez. Eliminationskosten pro EW } (E_{EWKAx}) = \frac{\Sigma \text{Jahreskosten}_{KAx}}{\Sigma EW_{KAx}}$$

entspricht:

$$E_{EWKAx} = \frac{JK_{KAx}}{EW_{KAx}}$$

E_{EWKAx}	[€/EW]	spez. Kosten _{EWKAx} der Spurenstoffelimination EW einer Kläranlage
$JK_{\Sigma KA}$	[€/a]	Summe der ermittelten Jahreskosten der Spurenstoffeliminationsanlage
$EW_{\Sigma KA}$	[EW]	Ausbaugröße der Kläranlage in EW

Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit werden die mittleren spezifischen Eliminationskosten pro EW in das Verhältnis zu den spezifischen Eliminationskosten pro EW der betrachteten Anlage gesetzt.

Formel 7

$$\text{Wirtschaftlichkeit (W2)} = \frac{\text{mittlere spez. Eliminationskosten}_{EW\Sigma KA}}{\text{spez. Eliminationskosten}_{EWKAx}}$$

entspricht:

$$W2 = \frac{E_{EW\Sigma KA}}{E_{EWKAx}}$$

9.3.1.3 Wirtschaftlichkeit der Spurenstoffelimination in Verbindung mit ökologischen Einflussfaktoren

Zu den in Betracht gezogenen ökologischen Einflussfaktoren gehören Strahlwirkung und Wirkungsgrad der Anlage zur Spurenstoffelimination auf die Konzentration im Gewässer.

Strahlwirkung SW:

Die Strahlwirkung (SW) beschreibt das Verhältnis von der Entfernung der Einleitstelle der Kläranlage zur Mündung der Erft in den Rhein LE_{KA} zu der Entfernung von der Quelle bis zur Erft Mündung. Beim GW Flerzheim und der KA Rheinbach werden die Entfernungen von den Einleitstellen in die Swist bis zur Mündung der Erft berücksichtigt.

Formel 8

$$\text{Strahlwirkung (SW)} = \frac{\text{Entfernung Einleitstelle}_{KAx} \text{ zur Mündung des Gewässers}}{\text{Gewässer} - \text{Gesamtlänge}}$$

$$SW = \frac{LE_{KAx}}{LE_G}$$

SW	[-]	Strahlwirkung - Verhältnis der Entfernung zwischen der Einleitstelle der KA und der Gewässermündung zur Gesamtlänge des Gewässers
LE_{KAx}	[km]	Entfernung der Kläranlageeinleitstelle zur Mündung des Gewässers
LE_G	[km]	Entfernung von der Quelle bis zur Mündung

Wirkungsgrad im Gewässer:

Die Wirkung des Ausbaus einer Kläranlage mit einer ca. 80%-igen Spurenstoffeliminationsrate auf die Reduktion der Spurenstoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Kläranlageeinleitung wird als Wirkungsgrad im Gewässer (η_G) bezeichnet.

Formel 9

$$\text{Wirkungsgrad im Gewässer } (\eta_G) = 1 - \frac{\text{Spurenstoffkonz. im Gewässer nach Ausbau der KA}}{\text{Spurenstoffkonz. im Gewässer - IST Zustand}}$$

$$\eta_G = 1 - \frac{C_G}{C_{G-IST}}$$

η_G	[-]	Wirkungsgrad des Ausbaus einer Kläranlage mit ca. 80 % Eliminationsrate auf die Reduktion der Spurenstoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Kläranlageeinleitung (KA_x)
C_G	[µg/L]	Spurenstoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Kläranlage Einleitung (KA_x) nach dem Ausbau der KA mit ca. 80 % Eliminationsrate (Simulation mit dem Stoffstrommodell)
C_{G-IST}	[µg/L]	Spurenstoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Kläranlageeinleitung (KA_x) - IST-Zustand

9.3.2 Wirtschaftlichkeit Spurenstoffelimination unter Betrachtung der ökonomischen und ökologischen Einflussfaktoren

9.3.2.1 Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die eliminierte Spurenstofffracht

Variante 1a:

Wirtschaftlichkeit W1 (ökonomische Betrachtung)

Formel 10

$$W1 = \frac{E_{L\Sigma KAx}}{E_{LKA}}$$

Tabelle 26: Wirtschaftlichkeit W1 (ökonomische Betrachtung)

(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
E_{LKAx}	€/kg	10.753,37	11.104,70	8.649,22	11.789,40	23.759,27	6.816,28	14.786,31	19.610,14	13.949,09
$E_{L\Sigma KA}$	€/kg	10.807,94								
Variante 1a	-	1,01	0,97	1,25	0,92	0,45	1,59	0,73	0,55	0,77

Die geringsten und höchsten ermittelten Wirtschaftlichkeits-Werte betragen zwischen 0,45 und 1,59. Werte unter 0,5 bedeuten, dass die spezifischen Kosten zur Elimination von Spurenstoffen im Vergleich zu den mittleren Kosten mehr als doppelt so hoch sind. Maßnahmen mit vergleichsweise geringen spezifischen Eliminationskosten, d.h. Maßnahmen mit hoher Effizienz, werden für die Gruppenklärwerke in Kessenich und Kenten sowie für die Kläranlage Grevenbroich/Wevelinghoven ermittelt.

Variante 1b :

Wirtschaftlichkeit W1 multipliziert mit SW (ökonomische und ökologische Betrachtung)

Formel 11

$$W1 = \frac{E_{L\Sigma KA}}{E_{LKAx}} \cdot SW$$

Tabelle 27: Wirtschaftlichkeit W1 multipliziert mit SW (ökonomische und ökologische Betrachtung)

(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
Ergebnis V1a	-	1,01	0,97	1,25	0,92	0,45	1,59	0,73	0,55	0,77
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
Variante 1b	-	0,11	0,26	0,47	0,47	0,27	1,10	0,58	0,44	0,58

Wird zusätzlich die Strahlwirkung berücksichtigt, dann sinken die Effizienzwerte von Kläranlagen, die im Unterlauf der Erft angeordnet sind. Das wird insbesondere am Beispiel der Kläranlage Grevenbroich/Wevelinghoven deutlich (ca. -90%). In den Oberlauf einleitende Kläranlagen weisen hingegen ähnliche Wirtschaftlichkeits-Werte wie bei Variante 1a auf (z.B. GW Flerzheim: -20%).

Variante 1c :

Wirtschaftlichkeit W1 multipliziert mit SW und η_G (ökonomische und ökologische Betrachtung)

Formel 12

$$W1 = \frac{E_{L \Sigma KA}}{E_{L KA x}} \cdot (SW + \eta_G)$$

Tabelle 28: Wirtschaftlichkeit W1 multipliziert mit SW und η_G (ökonomische und ökologische Betrachtung)

(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
Ergebnis V1a	-	1,01	0,97	1,25	0,92	0,45	1,59	0,73	0,55	0,77
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η_G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80
Variante 1c	-	0,23	0,37	0,70	0,65	0,33	2,08	1,16	0,88	1,20

Wird im weiteren Schritt die ökologische Bewertung ergänzt, dann steigt die Effizienz von Maßnahmen auf denjenigen Kläranlagen, die in den Oberlauf der Erft einleiten. In diesem Bereich ist die Vorbelastung des Gewässers gering, so dass die Reduktion von Einträgen an Spurenstoffen aus den Kläranlagen zu einer wirksamen Verbesserung im Gewässer führen kann. Für folgende Betriebsstellen wurden hohe Effizienz-Werte ermittelt: GW Kessenich, KA Kirspenich, KA Rheinbach.

9.3.2.2 Wirtschaftlichkeit in Bezug auf die Ausbaugröße der Kläranlage

Varianten 2a:

Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (W2) in Bezug auf die Ausbaugröße der Kläranlage

Formel 13

$$W2 = \frac{E_{EW \Sigma KA}}{E_{EW KA x}}$$

Tabelle 29: Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (W2) in Bezug auf die Ausbaugröße der Kläranlage

(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
$E_{EW KA x}$	€/EW	7,70	6,64	5,47	9,67	9,40	4,16	7,26	7,05	8,85
$E_{EW \Sigma KA}$	€/EW	6,67								
Variante 2a	-	0,87	1,01	1,22	0,69	0,71	1,60	0,92	0,95	0,75

Die einwohnerspezifischen Kosten schwanken zwischen 4,16 €/EW und 9,67 €/EW. Die daraus resultierenden Wirtschaftlichkeits-Werte betragen minimal 0,69 und maximal 1,60. Maßnahmen mit vergleichsweise geringen spezifischen Eliminationskosten, d.h. Maßnahmen mit hoher Effizienz, werden für die Gruppenklärwerke in Kessenich und Kenten sowie für die Kläranlage Kaster ermittelt.

Variante 2b:

Wirtschaftlichkeit W2 multipliziert mit SW (ökonomische und ökologische Betrachtung)

Formel 14

$$W2 = \frac{E_{EW \Sigma KA}}{E_{EW KA x}} \cdot SW$$

Tabelle 30: Wirtschaftlichkeit W2 multipliziert mit SW (ökonomische und ökologische Betrachtung)

(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
Ergebnis V2a	-	0,87	1,01	1,22	0,69	0,71	1,60	0,92	0,95	0,75
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
Variante 2b	-	0,09	0,27	0,45	0,36	0,42	1,11	0,73	0,75	0,56

Wir zusätzlich die Strahlwirkung berücksichtigt entwickeln sich die Wirtschaftlichkeits-Werte analog zu Variante 1b. D.h. insbesondere sinkt der Wirtschaftlichkeits-Wert der Kläranlage Grevenbroich/Wevelinghoven (ca. -90%).

Varianten 2c:

Wirtschaftlichkeit W1 multipliziert mit SW und η_G (ökonomische und ökologische Betrachtung)

Formel 15

$$W2 = \frac{E_{EW \Sigma KA}}{E_{EW KA x}} \cdot (SW + \eta_G)$$

Tabelle 31: Wirtschaftlichkeit W1 multipliziert mit SW und η_G (ökonomische und ökologische Betrachtung)

(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
Ergebnis V2a	-	0,87	1,01	1,22	0,69	0,71	1,60	0,92	0,95	0,75
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η_G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80
Variante 2c	-	0,20	0,38	0,69	0,49	0,52	2,11	1,46	1,51	1,17

Wird im weiteren Schritt die ökologische Bewertung ergänzt, dann steigt die Effizienz von Maßnahmen auf denjenigen Kläranlagen, die in den Oberlauf der Erft einleiten (vgl. Variante 1c). Für folgende Betriebsstellen wurden hohe Effizienz-Werte ermittelt: GW Kessenich, KA Kirspenich, GW Flerzheim, KA Rheinbach.

Von Tabelle 32 bis Tabelle 34 sind die Eingangsdaten und die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zusammengestellt.

Tabelle 32: Grundbemessungsdaten für eine Teil-/ bzw. Vollstrombehandlung

	Einheit	Grevenbroich Wevelingoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
Grundbemessungsdaten:										
Einleitstelle KA	km	11,7	29,0	39,9	55,4	64,0	74,1	84,9	85,2	80,2
Σ Zulauffrachten	kg/a	87,00	49,35	94,91	71,81	12,35	100,59	18,75	29,21	21,40
Σ elim. Zulauffrachten	kg/a	69,60	39,48	75,93	57,45	9,88	80,47	15,00	23,37	17,12
Ausbaugröße KA	EW	97.100,00	66.000,00	120.000,00	70.000,00	25.000,00	132.000,00	27.000,00	65.000,00	27.000,00
Jahreskosten (JK) bei Teilstrom	€/a	748.000,00	438.000,00	656.700,00	677.000,00	235.000,00	549.000,00	196.000,00	458.000,00	239.000,00
Jahreskosten (JK) bei Vollstrom	€/a	1.049.000,00	631.000,00	998.000,00	1.255.000,00	384.000,00	772.000,00	222.000,00	695.000,00	351.000,00
spezifische Jahreskosten (Teilstrom):										
spez. elim. Frachtkosten	€/kg	10.747,13	11.094,56	8.648,72	11.783,84	23.793,08	6.822,06	13.067,24	19.601,49	13.959,43
spez. Ausbau. Kosten	€/EW	7,70	6,64	5,47	9,67	9,40	4,16	7,26	7,05	8,85
spezifische Jahreskosten (Vollstrom):										
spez. elim. Frachtkosten	€/kg	15.071,84	15.983,25	13.143,62	21.844,48	38.878,90	9.593,13	14.800,65	29.744,61	20.501,08
spez. Ausbau. Kosten	€/EW	10,80	9,56	8,32	17,93	15,36	5,85	8,22	10,69	13,00
Faktoren:										
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η _G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80

Tabelle 33: Ergebnisübersicht der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der verschiedenen Varianten für eine Teilstrombehandlung

Variante 1 (W 1)										
(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
E_{LKAx}	€/kg	10.753,37	11.104,70	8.649,22	11.789,40	23.759,27	6.816,28	14.786,31	19.610,14	13.949,09
$E_{L\Sigma KA}$	€/kg	10.807,94								
Variante 1a	-	1,01	0,97	1,25	0,92	0,45	1,59	0,73	0,55	0,77
Ergebnis V1a	-	1,01	0,97	1,25	0,92	0,45	1,59	0,73	0,55	0,77
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
Variante 1b	-	0,11	0,26	0,47	0,47	0,27	1,10	0,58	0,44	0,58
Ergebnis V1a	-	1,01	0,97	1,25	0,92	0,45	1,59	0,73	0,55	0,77
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η_G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80
Variante 1c	-	0,23	0,37	0,70	0,65	0,33	2,08	1,16	0,88	1,20

Variante 2 (W 2)										
(Teilstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
E_{EWKAx}	€/EW	7,70	6,64	5,47	9,67	9,40	4,16	7,26	7,05	8,85
$E_{EW\Sigma KA}$	€/EW	6,67								
Variante 2a	-	0,87	1,01	1,22	0,69	0,71	1,60	0,92	0,95	0,75
Ergebnis V2a	-	0,87	1,01	1,22	0,69	0,71	1,60	0,92	0,95	0,75
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
Variante 2b	-	0,09	0,27	0,45	0,36	0,42	1,11	0,73	0,75	0,56
Ergebnis V2a	-	0,87	1,01	1,22	0,69	0,71	1,60	0,92	0,95	0,75
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η_G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80
Variante 2c	-	0,20	0,38	0,69	0,49	0,52	2,11	1,46	1,51	1,17

Tabelle 34: Ergebnisübersicht der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der verschiedenen Varianten für eine Vollstrombehandlung

Variante 1 (W 1)										
(Vollstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
E _{L KAx}	€/kg	15.071,84	15.983,25	13.143,62	21.844,48	38.878,90	9.593,13	14.800,65	29.744,61	20.501,08
E _{L ΣKA}	€/kg	16.371,46								
Variante 1a	-	1,09	1,02	1,25	0,75	0,42	1,71	1,11	0,55	0,80
Ergebnis V1a	-	1,09	1,02	1,25	0,75	0,42	1,71	1,11	0,55	0,80
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
Variante 1b	-	0,12	0,28	0,46	0,39	0,25	1,18	0,88	0,44	0,60
Ergebnis V1a	-	1,09	1,02	1,25	0,75	0,42	1,71	1,11	0,55	0,80
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η _G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80
Variante 1c	-	0,25	0,39	0,70	0,53	0,31	2,24	1,76	0,88	1,24

Variante 2 (W 2)										
(Vollstrom)	Einheit	Grevenbroich Wevelinghoven	Kaster	Kenten	Köttingen	Weilerswist	Kessenich	Kirspenich	Flerzheim	Rheinbach
E _{EW KAx}	€/EW	10,80	9,56	8,32	17,93	15,36	5,85	8,22	10,69	13,00
E _{EW ΣKA}	€/EW	10,10								
Variante 2a	-	0,94	1,06	1,22	0,56	0,66	1,73	1,23	0,95	0,78
Ergebnis V2a	-	0,94	1,06	1,22	0,56	0,66	1,73	1,23	0,95	0,78
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
Variante 2b	-	0,10	0,29	0,45	0,29	0,39	1,20	0,98	0,75	0,58
Ergebnis V2a	-	0,94	1,06	1,22	0,56	0,66	1,73	1,23	0,95	0,78
SW	-	0,11	0,27	0,37	0,52	0,60	0,69	0,79	0,80	0,75
η _G	-	0,12	0,11	0,19	0,19	0,13	0,62	0,80	0,80	0,80
Variante 2c	-	0,21	0,40	0,68	0,40	0,48	2,27	1,96	1,51	1,20

9.3.2.3 Nutzen-Kosten-Bewertung

Bei ausschließlicher Betrachtung monetärer Einflüsse weisen die Betriebsstellen Grevenbroich, Kenten und Kessenich die höchsten Effizienz-Werte auf. Unwirtschaftlich bleiben die Anlagen ohne Filtration, weil sie höhere spezifische Jahreskosten verursachen.

Unter Berücksichtigung weiterer Einflüsse liefern sowohl die Varianten mit der Bezugsgröße „spezifische Eliminations-Kosten“ (W1) als auch die Varianten mit der Bezugsgröße „Ausbaugröße“ (W2) ausschließlich für das GWK Kessenich eine eindeutige Aussage bzgl. der Effizienz des Ausbaus des Klärwerks mit einer 4. Reinigungsstufe auf. Dies ist damit zu begründen, dass

- sich das GWK Kessenich im Oberlauf der Erft befindet,
- das Klärwerk zu den großen Anlagen des Verbands zählt und
- die Vorbelastung der Erft oberhalb der Einleitstelle des Klärwerks vergleichsweise gering und damit der Reinigungseffekt des GWK hoch ist.

Betrachtet man die weiteren „großen“ Betriebsstellen Grevenbroich, Kaster, Kenten und Köttingen weisen diese aufgrund ihrer Größe ebenfalls hohe Effizienz-Werte bzgl. Variante 1a auf. Infolge der Nähe zur Erftmündung führt die Berücksichtigung der Strahlwirkung (Formel 11) zu einer deutlichen Abnahme der Effizienz bei den Kläranlagen Grevenbroich und Kaster.

Des Weiteren führt die hohe Vorbelastung der Erft dazu, dass diese Anlagen keine hohen Wirkungsgrade in Bezug auf die Stoffkonzentration erzielen (Variante 1c), so dass die Effizienz-Werte nicht wesentlich steigen. Ähnlich verhält es sich bei dem GWK Kenten und der KA Köttingen. Allerdings weisen sie im Vergleich dazu höhere ökologische Faktoren auf, so dass die Effizienz-Werte möglicher Erweiterungsmaßnahmen höher eingestuft werden (Varianten 1c und 2c). Diese Entwicklungen sind damit zu erklären, dass im Modell den ökologischen und ökonomischen Faktoren das gleiche Gewicht zugeteilt wird.

Die Anlagen in Kirspenich Flerzheim und Rheinbach weisen bzgl. der Varianten 1a und 2a keine hohen Effizienz-Werte auf. Infolge ihrer Lage (Oberlauf) ergeben sich aber vergleichsweise hohe ökologische Faktoren, so dass insgesamt hohe Effizienz-Werte der Varianten 1b/c sowie 2b/c berechnet werden. Die KA Flerzheim weist gegenüber der KA Rheinbach höhere Effizienz-Werte bei Ansatz der Bezugsgröße „Ausbaugröße“ auf und ist auf größere frei Kapazitäten zurückzuführen.

Unberücksichtigt bleibt bisher, dass mit der Einleitung des Veybachs in die Erft Schwermetalle aus dem „Burgfeyer Stollen“ eingetragen werden, die die Biozönose und das aquatische Milieu schädigen. Dieser Stoffeintrag in die Erft überprägt die positiven Einflüsse einer Anlage zur Spurenstoffreduktion wesentlich. In dem vorliegenden Modell könnte dies berücksichtigt werden, indem die Flusskilometer zur Beschreibung der Strahlwirkung abgemindert werden bzw. nur die Gewässerabschnitte berücksichtigt werden, wo die Überprägung nicht vorliegt.

Im Ergebnis bedeutet dies, dass lediglich für die GWK Kirspenich und Flerzheim sowie die KA Rheinbach die Maßnahmen zur Spurenstoffreduktion angesetzt werden können.

Sollen weitere Einflüsse berücksichtigt werden, ist die Verwendung eines Scoring-Modells zu empfehlen.

9.4 Scoring-Modell (Ranking)

Das Scoring-Modell oder allgemein genannt die Nutzwertanalyse ist eine weitere Methodik zur Entscheidungsfindung. Diese Analysemethodik dient der rationalen Unterstützung bei nicht wirtschaftlich bewertbaren (nicht-monetären) Prozessen. Es wird untersucht, inwieweit unterschiedliche Projekteinflüsse bestimmte Ziele erfüllen. Dabei können die Einflüsse je nach ihrem Prioritätsgrad gewichtet werden. Das Projekt mit der höchsten Summe aus allen Einflussfaktoren wird bevorzugt bzw. weist in diesem Fall die höchste Effizienz auf.

Im Laufe des Kapitels werden die Einzelschritte zur Erstellung des Scorings-Modells erläutert und dargestellt.

Ziele/ Kriterien

Neben den bereits im mathematischen Modell berücksichtigten Kriterien wie spezifische Kosten, „Strahlwirkung“ SW sowie „Wirkungsgrad im Gewässer“ η_G sind weitere Aspekte von Bedeutung. In Tabelle 35 sind alle im Scoring-Modell berücksichtigten Kriterien aufgelistet und erläutert, welche Fragestellung mit dem Kriterium verbunden ist.

Tabelle 35: Berücksichtigte Kriterien und ihre Bedeutung im Scoring-Modell

Kriterien	Wissenschaftliches Ziel
spez. Jahreskosten (JK) pro Fracht	Wie hoch sind die Kosten für den Betreiber, um 1 kg der anfallenden Spurenstofffracht zu eliminieren?
spez. Jahreskosten (JK) pro Ausbaugröße	Wie hoch sind die spezifischen Kosten einer 4. Reinigungsstufe in Bezug auf die Ausbaugröße?
Strahlwirkung (SW)	Wie groß ist der ökologische Radius der Maßnahme für das Gewässer?
Wirkungsgrad im Gewässer	Wie groß ist der Reinigungseffekt im Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung?
Spurenstoff-Eliminationsrate an der Mündung (SER_G)	Wie groß sind die Auswirkungen auf ein Folgewässer? Wie groß ist der Reinigungseffekt des Gewässers gemessen an der Mündung?
Trinkwasserschutzgebiet (TWZ)	Liegt im Einzugsgebiet der Kläranlage ein Wasserschutzgebiet, das spezielle Anforderungen zum Schutz des Grundwassers stellt?
Wassermengen-Verhältnis (Q_d- Verhältnis; JSM zu MNQ)	Wie hoch ist das Verhältnis zwischen eingeleiteter Wassermenge und Abfluss im Gewässer oberhalb der Einleitstelle?
Sensible Gewässer	Wie ist die Qualitätsanforderung an das Gewässer?
WRRL	Wie ist die Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie?

Gewichtung

Der Hauptfokus des Projektes ist auf die Belastungssituation der Erft gerichtet. Insbesondere auf die Wirkung des Ausbaus einer Kläranlage zur Reduktion der Spurenstoffkonzentration im Gewässer unterhalb der Kläranlageeinleitung. Die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Spurenstoffelimination an der Mündung der Erft in den Rhein werden ebenfalls betrachtet liegen jedoch nicht im Hauptfokus.

Zusätzlich ist die Gewässernutzung zur Gewinnung von Rohwasser zur Aufbereitung von Trinkwasser von Bedeutung. Dabei wird einer Rohwassergewinnung aus der fließenden Welle mit einer Uferfiltration eine wesentlich höhere Bedeutung zugeteilt als einer Rohwassergewinnung aus Grundwasserleitern. Die alleinige Lage von Gewässerabschnitten in Trinkwasserschutzonen erscheint nur von sekundärer Bedeutung, da – nach heutigem Kenntnisstand – nicht eindeutig geklärt ist, ob die Grundwasserleiter unmittelbar von der Erft oder ihrer Nebengewässer beeinflusst werden.

Bewertungsskala

Um das Modell einfach zu strukturieren ist die Bewertungsskala auf einen Bereich zwischen 0 - 2 Punkten begrenzt (Tabelle 36). Dies dient u.a. auch dem Modellvergleich – ist der Mittelwert aus der Summe aller Einflussfaktoren durch die Anzahl der Einflussfaktoren größer als 1, dann ist die Maßnahme als effizient anzusehen (analog zum Nutzen-Kosten-Modell).

Tabelle 36: Bewertungsskalar des Scoring-Modells

Bewertungszahl	Semantik
2	gute ökologische und ökonomische Effizienz
1	neutrale Einstufung
0	schlechte ökologische und ökonomische Effizienz

In nachstehender Tabelle 37 sind die vergebenen Bewertungspunkte und das daraus resultierende Ranking der betrachteten Maßnahmen gegenübergestellt.

Die Kriterien „Trinkwasserschutzgebiet“ und „Sensible Gewässer“ werden durchgehend mit Null bewertet. Bzgl. der Rohwassergewinnung zur Trinkwasseraufbereitung wurden die Hintergründe bereits erläutert (s.o.). Des Weiteren sind im Bereich keine besonders schützenswerte Fischlaich-Bereiche o.ä. vorhanden, die zu einer differenzierten Punktevergabe in Bezug auf „Sensible Gewässer“ erfordern.

Der Schwankungsbereich der Punkt-Summen beträgt zwischen 0,2 Punkten und 1,2 Punkten. Die höchsten Punktzahlen weisen die Gruppenklärwerke Kirspenich, Kessenich und Flerzheim sowie die Kläranlage Rheinbach auf.

Das Ergebnis des Scoring-Modells liefert somit vergleichbare Aussagen wie sie mit dem mathematischen Modell ausgearbeitet wurden. Beide Modellansätze ergeben, dass Maßnahmen auf Kläranlagen im Oberlauf der Erft, auf denen bereits eine Filtrationsstufe vorhanden ist, die höchsten Effizienz-Werte aufweisen.

Hinsichtlich eines Ausbaus des GWK Kessenich muss erneut angemerkt werden, dass eine Reduzierung des Eintrags an Spurenstoffen durch die überprägende Schwermetalleinleitung aus dem Burgveyer Stollen noch nicht berücksichtigt ist. Bei Berücksichtigung dieses Aspektes hätte der Ausbau in Kessenich eine geringere Effizienz.

Tabelle 37: Scoring-Ergebnisse

	Wichtung	Hauptgewässer Erft										Nebengewässer Swist				Hauptgewässer Erft			
		Grevenbroich inkl. Wevelinghoven		Kaster		Kenten		Köttingen		Weilerswist		Flerzheim		Rheinbach		Kessenich		Kirspenich	
		Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte	Punkte	gewichtete Punkte
spez. Kosten Frachtbezogen	0,1	1	0,1	1	0,1	2	0,2	1	0,1	0	0	0	0	1	0,1	2	0,2	0	0
spez. Kosten Ausbaugrößebez.	0,1	1	0,1	0	0	2	0,2	0	0	0	0	1	0,1	1	0,1	2	0,2	0	0
Strahlwirkung	0,1	0	0	0	0	1	0,1	1	0,1	1	0,1	1	0,1	1	0,1	2	0,2	2	0,2
Wirkungsgrad im Gewässer	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,2	2	0,2	2	0,2	2	0,2
Elimination an der Erftmündung	0,1	0	0	1	0,1	2	0,2	2	0,2	0	0	0	0	0	0	2	0,2	0	0
unterhalb BK	0,1	1	0,1	1	0,1	1	0,1	0	0	0	0	2	0,2	2	0,2	0	0	2	0,2
Trinkwasser-Entnahme	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ablaufverhältnis zum Gewässer	0,1	2	0,2	0	0	0	0	1	0,1	1	0,1	2	0,2	2	0,2	2	0,2	2	0,2
sensible Gewässer	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WRRL	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,2	2	0,2	0	0	2	0,2
Summe	1	0,5		0,3		0,8		0,5		0,2		1		1,1		1,2		1	

10 Zusammenfassung, Abschließende Bewertung/ Fazit und weitere Vorgehensweise

In der Politik und der Fachwelt wird seit einigen Jahren über die Notwendigkeit der Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Gewässer diskutiert. Die Diskussion über notwendige und sinnvolle Maßnahmen erfordert bereits zu Beginn die Definition klarer Ziele, um Einigkeit zu erreichen und eine Verbindlichkeit zu erzielen, die eine der tragenden Säulen zur Ausarbeitung eines zielgerichteten Konzepts darstellt. Im Hinblick auf die Ziele kann zwischen

1. der generellen Reduzierung der Frachten an Spurenstoffen,
2. der Einhaltung gesetzlicher Bestimmungen bzw. Einhaltung der Bewertungskriterien oder
3. dem Erreichen des „Guten Zustandes“ oder „Guten ökologischen Potenzials“ nach EU- WRRL

unterschieden werden. Die Ziele können auf unterschiedlichen Wegen erreicht werden und bedingen unterschiedliche Maßnahmen. Um für die Erft Grundlagen für diese Diskussion auszuarbeiten und mögliche Maßnahmen zu entwickeln, wurde ein mehrstufiges Vorgehen entwickelt das sich aus einzelnen Bausteinen zusammensetzt die abschließend in einer Festlegung von weiteren Vorgehensweisen und Prioritäten mündet.

Zu Beginn wurde zur Identifikation der Gewässerbelastung in der Erft ein weitgehendes und detailliertes Analyseprogramm durchgeführt anhand dessen detaillierte Aussagen zu Stoffströmen im gesamten Gewässerverlauf gemacht werden konnten. Damit liegt eine gewässerorientierte Bewertungsgrundlage für die Erft und ihre Nebengewässer vor.

Darauf aufbauend wurde untersucht welche Einflüsse die Einleitungen aus Kläranlagen auf diese Stoffströme haben und welche Einflüsse auf diffuse Einleitungen zurückzuführen sind, z.B. von landwirtschaftlichen Flächen. Da Nebenflüsse der Erft ebenfalls durch Kläranlagen-einleitungen und diffuse Stoffeinträge beeinflusst werden, umfasste das Monitoringprogramm auch die Nebengewässer Swist, Veybach, Rotbach, Neffelbach, Finkelbach, Gillbach und Norfbach, um den derzeitigen Zustand vollständig abbilden zu können.

In einem weiteren Schritt wurden Notwendigkeit und Potenzial von Anlagen zur Reduktion von Spurenstoffen untersucht. Dazu wurden mathematische Modelle verwendet, um die Auswirkungen von Maßnahmen auf das unterhalb der Einleitung liegende Gewässer bewerten zu können. Die Art der geeigneten Maßnahmen wurde vorab für 10 Kläranlagen in Machbarkeitsstudien (Kosten- und Effizienzstudien) ausgearbeitet. Sie liefern neben technische Lösungen auch Ansätze zu Investitions- und Betriebskosten.

Die gewonnen Erkenntnisse wurden anschließend zusammengeführt, um eine ökonomische und ökologische Bewertung der Wirksamkeit und der Sinnfälligkeit der Erweiterung einzelner Kläranlagen um Anlagen zur Spurenstoffelimination durchführen zu können.

Die für die Erft und ihre wichtigsten Nebengewässer ausgearbeiteten Erkenntnisse sind auch vor dem Hintergrund der derzeitigen fachlichen und politischen Diskussion zu sehen. Aus diesem Grund wurde von der PFI Planungsgemeinschaft GmbH & Co. KG eine ergänzende Ausarbeitung/ Expertise erstellt, die als Anlage diesem Abschlussbericht beiliegt (Anlage 1). Insbesondere sind hierin Prognosen zur erwarteten Entwicklung des Arzneimittelverbrauchs – damit zum Eintrag von Spurenstoffen in das häusliche Abwasser – sowie zur Umsetzung einer Spurenstoffstrategie in der Schweiz und Ansätze zur Übertragbarkeit auf Deutschland bzw. die Erftregion gegeben.

10.1 Ergebnisse des Monitorings und Notwendigkeit zur Spurenstoffelimination in der Erftregion

Die Grundlage zur Bewertung des aktuellen Stands sowie des Eliminationspotenzials von Spurenstoffen in der Erft bilden das durchgeführte Monitoring. Innerhalb von 12 Monaten wurden an insgesamt 9 Trocken- und 4 Regenwettertagen die Beprobungen durchgeführt. Die entnommenen Proben wurden auf insgesamt 151 Parameter untersucht, darunter 7 Leitparameter (Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol und Benzotriazol), die die Basisparameter dieser Studie bilden.

Von allen 151 untersuchten Parametern an allen Probenahmestellen lag ein Drittel der Stoffe unter der Bestimmungsgrenze. Ein weiteres Drittel konnte nachgewiesen werden, jedoch waren die Konzentrationen kleiner als die Bewertungskriterien. Nur das letzte Drittel der untersuchten Stoffe wies Konzentrationen oberhalb der Bewertungskriterien auf.

Die größte Nachweishäufigkeit (434 Befunde) wies das Rübenerbizid Chloridazon-Desphenyl auf und lag über dem Bewertungskriterium. Mit fast der gleichen Häufigkeit (424 Befunde) wurde der Leitparameter Diclofenac der Substanzgruppe „Arzneimittelstoffe“ in den Proben nachgewiesen, der ebenfalls Konzentrationen über dem Bewertungskriterium aufwies.

Die für die Bewertung der Mikroschadstoffkonzentrationen in der Erft bestimmten 7 Leitparameter wiesen - mit der Ausnahme von Diclofenac - durchgehend Konzentrationen unter den Bewertungskriterien auf. Beim Parameter Sotalol und Carbamazepin wurden keine Überschreitungen registriert, allerdings lagen die Konzentrationen, im Vergleich zu anderen Stoffen, näher an den festgelegten Bewertungskriterien.

In Bezug auf eine generelle Zielvorgabe zur Reduktion des Eintrags an Spurenstoffen in die Erft weisen 2/3 der untersuchten 151 Parameter ein Potenzial auf - unberücksichtigt bleibt dabei die Herkunft der Mikroschadstoffe. Unter Berücksichtigung des Ziels der Einhaltung von Grenzwerten / Bewertungskriterien reduziert sich die Anzahl an Parametern, die eine „zielbedingte“ Notwendigkeit aufweisen, auf rd. 50. Bei dieser Einstufung bleibt die Herkunft der Mikroschadstoffe weiterhin unberücksichtigt.

10.2 Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Spurenstoffen in die Erft

Allgemein betrachtet erscheinen verschiedene Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Spurenstoffen in Abhängigkeit der Zieldefinition sinnvoll.

Eine „generelle“ Reduktion bedeutet, dass Maßnahmen für ein umfangreiches Parameterspektrum auf einer beliebigen Kläranlage durchzuführen sind. Technisch komplexe Anlagen sind erforderlich, da das große Parameterspektrum – soweit im Abwasser von Kläranlagen vorhanden – verschiedene Technologien zur Elimination erfordert. Der größte Effekt wird auf Kläranlagen mit hohen Stoffeinträgen erzielt. Unberücksichtigt bleibt jedoch die Bewertung des Nutzens einer Maßnahme. Der Nutzen einer Maßnahme ist höher zu bewerten, wenn sich die ökologischen Bedingungen im Gewässer infolge der Umsetzung der Maßnahme derart verbessern, dass Lebewesen nicht mehr (massiv) geschädigt werden. Falls jedoch die Vorbelastung des Gewässers bereits zu massiven Schädigungen führt, weist eine Maßnahme an dieser Stelle einen geringen Nutzen auf.

Vor dem Hintergrund hoher Investitions- und Betriebskosten sowie gleichzeitig einem geringen ökologischen Nutzen ist eine derartige Zieldefinition wenig sinnvoll. Die Beurteilung möglicher Maßnahmen erfolgte in dieser Studie nicht unter Berücksichtigung dieser Zielvorgabe.

Die Identifikation von Maßnahmen mit den Zielvorgaben der Einhaltung gesetzlicher Bestimmungen / Bewertungskriterien oder dem Erreichen des „Guten Zustandes“ oder „Guten ökologischen Potenzials“ nach EU-WRRL erfordert die Ermittlung des Nutzens der Maßnahmen. Die Unterschiede liegen im Wesentlichen darin, dass die Ziele der WRRL nicht allein durch Maßnahmen der Kläranlagen erreicht werden können, sondern übergreifende Maßnahmen erforderlich sind. Im Rahmen der Studie wurde das Ziel der Einhaltung gesetzlicher Bestimmungen / Bewertungskriterien in Bezug auf die 7 Leitparameter angestrebt. Wie bereits erläutert, trat ausschließlich der Stoff Diclofenac in Konzentrationen über dem Bewertungskriterium auf.

Zur Abschätzung der Effizienz ausgewählter Maßnahmen wurden zwei Modelle miteinander verglichen und anhand der gemessenen Konzentrationen auf Plausibilität geprüft. Das DWA-Gewässergütemodell und das Stoffstrommodell wurde nicht nur bzgl. der Abbildungsqualität der Entwicklung der Stoffkonzentrationen des Parameters Diclofenac geprüft, sondern auch noch für die Parameter Carbamazepin, Metoprolol und 1H-Benzotriazol. Die Eignung des Stoffstrommodells zur Abschätzung der Effizienz von Maßnahmen zur Spurenstoffreduktion konnte gezeigt werden.

10.2.1 Abschätzung der Effizienz ausgewählter Maßnahmen

Mit Hilfe des Stoffstrommodells wurden drei Szenarien untersucht:

- Szenario 1: Erweiterung derjenigen Kläranlagen, die unterhalb der Einleitstellen die höchsten Konzentrationsanstiege aufwiesen und im Oberlauf angeordnet sind (KA Kirspenich und GW Kessenich und Kanten)
- Szenario 2: Erweiterung der Kläranlagen, die im Oberlauf angeordnet sind und der Kläranlagen die in das abflussstärkste Nebengewässer der Erft einleiten (KA Kirspenich, Rheinbach, Flerzheim und GW Kessenich)
- Szenario 3: Erweiterung aller in der Studie betrachteten Kläranlagen (10 Stück)

Es wurde eine 80%-Reduktion der Diclofenac-Fracht bezogen auf die Zulauffracht zur Kläranlage angenommen. Bei den Szenarien 1 und 2 wird das Bewertungskriterium von 0,05 µg/l infolge der Umsetzung der Maßnahmen auf einer Länge von etwa 10 km ab der Einleitung der KA Kirspenich unterschritten. Unterhalb der Einleitung des GW Kessenich wird bei beiden Szenarien das Bewertungskriterium überschritten und über den gesamten weiteren Flussverlauf nicht mehr unterschritten. Bei Szenario 3 verläuft die Entwicklung der Konzentrationen ähnlich. Allerdings wird das Bewertungskriterium zusätzlich auf dem Abschnitt nach Wiebacheinleitung und oberhalb der Einleitung der Kläranlage Grevenbroich auf einer Länge von etwa 20 km unterschritten. Die relativen Reduktionsraten an der Erftmündung in den Rhein betragen 29 %, 23 % und 74 %.

Es ist zu berücksichtigen, dass das Simulationsmodell auf konstant bleibenden Zulaufkonzentrationen basiert. Steigerungen der Verbrauchsmengen von Diclofenac bzw. Erhöhungen der Wirkstoffkonzentrationen in den Präparaten führen zu höheren Zulaufkonzentrationen. Für den Nutzen von Erweiterungen von Kläranlagen um Anlagen zur Spurenstoffelimination bedeutet dies, dass bei gleichbleibend angenommener Eliminationsrate von 80 % die Wirkung auf das Gewässer abnimmt, d.h. die Konzentrationen in den Bereichen, in denen das

Bewertungskriterium vorher unterschritten wurde, bei der gesteigerten Belastung überschritten wird.

10.2.2 Nutzen-/ Kostenanalyse

Für alle betrachteten Kläranlagen wurden Nutzen-/ Kostenanalysen bezüglich einer möglichen Erweiterung mit einer 4. Reinigungsstufe durchgeführt. In die Bewertung sind neben ökonomischen Faktoren auch ökologische Parameter eingeflossen. Die wesentlichen Einflussfaktoren wie Investitions- und Betriebskosten wurden im Rahmen der Machbarkeitsstudie für jede Kläranlage ermittelt.

Bei den ökonomischen Faktoren werden die ermittelten Jahreskosten entweder in Bezug zur eliminierten Fracht an Spurenstoffen oder zur Ausbaugröße der Kläranlagen gesetzt. Es handelt sich um zwei getrennte Analysen. Diese spezifischen Kosten (€/kg_{eliminiert} bzw. €/EW) werden sowohl für die Gesamtheit der betrachteten Kläranlagen ermittelt (mittlere spezifische Kosten) als auch für die einzelnen Kläranlagen. Anschließend werden die spezifischen Mittelwerte ins Verhältnis zu den kläranlagenspezifischen Werten gesetzt und bilden die Basis-Maßangaben zur Beurteilung der Effizienz der kläranlagenspezifischen Maßnahmen.

Bei dieser rein monetären Bewertung weisen die Betriebsstellen in Kessenich, Kenten und Kaster hohe Effizienzen auf (unabhängig von der gewählten Bezugsgröße). Anlagen die bisher mit keiner Filtrationsstufe ausgerüstet sind weisen hingegen niedrigere Effizienzen auf, weil sie in Bezug auf die Ausbauszenarien höhere spezifische Jahreskosten verursachen.

Da eine ausschließlich monetäre Bewertung nicht zielführend ist, werden im zweiten Schritt ökologische Faktoren berücksichtigt. Es wird zwischen der Strahlwirkung einer Maßnahme und dem Verhältnis der erzielbaren Spurenstoff-Konzentration im Gewässer im Vergleich zur heutigen unterschieden.

Bei der Strahlwirkung wird die Bedeutung einer Maßnahme für das Einleitgewässer in Abhängigkeit von der Kläranlagen-Lage zum Fließweg zur Mündung bewertet. Maßnahmen auf Kläranlagen im Bereich des Oberlaufs haben eine größere Strahlwirkung als Maßnahmen auf Kläranlagen im Mündungsbereich.

Der konzentrationsbeeinflusste Faktor ermöglicht die Berücksichtigung der Vorbelastung des Gewässers oberhalb der jeweiligen Kläranlageneinleitung. Maßnahmen auf Kläranlagen mit Einleitungen in gering vorbelastete Gewässer weisen höhere Faktoren auf als Maßnahmen auf Kläranlagen, deren Einleitungen zu keiner wesentlichen Konzentrations-Abnahme im Gewässer führen.

Bei dieser erweiterten Analyse werden die hohen Effizienzwerte für das GWK Kessenich bestätigt. Allerdings wird bei dieser Betrachtungsweise die negative Wirkung des Eintrags von Schwermetallen aus dem „Burgfeyer Stollen“ nicht berücksichtigt, die in der Erft die Entwicklungen der Lebewesen unterhalb der Einleitstelle massiv beeinträchtigen. Die für das Gewässer positiven Effekte der Erweiterung des GWK Kessenich mit einer 4. Reinigungsstufe werden unmittelbar überlagert. Berücksichtigt man diesen Effekt, dann weisen die Kläranlagen Kirspenich, Flerzheim und Rheinbach die höchsten Effizienz-Werte auf.

Unabhängig von der Wahl der Basisbezugsgröße werden bei beiden Ansätzen dieselben Kläranlagen mit hohen Effizienzwerten für mögliche Maßnahmen zur Reduktion von Spurenstoffeinleitungen aus Kläranlagen identifiziert. In Einzelfällen treten Veränderungen der Rangfolge auf, die das Gesamtergebnis nicht wesentlich beeinflussen.

Darüber hinaus wird ein entwickeltes Scoring-Modell zur Bewertung möglicher Maßnahmen zur Spurenstoffelimination eingesetzt. In dem Modell werden für jede Kläranlage verschiedene Kriterien betrachtet. In Abhängigkeit davon, ob ein Kriterium für die jeweilige Kläranlage zutrifft werden Punkte vergeben.

In Analogie zum bereits beschriebenen mathematischen Modell werden dieselben ökonomischen und ökologischen Kriterien der spezifischen Kosten ($\text{€/kg}_{\text{eliminiert}}$ und €/EW), der Strahlwirkung und des konzentrationsabhängigen Wirkungsgrads im Gewässer berücksichtigt. Darüber hinaus fließen Kriterien in die Bewertung mit denen berücksichtigt wird,

- ob das Bewertungskriterium unterhalb der Kläranlageneinleitung eingehalten wird,
- wie groß das Verhältnis zwischen eingeleiteter Wassermenge und Abfluss im Gewässer ist,
- ob sich die Einleitung auf die Rohwassernutzung / -aufbereitung einer unterhalb angeordneten Anlage zur Trinkwasseraufbereitung auswirkt,
- ob in ein sensibles Gewässer mit z.B. Fischlaich-Gebiet eingeleitet wird,
- ob die Ziele der WRRL eingehalten bzw. erreicht werden und
- wie sehr eine Maßnahme die Spurenstoffkonzentration an der Erftmündung beeinflusst.

Das Ergebnis dieser Betrachtung ergibt wiederum, dass das GWK Kessenich die höchste Effizienz aufweist. Auf die Problematik der Schwermetallbelastung infolge der Einleitung des „Burgfeyer Stollen“ wurde bereits hingewiesen. Weitere Betriebsstellen mit hohen Effizienzwerten sind die KA Rheinbach und Kirspenich sowie das GWK Flerzheim.

10.3 Übergreifende Maßnahmen zur Zielerreichung

Um das in Kapitel 10 zuletzt genannte Ziel zu erreichen, d.h. den guten Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial der Erft, sind Maßnahmen außerhalb des Einflussbereichs der von Kläranlagen leistbaren Verbesserungen erforderlich. Wesentliche Gründe liegen darin, dass Teile des Einzugsgebietes durch den Braunkohleabbau wesentlich beeinflusst werden. So bestimmen beispielsweise die Sümpfungen des Tagebaus die Durchflussmenge und die Fließgeschwindigkeit in der Erft und in den Nebengewässern. Des Weiteren führt die Absenkung des Grundwasserspiegels dazu, dass wasserarme Nebengewässer zeitweise trockenfallen.

Es sind aber auch anthropogene Einflüsse zu berücksichtigen, die ihren Ursprung in der Vergangenheit haben und sich bis heute auf die Erft auswirken. Im Oberlauf des Veybaches befindet sich die Einleitung schwermetallhaltigen Wassers aus dem Burgfeyer Stollen, einer früheren Bleigewinnungsstätte im Raum Mechernich. Die Einleitung verursacht Schwermetallablagerungen im Veybach, dem Rotbach und der Erft im gesamten Mittel- und Unterlauf. Die Schwermetallablagerungen beeinflussen die ökologische Entwicklung dieser Gewässerabschnitte wesentlich und überlagern die positiven Einflüsse von Maßnahmen zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen.

Zudem wurde in Kapitel 10.1 darauf hingewiesen, dass in den Proben des Monitorings der Stoff Chloridazon-Desphenyl am häufigsten nachgewiesen wurde. Der Eintrag dieses Rübenerbizits erfolgt nahezu vollständig diffus von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität der Einleitungen aus Kläranlagen werden daher diesbezüglich nicht zur Zielerreichung beitragen.

Die aufgezählten anthropogenen Einflüsse, deren Liste noch um weitere Einflüsse wie z.B. Gewässerstruktur, Durchgängigkeit u.a. ergänzt werden kann, führen dazu, dass in absehbarer Zeit der gute Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial der Erft nicht erreichbar sein werden. Erste Maßnahmen zur Zielerreichung werden bereits umgesetzt. So wird seit 2011 in Bergheim der Gewässerabschnitt unterhalb der Sumpfungswassereinleitung gemäß „Perspektivkonzept Erft“ in ca. 20 Abschnitten bis 2045 renaturiert (Koop JHE, 2011).

Damit sich der ökologische Nutzen von Maßnahmen zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen aus Kläranlagen oder Renaturierungen von Gewässerabschnitten einstellen kann, sind sowohl Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Schwermetallen als auch zur Vermeidung des Eintrags von Pestiziden und Herbiziden hinsichtlich der Notwendigkeit als gleich einzustufen.

10.4 Finanzierung von Maßnahmen zur Reduktion des Spurenstoffeintrags aus Kläranlagen

Im Hinblick auf die Frage der Finanzierung von Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Mikroschadstoffen aus Kläranlagen sind folgende Aspekte zu beachten:

- Allen Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Mikroschadstoffen aus Kläranlagen ist gemein, dass mit ihnen hohe Investitionskosten und im Vergleich zu konventionellen Stufen der Abwasserreinigung höhere Betriebskosten (z.B. durch den Verbrauch von Aktivkohle oder dem Energieverbrauch zur Ozon-Erzeugung) verbunden sind.
- Zusätzlich ist zur Erreichung der Ziele die gezielte Erweiterung einzelner Kläranlagen sinnvoll (Anlagen die hohen Nutzen aufweisen).
- Des Weiteren beschränken sich die Auswirkungen der realisierten Maßnahmen nicht nur auf die Gewässer der Betreiber der Anlagen sondern auch auf die Flussgebiete unterhalb der jeweiligen Zuständigkeitsgrenzen.

Somit wird mit der Erweiterung von Abwasserreinigungsanlagen um Anlagen zur Elimination von Spurenstoffen eine Aufgabe erfüllt, die dem Allgemeinwohl dient. Daher ist die Frage zu stellen, ob die Übertragung der Finanzierungsaufgabe der Investitions- und Betriebskosten allein auf die im Einzugsgebiet der Kläranlage mit Anlage zur Spurenstoffelimination sinnvoll ist.

In „Kosten und verursachungsgerechte Finanzierung einer vierten Reinigungsstufe in Kläranlagen – Ökonomische Instrumente zur Reduktion von Arzneimittelrückständen, BDEW, 2018“ wird diese Frage behandelt und es werden drei Finanzierungsmodelle betrachtet.

- **Gebührenzahlermodell:**

Als 0-Modell oder Basismodell wird das bereits angesprochene Finanzierungsmodell betrachtet. Die Finanzierung erfolgt über Abwassergebühren. Nachteilig ist dabei, dass es sich nicht um ein Verursacherprinzip handelt, damit keine Anreize zur Vermeidung des In-Verkehr-Bringens von Mikroschadstoffen beinhaltet und es eine einseitige finanzielle Belastung der Gesellschaft bedeutet. Familien und finanziell Schwache müssen bei diesem Modell einen verhältnismäßig hohen Beitrag leisten.

- Arzneimittelabgaben-Modell:

Für jedes Arzneimittel fiele in Abhängigkeit von der Tagesdosis und der toxischen Wirkung eine Abgabe an. Vorteilhaft ist dabei, dass die Abgabe an der Stelle angreift, die für die Entstehung der Kosten ursächlich ist. Damit ist eine Lenkungswirkung gegeben, die im Idealfall dazu führt, dass bereits bei der Entwicklung / Herstellung von Produkten Umweltauswirkungen und damit verbundene Kosten berücksichtigt werden und damit beispielsweise die Entwicklung biologisch besser abbaubarer Arzneimittel fördert. Verwaltungstechnisch weist dieses Modell einen hohen Aufwand auf, da viele Beteiligte (Hersteller, Handel, Krankenkassen und Patienten) in das Modell eingebunden werden müssen.

- Fondsmodell:

Dieses Modell basiert auf einer freiwilligen Vereinbarung der pharmazeutischen Industrie. Die Hersteller zahlen in Abhängigkeit von der Umweltrelevanz ihrer in Verkehr gebrachten Produktinhaltsstoffe Beiträge in einen Arzneimittelfonds, der zur Finanzierung der Beseitigung der Rückstände aus dem Abwasser genutzt wird. Vorteile dieses Finanzierungsmodells sind neben der Berücksichtigung des Verursacherprinzips auch die damit verbundene Lenkungswirkung und der vergleichsweise geringe Verwaltungsaufwand. Nachteilig ist, dass dieses Modell auf Freiwilligkeit der Pharmaindustrie beruht.

Der Vergleich der Finanzierungsmodelle ergibt, dass

- das Gebührenzahlermodell einfach umzusetzen ist, jedoch sozial ungerecht ist und keine Lenkungsfunktion hat,
- das Arzneiabgaben-Modell infolge des Verursacherprinzips auch eine Lenkungswirkung hat, jedoch wegen der hohen Anzahl an Beteiligten entlang der Wertschöpfungskette mit einem hohen verwaltungstechnischen Aufwand verbunden ist dagegen
- das Fonds-Modell einen vergleichsweise geringen Verwaltungsaufwand aufweist, Lenkungswirkung hat aber auf Freiwilligkeit der Pharmaindustrie beruht.

10.5 Rückschlüsse für die weitere Vorgehensweise

Die umfangreichen Untersuchungen in den Projekten „Spurenstoffagenda Erft“ lassen folgende Rückschlüsse zu:

- Ein flächendeckender Ausbau der untersuchten Kläranlagen ist nicht zu begründen.
- Vor Ausbau von ausgewählten Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe müssen die gesetzlichen Anforderungen in Abhängigkeit der Ziele definiert werden.
- Bei Ausbau einzelner Kläranlagen ist der Fokus auf den Oberlauf der Erft vor Einmündung des Veybachs bzw. auf die Swist zu legen.
- Der Ausbau von Kläranlagen im Teilstrom ist ökonomisch wesentlich effektiver als ein Vollstromverfahren.
- Neben einem möglichen Ausbau von Kläranlagen muss auch das Inverkehrbringen von Spurenstoffen (Arzneimittel, Pflanzen und PBSM und Industriechemikalien) aktiv geregelt werden.

- Damit der Nutzen der Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags von Spurenstoffen aus Kläranlagen in der Erft nicht durch andere Effekte überlagert wird, müssen
 - die Reduzierung von Pflanzenschutzmitteln aber auch Tierarzneimitteln nach gesetzlichen Vorgaben die Projekte und Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft begleiten und
 - kläranlagenunabhängige Einleitungen, die die Ökologie wesentlich beeinträchtigen, beseitigt werden (vgl. Burgfeyer-Stollen).

Vor einem möglichen Ausbau sind zudem weitergehende Erkenntnisse zu den Auswirkungen von Spurenstoffen auf das aquatische Milieu erforderlich. Der Erftverband führt hierzu mit anderen Betreibern und Hochschulen ergänzend das Forschungsvorhaben „Ökologische Auswirkungen von Mikroschadstoffen aus Kläranlagen auf Makrozoobenthosarten“ durch, mit dem insbesondere die Auswirkungen auf Makrozoobenthos untersucht werden. Mit abschließenden Ergebnissen ist nach dreijähriger Projektzeit im Frühjahr 2019 zu rechnen.

Darüber hinaus wird ein weiteres Forschungsprojekt des Erftverbandes und einer Hochschule bearbeitet. Darin werden Einleitungen von Spurenstoffen und Nährstoffen aus Drainageleitungen landwirtschaftlicher Flächen (Projekt „Agrodifus“) untersucht. Liegen Erkenntnisse auch aus diesen Projekten vor, ist das weitere Vorgehen festzulegen.

11 Projektbearbeitung

Bergheim, im Oktober 2018

Dr.-Ing. Kinga Drensla	
------------------------	--

M.Sc. Luk Beyerle	
Dipl.-Ing. Christoph Brepols	
Dipl.-Geoökol. Andrea Brunsch	
Dipl.-Ing. Stefan Grinwis	
Dr. Michael Trimborn	
B. Eng. Niklas Wachendorf	

Prof. Dipl.-Ing. Dipl.-Wirt. Ing. Heinrich Schäfer	
-------------------------------------------------------	--

12 Literatur

- [1] Joss u. a. 2008. Joss A. und Ternes T. .Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances : The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management. London, IWA Publ.
- [2] Die Zeit. 2018. „Umweltverschmutzung: Mikroplastik schwimmt in allen deutschen Gewässern“, 15. März 2018, Abschn. Wissen. <https://www.zeit.de/wissen/umwelt/2018-03/umweltverschmutzung-mikroplastik-kunststoffe-wasser-studie>.
- [3] NDR. o.J.. „Plastik in der Schlei: Streit um Verantwortung“. Zugegriffen 26. April 2018. [/nachrichten/schleswig-holstein/Plastik-in-der-Schlei-Streit-um-Verantwortung,plastik192.html](http://nachrichten/schleswig-holstein/Plastik-in-der-Schlei-Streit-um-Verantwortung,plastik192.html).
- [4] Rundschau. o.J.. „Umwelt: Plaste im Fluss“. Frankfurter Rundschau. Zugegriffen 26. April 2018. <http://www.fr.de/wirtschaft/umwelt-plaste-im-fluss-a-1471855>. Frankfurter.
- [5] tagesschau.de. o.J.. „Gefährliche Keime in Gewässern entdeckt“. tagesschau.de. Zugegriffen 26. April 2018. <https://www.tagesschau.de/inland/keime-103.html>.
- [6] Erftverband. 2004. „Optimierung einer Belebungsanlage mit Membranfiltration (Kläranlage Rödingen)“. Technical report 1–3. Bergheim / Erft: Erftverband.
- [7] Brepols. 2010. Brepols, C. . Operating Large Scale Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment. London: IWA Publishing.
- [8] Brepols. 2013. „Nachrüstung einer Faulungsanlage auf der MBA Nordkanal - Zwischenergebnisse“. In 10. Aachener Tagung Wasser und Membranen. Aachen: Aachener Verfahrenstechnik, RWTH Aachen.
- [9] K. Drensla und A. Janot . 2017. „Neue Kenndaten einer Membrananlage als Bilanz des progressiven Betriebs und technischer Entwicklung“. In Wassertechnologie in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. Aachen.
- [10] Mertens . 2012. Mertens, Michel F., Christoffels E., Schreiber C. und Kistemann T. . „Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf“. Korrespondenz Abwasser Abfall, GFA, Hennef. http://www.bueroberg.com/newsletter/ka_122012_RBF_Altendorf.pdf.
- [11] Christoffels . 2016. Christoffels E.,Brunsch A., Wunderlich-Pfeiffer J. , und Mertens F. M. . „Monitoring Micropollutants in the Swist River Basin“. Water Science and Technology 74 (10): 2280–96. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.392>.
- [12] Brunsch . 2018. Brunsch A. , L. ter Laak T. , Rijnaarts H. und Christoffels E. . „Pharmaceutical Concentration Variability at Sewage Treatment Plant Outlets Dominated by Hydrology and Other Factors“. Environmental Pollution 235 (April): 615–24. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.116>.
- [13] C. Schreiber. 2015. Schreiber C. , Zacharias N. . „Fünfzehn Jahre transdisziplinäre Forschung zur Gewässerhygiene im Einzugsgebiet der Swist“. KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft, Nr. 10 (Oktober): 606–612. <https://doi.org/10.3243/kwe2015.10.001>.
- [14] MKULNV. o. J.. Unsere Wasser, unsere Gewässer in NRW, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW)
- [15] MKULNV. o. J.. Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas (Entwurf), Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW)
www.umwelt.nrw.de/landwirtschaft/nrw_programmpoststelle@mkulnv.nrw.de

- [16] Erftverband. 2018. Jahresbericht 2017. https://www.erftverband.de/wp-content/uploads/2018/05/ev_jahresbericht-2017_web_kap-2.pdf.
- [17] Simon. 2014. Simon S. Vernässungsprobleme durch hohe Grundwasserstände und Wiederanstieg des Grundwassers im Rheinischen Braunkohlenrevier. Wasser und Abfall, /8 2014, S. 52-56.
- [18] Berkenbusch. 1971. zitiert nach: Gattke C. , Scholten A. , Bangel H. (2015). "Umsetzung der EG-WRRRL unter veränderlichen wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen – die Erft-Verlegung in Bergheim als erste Maßnahme des Perspektivkonzepts Untere Erft" in Forum für Hydrologie
- [19] Forum für Hydrologie. 2015. Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA, Hrsg. 2015. „Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement Prozesse|Methoden|Konzepte, Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn“, März. <https://doi.org/10.14617/for.hydrol.was.bew.35.15>.
- [20] Perspektivkonzept 2045. 2013. Bucher B. . https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/06_vortrag_umsetzung_des_perspektivkonzeptes_dr_bucher_erftverband.pdf
- [21] Kern & Hoevel. 2011. KERN U. & HOEVEL H. .Die Umgestaltung der Erft – ein Generationenprojekt im Rheinischen Braunkohlenrevier. In: BLÖSCHL G. & MERZ R. (Hrsg.): Hydrologie & Wasserwirtschaft - von der Theorie zur Praxis. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 30.11. S. 245-251.
- [22] Ratiopharm. 2018. Medizinisch-wissenschaftliche Anfragen zu ratiopharm Produkten. <https://www.ratiopharm.de/>
- [23] G. Nentwig . 2004. Nentwig G. , Oetken M. , Oehlmann J. . Effects of Pharmaceuticals on Aquatic Invertebrates — The Example of Carbamazepine and Clofibric Acid. In: Kümmerer K. (eds) Pharmaceuticals in the Environment. Springer, Berlin, Heidelberg.
- [24] B. Kuch . 2003. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart. Kuch B. , Schneider C. , Metzger W. . 10 2003. „Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt“.
- [25] Arzneiverordnung-Report . 2017. Pressekonferenz zum Arzneiverordnungs-Report. Arzneimittelkommission der deutschen Ärzteschaft (AkdÄ) und Wissenschaftliches Institut der AOK (WIdO). https://www.wido.de/fileadmin/wido/downloads/pdf_arzneimittel/wido_arz_avr2017_pressemappe_1017.pdf
- [26] WIdO. 2017. GKV-Arzneimittelindex im Wissenschaftlichen Institut der AOK. Angefragte Datei: „Fertigarzneimittel, von niedergelassenen Ärzten ambulant verordnet und über öffentliche Apotheken zu Lasten der gesetzlichen Krankenversicherung (GKV) abgegeben“. <https://www.wido.de/gkv-arzneimittelind.html>.
- [27] LUA. 2002. Landesumweltamt Brandenburg (LUA). Band 39– Ökotoxikologische Bewertung von Human Arzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. <https://ifu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/luab39.pdf>.
- [28] BLAC. 2003. Freie und Hansestadt Hamburg Behörde für Umwelt und Gesundheit Institut für Hygiene und Umwelt im Auftrag des Bund/Länderausschusses für Chemikaliensicherheit (BLAC). „Arzneimittel in der Umwelt Auswertung der Untersuchungsergebnisse“. http://www.bund-lemgo.de/download/Arzneimittel_in_der_Umwelt-Auswertung_der_Untersuchungsergebnisse-BLAC.pdf.
- [29] LFU. o. J.. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LFU). „Arzneimittelwirkstoffe und deren Metaboli-

- ten: Belastungen des Wasserkreislaufs und Möglichkeiten der Vermeidung“. https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/arzneimittelwirkstoffe/faq/index.html.
- [30] IWW. 2018. <https://www.iww.de/gesundheitsberufe>
- [31] PubChem. 2018. Kim S. , Thiessen PA. , Bolton E.E. , Chen J. , Fu G. , Gindulyte A. , Han L. , He J. , He S. , Shoemaker BA. , Wang J. , Yu B. , Zhang J. , Bryant SH. . Pub-Chem Substance and Compound databases. Nucleic Acids Res. 2016 Jan 4; 44(D1):D1202-13. Epub 2015 Sep 22 [PubMed PMID: 26400175] doi: 10.1093/nar/gkv951.
- [32] BASICS. 2010. Meyer S. . Chemie. ISBN: 9783437426667
- [33] Kümmerer. 2008. Chemosphere. Kümmerer K. . “Antibiotics in the aquatic environment”. https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779580650433/Kummerer_Antibiotics-environ-I_Chemosphere_2009.pdf.
- [34] Baumgart & Benstetter . 2015. Baumgart W. . „Das durch Diclofenac verursachte Geiersterben in Indien“, Deutsches Tierärzteblatt, 65 (3) und Benstetter, Monika. „European Medicines Agency - News and Events - Diclofenac use in animals poses a risk to European vultures“. Zugegriffen 2. August 2018. http://www.ema.europa.eu/ema/index.jsp?curl=pages/news_and_events/news/2014/12/news_detail_002233.jsp&mid=WC0b01ac058004d5c1.
- [35] Benstetter. 2014. EUROPEAN MEDICIENS AGENNCY. Benstetter M. . “Diclofenac use in animals poses a risk to European vultures”. http://www.ema.europa.eu/ema/index.jsp?curl=pages/news_and_events/news/2014/12/news_detail_002233.jsp&mid=WC0b01ac058004d5c1.
- [36] UBA. 2017. „Chemikalienwirkungen“. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/chemikalienwirkungen#textpart-7>.
- [37] SRU. 2007. Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU). „Arzneimittel in der Umwelt“. https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/04_Stellungnahmen/2007_Stellung_Arzneimittel_in_der_Umwelt.html.
- [38] UBA. 2011. Bergmann A. , Fohrmann R. , Weber F. A. . „Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln“.
- [39] LANUV NRW. 2007. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nord rhein-Westfalen, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW). „Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt –Literatur studie“.
- [40] Hernando. 2004. Hernando M. D. , Petrovic M. , Fernandez-Alba A. R. , Barcelo D. . Analysis by liquid chromatography-electrospray ionization tandem mass spectrometry and acute toxicity evaluation for b-blockers and liquid-regulating agents in wastewater samples
- [41] HEXAL. 2018. Medienkontakt. www.hexal.de/presse/pressekontakt/pressekontakt.php
- [42] Öko-Institut e. V.. 2012. "Untersuchung der Einsatzmengen von schwer abbaubaren organischen Inhaltsstoffen in Wasch- und Reinigungsmitteln im Vergleich zum Einsatz dieser Stoffe in anderen Branchen im Hinblick auf den Nutzen einer Substitution". Abschlussbericht für das Umweltbundesamt, Förderkennzeichen (UFOPLAN) FKZ 3709 65 430
- [43] David A. Pillard u. a.. 2000. Pillard D. A. , Cornell J. S. , Dufresne D. L. , Hernandez M. T. . Toxicity of Benzotriazole und Benzotriazol Derivatives to three aquatic species
- [44] UBA. 2014. „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378>

[/publikationen/texte_85_2014_massnahmen_zur_verminderung_des_eintrages_von_mikroschadstoffen_in_die_gewaesser_0.pdf](#).

- [45] DIN 38407-36. 2014. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-Abwasser- und Schlammuntersuchung – Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) – Teil 36: Bestimmung ausgewählter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und anderer organischer Stoffe in Wasser – Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS bzw. –HRMS) nach Direktinjektion (F36)
- [46] DIN EN ISO 15913:2003. 2003. Bestimmung von ausgewählten Phenoxyalkancarbonsäure-Herbiziden, einschließlich Bentazon und Hydroxynitrilen mittels Gaschromatographie und massenspektrometrischer Detektion nach Fest-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung (F20).
- [47] UBA. 2015. "Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge".
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/organische_mikroverunreinigungen_in_gewassern_vierte_reinigungsstufe_0.pdf.
- [48] Joss & Ternes. 2008. Joss A. , und Ternes T. . Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances : The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management. London: IWA Publ.
- [49] Ternes, Joss und Oehlmann. 2015. Ternes T. , Joss A. , Oehlmann J. . „Occurrence, Fate, Removal and Assessment of Emerging Contaminants in Water in the Water Cycle (from Wastewater to Drinking Water)“. Water Research 72 (April): 1–2.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.055>.
- [50] Falås u. a. . 2016. Falås, Per, Wick A. , Castronovo S. , Habermacher J. , Ternes T. A., Joss A. . „Tracing the Limits of Organic Micropollutant Removal in Biological Wastewater Treatment“. Water Research 95 (Mai): 240–49.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.009>.
- [51] KOM-M NRW. 2018. KOM-M NRW. „Das Kompetenzzentrum“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/das-kompetenzzentrum/>.
- [52] Kompetenzzentrum Spurenstoffe. o. J.. „Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg“. <http://www.koms-bw.de/>.
- [53] MICROPOLL. o. J.. <https://www.micropoll.ch/anlagen-projekte>.
- [54] ARGE. 2016. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, 2. Auflage“. Herausgegeben von KOM-M NRW. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln.
- [55] Beporls u.a.. 2017. Brepols C. , Drensla K. , Janot A. , Beyerle L. , und Schäfer H. . 2017. „Future Perspectives for MBR Applications at the Erftverband“. In Frontiers in Wastewater Treatment and Modelling FICWTM 2017, herausgegeben von Giorgio Mannina. Springer.
- [56] Sperlich. 2016. Sperlich A. , Gnirß R. . „Forschungsergebnisse zur weitergehenden Abwasserreinigung (Teil 2)“. WWT wasserwirtschaft wassertechnik, Juni.
<http://www.wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt0616-aw-gnirss-t2.pdf>.
- [57] Müller. 2001. S. ATV Gewässergütemodell - Beschreibung der Modellbausteine. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

- [58] . 2005. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen und dem Erftverband (Hrsg.). „Konzept zur WRRL-konformen Umgestaltung der Erft.
- [59] . 2014. „Einleitung von Sumpfungs- und Grubenwasser des Tagebaus Hambach bei Thorr, Bohlendorf und Paffendorf in der Erft - Begutachtung möglicher Umweltauswirkungen“.
- [60] Christoffels, E. 2001. Ein Instrument zur Unterstützung wasserwirtschaftlicher Planungsaufgaben am Beispiel der Erft: ATV-DVWK-Gewässergütemodell. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48, Nr. 7.
- [61] Letzel u. a.. 2007. Letzel M. , Kaul U. , Forstner S. , Schüssler W. , Metzner G. , Knopp D. , Letzel T. . Arzneimittel im Gewässer – Bilanzierung der Belastung am Beispiel des Schmerzmittels Diclofenac. Mitt. Umweltchem. Ökotox. 13, Nr.1, 3-6.
- [62] Clara M. u. a.. 2004. Clara M. , Strenn B. , Kreuzinger N. . Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. Wat. Res. 38, 947-954.
- [63] Kunkel u. a.. 2012. Kunkel U. , Radke M. . Fate of pharmaceuticals in rivers: Deriving a benchmark dataset at favorable attenuation conditions. Water research 46, 5551-5565.
- [64] Buser u. a.. 1998. Buser H.-R. , Poiger T. , Müller M. D. . Occurrence and Fate of the Pharmaceutical Drug Diclofenac in Surface Waters: Rapid Photodegradation in a Lake. Environ. Sci. Technol. 32, 3449-3455.
- [65] Liu u. a.. 2013. Liu Y.-S. , Ying G.-G. , Shareef A. , Kookana R. S. . Biodegradation of three selected benzotriazoles in aquifer materials under aerobic and anaerobic conditions. J. Contam. Hydrol. 151, 131-139.
- [66] Andreozzi u. a.. 1998. Andreozzi R. , Caprio V. , Insola A. , Longo G. . Photochemical degradation of benzotriazole in aqueous solution. J. Chem. Technol. Biotechnol. 73, 93-98.
- [67] Borowska u. a.. 2016. Borowska E. , Felis E. , Kalka J. . Oxidation of benzotriazole and benzothiazole in photochemical processes: Kinetics and formation of transformation products. Chem. Eng. J. 304, 852-863.
- [68] Liu u. a.. 2007. Liu Q.-T. , Williams H. E. . Kinetics and degradation products for direct photolysis of β -Blockers in water. Environ. Sci. Technol. 41, 803-810.
- [69] NORMAN. 2018. Ms.Valeria DULIO. Executive Secretary of the NORMAN network INERIS. Direction Scientifique.
- [70] Chemicalize. 2018. Privaterzugriff. <https://chemicalize.com/>.
- [71] Spektrum. 1999. Spektrum Akademischer Verlag. "Biotransformation". <https://www.spektrum.de/lexikon/biochemie/biotransformation/837>.
- [72] Biologie. 2018. Biologie-Seite. Biotransformation. <https://www.biologie-seite.de/Biologie/Biotransformation>.
- [73] Universität Bremen. 2018. Universität Bremen. Fachgebiet Umweltverfahrenstechnik. "Direkteinleiter". <http://www.wasser-wissen.de/diverse/impressum.htm>.
- [74] WS EU SW. 2016. Wasserversorgungsverband Euskirchen-Swisttal.Wasserwerk Arloff. http://www.wasser-eu-sw.de/allg_wv_trink_arloff.html.
- [75] P & G. 2018. Peter Greven GmbH & Co. KG. "Produkte & Anwendungen". <https://www.peter-greven.de/>.

- [76] Martinswerk. 2018. J.M. Huber Corporation. Martinswerk GmbH. www.martinswerk.de/.
- [77] MAGS. 2018. Krankenhausdatenbank in NRW. <https://www.mags.nrw/krankenhausdatenbank>.
- [78] Erftverband, intern. 2017. Veranlagung angeschlossene Einwohner an Kläranlagen des Erftverbands 2018.
- [79] Destatis. 2016. Krankenhausbetten: Deutschland hat das dichteste Versorgungsnetz der EU. <https://www.destatis.de/Europa/DE/Thema/BevoelkerungSoziales/Gesundheit/Krankenhausbetten.html>.
- [80] Statistisches Bundesamt. 2015. Pflegestatistik - Pflege im Rahmen der Pflegeversicherung - Deutschlandergebnisse. <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Gesundheit/Pflege/PflegeDeutschlandergebnisse.html>.
- [81] Landwirtschaftskammer NRW. 2017. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen. Jürgen Boerman, Ute Bodin, Ulrike Lemke. 2017. „Zahlen zur Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen“. <http://www.landwirtschaftskammer-nrw.de/wir/pdf/zahlen-landwirtschaft.pdf>.
- [82] UBA. 2012. Fraunhofer IME "Biozid-Monitoring 3". https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/dokumente/dokument_uba-gutachten_-_monitoring_biozide.pdf.
- [83] BvL. 2016. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit. „Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln mit Isoproturon und Triasulfuron werden zum 30.09.2016 widerrufen“. https://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/06_Fachmeldungen/2016/2016_06_22_Fa_Widerruf_Isoproturon_Triasulfuron.html.
- [84] LAWA. 2018. [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorben/LAWA/Vorben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewae sser/O_5.07/L18_db_Flufenacet_Datenblatt_UQN-Vorschlag_100315.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewae sser/O_5.07/L18_db_Flufenacet_Datenblatt_UQN-Vorschlag_100315.pdf).
- [85] UBA. 2015. UBA, 2015a: position // märz 2015, Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge.
- [86] UBA. 2015. UBA 2015b: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit Forschungskennzahl 3712 21 225 UBA-FB 002037, Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, ISSN 1862-4804.
- [87] UBA. 2009. Umweltbundesamt, Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf, Forschungskennzahl 206 61 202, UBA-FB 001513, <http://www.uba.de/uba-info-medien/4149.html>.
- [88] UBA. 2016. <https://www.umweltbundesamt.de/1h-benzotriazol>.
- [89] DVGW. 2014. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches. „Arbeitsblatt W 239-2011-03 Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle“. DVGW.
- [90] Öko-Institut. 2012. Groß R. , Leisewitz A. , Moch K. . „Untersuchung der Einsatzmengen von schwer abbaubaren organischen Inhaltsstoffen in Wasch- und Reinigungsmitteln im Vergleich zum Einsatz dieser Stoffe in anderen Branchen im Hinblick auf den Nutzen einer Substitution“. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Forschungsdaten/bank/fkz_3709_65_430_wasch_und_reinigungsmittel_bf.pdf.

- [91] Hauthal. 2007. Zitiert nach Ökoinstitut, 2012 - keine eigenständig zitierte Quelle.
- [92] Henning. 2006. Zitiert nach Ökoinstitut, 2012 - keine eigenständig zitierte Quelle.
- [93] IHO. 2010. Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz, Zitiert nach Ökoinstitut, 2012 - keine eigenständig zitierte Quelle.
- [94] IKW. 2010. Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V., Zitiert nach Ökoinstitut, 2012 - keine eigenständig zitierte Quelle.
- [95] BVL. 2012. PSM-Zulassungsbericht (Registration Report) Rebell Ultra 006983-00/00 Wirkstoff(e). Stand: 2012-02-28 SVA am 2012-03-14 Lfd.Nr.: 25. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Braunschweig.
- [96] BVL. 2012. BVL - Online Datenbank für zugelassene Pflanzenschutzmittel .
https://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/01_OnlineDatenbank/psm_onlineDB_node.html.
- [97] WVZ. 2018. Wirtschaftliche Vereinigung Zucker e.V., <http://www.zuckerverbaende.de/zuckermarkt/zahlen-und-fakten/zuckermarkt-deutschland/standorte.html>.
- [98] P&L. 2018. Pfeifer&Langen.<https://www.diamant-zucker.de/unternehmen/standorte/>.
- [99] K. Wübbenhorst. 2018. Gabler Wirtschaftslexikon. Wübbenhorst K. . „Nutzwertanalyse-Ausführliche Definition“.
<https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/nutzwertanalyse-42926>.
- [100] Koop JHE. 2011. Koop JHE. Winkelmann C. , Becker J. , Hellmann C. , Ortman C. . Physiological indicators of fitness in benthic invertebrates: a useful measure for ecological health assessment and experimental ecology. Aquatic Ecology 45, 547-559.
- [101] Zukunftsinstitut. o.J.. <https://www.zukunftsinstitut.de/dossier/megatrend-gesundheit/>.
- [102] Akdae. 2018. <https://www.akdae.de/Fortbildung/Vortraege/TS/2018/Neue-Arzneimittel.pdf>
- [103] deutsche-apotheker-zeitung. 2017. <https://www.deutsche-apotheker-zeitung.de/news/artikel/2017/01/24/sehen-aus-wie-arzneimittel-sind-aber-keine>.
- [104] Verbraucherzentrale NRW. o. J.. <https://www.verbraucherzentrale.nrw/aktuelle-meldungen/lebensmittel/endlich-klartext-bei-nahrungsergaenzungsmitteln-13409>.
- [105] Handelsblatt. o.J.. <https://www.handelsblatt.com/technik/medizin/nahrungsergaenzungsmittel-das-grosse-geschaefit-mit-den-wellness-pillen/19629022.html?ticket=ST-145908-96KtZGoaBqUPRVd2UjSR-ap3> .
- [106] BLL-AK-NEM. 2014. BLL-AK-NEM-Absatz-Nahrungsergaenzungsmittel-Grafiken.pdf. Pressemitteilung vom 18.12.2014.
- [107] ABDA. 2016. https://www.abda.de/fileadmin/assets/Pressetermine/2016/TdA_2016/ABDA_ZDF_2016_Brosch.pdf .
- [108] Statista. o.J.. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/660571/umfrage/pro-kopf-arzneimittelverbrauch-von-gkv-versicherten-in-deutschland-nach-alter/> .
- [109] Kassenärztliche Bundesvereinigung. o.J.. "Warum gehen Patienten zum Arzt".
<https://www.presseportal.de/pm/34021/3446781> .
- [110] UBA. 2010. Hillenbrand T. , Hiessl H. . Texte 36/2010 des Umweltbundesamtes „Demografischer Wandel als Herausforderung für die Sicherung und Entwicklung einer kosten- und ressourceneffizienten Abwasserinfrastruktur.
- [111] EAWAQ. o.J.. <https://www.eawag.ch/de/abteilung/eng/projekte/abwasser/strategie-micropoll/>.

- [112] Bundesamt für Umwelt (BAFU). 2012. Schärer M. . "Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser".
- [113] Chemisches Kolloquium BfG. 2011. - aktuelle politische Entwicklungen in der Schweiz
- [114] Eawag. 2017. Jahresbericht, Mikroverunreinigungen stressen Gewässerorganismen, S. 17.
- [115] micropoll. o.J.. <https://www.micropoll.ch/faq/finanzierung-der-massnahmen/>
- [116] ESSENER TAGUNG. 2018. Wagner J. . "Die Spurenstoffstrategie – Vorstellung des Policy Papers aus dem Stakeholder-Dialog und geplante Schritte zu seiner Umsetzung". 51. ESSENER TAGUNG für Wasserwirtschaft, 14. Bis 16. März 2018, Essen.
- [117] Fachtagung. 2018. Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern. "Belastungen – Minderungsstrategien – Maßnahmen – Fachtagung mit begleitender Ausstellung". Ermittlung vom 18. und 19.06.2018, Rheinterrasse Düsseldorf.
- [118] Wismarer Tag der Wasserwirtschaft. 2018. Beier S. , Metzger S. , Keyzers C. , Klümper C. . "Herausforderungen bei der gutachterlichen Bewertung der Elimination von Mikroverunreinigungen aus Trink- und Abwasser" . 18. 23.05.2018, Wismar.
- [119] Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. 2018. Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg. "Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination". https://koms-bw.de/cms/content/media/KomS_Handlungsempfehlung_2018.pdf .
- [120] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. 2016. "Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination". 2. überarbeitete und erweiterte Auflage.https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Broschueren_PDFs_und_Titel_JPGs/Anleitung_Planung_Dimensionierung_11_2016.pdf
- [121] Bundesregierung. 2018. Ein neuer Aufbruch für Europa - Eine neue Dynamik für Deutschland - Ein neuer Zusammenhalt für unser Land. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD. 19. Legislaturperiode.https://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/2018/03/2018-03-14-koalitionsvertrag.pdf;jsessionid=795EBED11179FB8932910ED1B292D782.s5t2?__blob=publicationFile&v=6 .
- [122] UBA. 2018. Pressemitteilung „UBA stellt Empfehlungen gegen Mikroverunreinigungen in Gewässern vor - Vorsorgen statt sanieren, um Altlasten in Zukunft zu vermeiden. <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/uba-stellt-empfehlungen-gegen-mikroverunreinigungen>.
- [123] masterplan-wasser.nrw. 2015. Herbst H. ." Kosten der Elimination von Mikroschadstoffen und mögliche Finanzierungsansätze". https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Aktuell/Veranstaltungsdokumentation/Arzneimittel_Mikroschadstoffe_am_11.11.2015/12_151110_Herbst.pdf .
- [124] Centrecotox. 2012. Götz C. , Bergmann S. , Ort C. , Singer H. , Kase R. . "Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen". Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. http://www.centrecotox.ch/media/2226/2012_goetz_nrw_stoffflussmodell.pdf .
- [125] BT. 2018. Stellungnahme zur Anhörung des Umweltausschusses im Deutschen Bundestag am 13.06.2018 zum Antrag der Abgeordneten Dr. Bettina Hoffmann, Lisa

Badum, Dr. Kirsten Kappert-Gonther, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN „Unser Wasser vor multiresistenten Keimen schützen“, BT-Drucksache 19/1159.

[126] Erftverband. 2014. Broschüre: Wasserwirtschaft für unsere Region. „Der Erftverband stellt sich vor“.

[127] Erftverband. 2013. Reisen in die Heimat: Erftregion. „Wasser Landschaften entlang der Erft – 54 interessante Ziele von der Quelle bis zur Mündung“.

[128]. 2009. Erftverband. Festschrift "Wasserwirtschaft für unsere Region". 150 Jahre Erftverband - 50 Jahre Sondergesetzlicher Wasserverband.

[129]. 2018. BDEW. Kosten und verursachungsgerechte Finanzierung einer vierten Reinigungsstufe in Kläranlagen – Ökonomische Instrumente zur Reduktion von Arzneimittelrückständen

13 Anlagen