



EGLV

Lippeverband

Abschlussbericht

Spurenstoffe in der Lippe:

Situationsanalyse der Gesamtemissionen und
Szenarienbetrachtung zur Reduktion der
Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet
für die Bereiche der Bezirksregierungen
Arnsberg, Münster und Düsseldorf

Gefördert durch das

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

Vertreten durch die Bezirksregierung Arnsberg
Aktenzeichen: 54.20.80-003/2017-002

Essen, Juni 2021

Abschlussbericht

Spurenstoffe in der Lippe:

**Situationsanalyse der Gesamtemissionen und
Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen
im Lippeverbandsgebiet**

***Für die Bereiche der Bezirksregierungen Arnsberg, Münster und
Düsseldorf***

Gefördert durch das

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

Vertreten durch die Bezirksregierung Arnsberg

Aktenzeichen: 54.20.80-003/2017-002

Lippeverband, Juni 2021

Zitiervorschlag: Lippeverband (2021): Spurenstoffe in der Lippe - Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet Gefördert durch das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, vertreten durch die Bezirksregierung Arnsberg; Förderkennzeichen: 54.20.80-003/2017-002

Gesamtzuwendungsempfänger:



Lippeverband

Lippeverband
Kronprinzenstraße 24
45128 Essen

Dr.-Ing. Issa Nafo
Dr.-Ing. Sven Lyko
Dr. Antje Bechtel
Peter zur Mühlen
Dipl.-Ing. Martin Hetschel

Unterauftragnehmer:



Lippe Wassertechnik GmbH
Brunnenstraße 37
45128 Essen

Dipl.-Ing. Peter Wulf
Dipl.-Ing. Kristina Haber



Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH
Untere Lichtenplatzer Straße 100
42289 Wuppertal

Dipl.-Ing. Yannick Taudien
Dr.-Ing. Gerd Kolisch



Institut für Umweltsystemforschung
Universität Osnabrück
Barbarastr. 12
49076 Osnabrück

Dr. Jörg Klasmeier

Chemische Analysen durch:

Eurofins Umwelt West GmbH, Vorgebirgstraße 20, 50389 Wesseling
(Arzneimittelwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel)

UCL Umwelt Control Labor GmbH, Joseph-Rethmann-Str. 5, 44536 Lünen
(andere chemische Parameter)

An Lenkungskreis und Arbeitsgruppen beteiligte Institutionen (vertreten durch):

Lippeverband (Dipl.-Ing. Dipl.-Wirt.-Ing. Ekkehard Pfeiffer)

Bezirksregierung Arnsberg

Bezirksregierung Düsseldorf

Bezirksregierung Münster

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen



EGLV

Lippeverband

Inhaltsverzeichnis

Kurze Zusammenfassung		N
1	Einleitung	1
1.1	Veranlassung und Ziel	1
1.2	Konzept und Vorgehensweise	2
2	Monitoring	4
2.1	Messprogramm	4
2.1.1	Messstellen	4
2.1.2	Parameterumfang	6
2.2	Probenahme und Analytik	8
2.3	Monitoringergebnisse	9
2.3.1	Ergebnisse des Gewässermonitorings	10
2.3.2	Leitparameter von Spurenstoffen im Gewässerverlauf	21
2.3.3	Ergebnisse des Kläranlagenmonitorings	24
3	Technische Machbarkeitsstudie	33
3.1	Betrachtete Kläranlagen und Verfahren zur Spurenstoffentfernung	33
3.2	Steckbriefe der durchgeführten Machbarkeitsstudien	34
3.2.1	Kläranlage Bönen	35
3.2.2	Kläranlage Soest	38
3.2.3	Kläranlage Herten-Westerholt	41
3.2.4	Kläranlage Dortmund-Scharnhorst	44
3.2.5	Kläranlage Dortmund-Deusen	48
3.2.6	Kläranlage Hamm-West	51
3.2.7	Kläranlage Reken	54
3.2.8	Kläranlage Hünxe	57
4	Stoffflussbilanzierung	60
4.1	Modellbeschreibung und Eingangsdaten	60
4.1.1	Modellansatz GREAT-ER	60
4.1.2	Erstellung des Lippe-Stoffflussmodells	61
4.1.3	Hydrologische Parametrisierung	62

4.1.4	Betrachtete Substanzen	65
4.1.5	Ermittlung der Pro-Kopf-Verbrauchsmengen aus Kläranlagendaten	65
4.1.6	Wirkungen von Kläranlagen	70
4.1.7	Berücksichtigung von Mischwasserentlastungen	73
4.1.8	Berücksichtigung von Krankenhäusern	76
4.1.9	Abbildung der Abbauprozesse im Gewässer	79
4.1.10	Zusammenfassung und Vergleich zum NRW-Modell	81
4.2	Modellierung der derzeitigen Situation	83
4.2.1	Grundlagen und Randbedingungen	83
4.2.2	Modellergebnisse Ist-Zustand	86
4.2.3	Vergleich Modell- und Monitoringergebnisse	89
5	Szenarien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen	93
5.1	Betrachtete Ausbauszenarien	93
5.1.1	Kriterien zur Auswahl von Kläranlagen für die Spurenstoffelimination	93
5.1.2	Basisszenario	95
5.1.3	Szenarien 1-3 – Auswahl über Ausbaugröße	95
5.1.4	Szenario 4 – Auswahl über streckengewichtete Fracht	96
5.1.5	Szenario 5 – Auswahl über Abwasseranteil und weitere Kriterien	99
5.1.6	Zusammenfassung der betrachteten Szenarien	100
5.2	Wirkung der Ausbauszenarien	102
5.2.1	Auswahl von Gewässermessstellen für die Bewertung	103
5.2.2	Szenarienergebnisse Diclofenac	104
5.2.3	Szenarienergebnisse Ibuprofen	114
5.2.4	Szenarienergebnisse Amidotrizoesäure	116
5.2.5	Szenarienergebnisse Clarithromycin	117
5.3	Sensitivitätsbetrachtungen	118
5.3.1	Einfluss der hydrologischen Bezugsgröße	118
5.3.2	Einfluss der Mischwasserentlastung	120
5.3.3	Einfluss der Auslegungsgröße der Spurenstoffelimination	123
5.3.4	Einfluss der kläranlagenspezifischen Emissionen	129
6	Nutzen-Kosten-Betrachtung der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen	130

6.1	Kosten von Ausbaumaßnahmen	130
6.1.1	Grundlagen der Kostenschätzung von Spurenstoffeliminationsstufen	130
6.1.2	Kosten von Spurenstoffeliminationsstufen auf den Kläranlagen	140
6.1.3	Kosten der Ausbauszenarien	141
6.2	Nutzen von Ausbaumaßnahmen	142
6.2.1	Nutzen der Ausbauszenarien	144
6.2.2	Nutzen des kläranlagenspezifischen Ausbaus	146
6.3	Nutzen-Kosten-Bewertung von Ausbaumaßnahmen	147
6.3.1	Nutzen-Kosten-Bewertung der Ausbauszenarien	148
6.3.2	Kläranlagenspezifische Kosteneffizienz von Ausbaumaßnahmen	151
7	Zusammenfassung, Fazit und Empfehlungen	155
7.1	Ergebnisse des Monitoringss	155
7.2	Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmenszenarien	156
7.3	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Ausbaumaßnahmen	157
7.4	Schlussfolgerungen	158
8	Literatur	160
9	Anhang 1 – Monitoring	164
9.1	Tabellarische Zusammenstellung der Messergebnisse (separate Datei)	164
9.2	Parameter und Beurteilungskriterien	164
9.3	Auswertung Monitoringergebnisse	168
10	Ergebnisse der Stoffflussbilanzen	169
10.1	Modellergebnisse Ist-Zustand als Quotient der berechneten Konzentration zu dem Qualitätskriterium	169
10.2	Abfluss- und Frachtsummenlinien in Abhängigkeit der Auslegungsgröße einer Spurenstoffeliminationsstufe Q/QM	173
10.3	Ermittlung der kläranlagenspezifischen Wirkungen an der Einleitstelle	177
11	Anhang 3 – Berichte der technischen Machbarkeitsstudien zur Mikroschadstoffentfernung (separate Berichte)	178

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1: Gewässerprobenahmestellen im Untersuchungsgebiet	6
Abbildung 2.2: Gemessene Gesamt-P-Konzentrationen im Gewässerverlauf	13
Abbildung 2.3: Gemessene Konzentrationen von Metolachlor ESA an den Probenahmetagen in der Lippe (Pegel Dorsten) und in der Stever (Pegel vor Mdg. in die Lippe)	15
Abbildung 2.4: Einzelmesswerte von nachgewiesenen PBSM an den Probenahmetagen an einzelnen Gewässermessstellen	17
Abbildung 2.5: Einzelmesswerte von Metachlor ESA an 9 Gewässermessstellen	18
Abbildung 2.6: Konzentrationen und Frachten von Terbutryn und Metolachlor ESA an verschiedenen Gewässermessstellen in Beziehung zum Abfluss	18
Abbildung 2.7: Gemessene Konzentrationsspannen der Leitparameter von Spurenstoffen an den Messstellen in der Lippe und den Nebengewässern	22
Abbildung 2.8: Konzentrationen und Frachten von Diclofenac in den Mündungen von Ahse und Lippe in Abhängigkeit der Abflüsse an den Probenahmetagen	23
Abbildung 2.9: Mittlere Konzentrationen der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf sowie gemittelte Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen	27
Abbildung 2.10: Mittlere Konzentrationen von Terbutryn und Bentotriazol im Zu- und Ablauf sowie gemittelte Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen	27
Abbildung 2.11: Mittlere Konzentrationen der untersuchten Röntgenkontrastmittel im Zu- und Ablauf sowie gemittelte Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen	28
Abbildung 3.1: Kläranlage Bönen - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	35
Abbildung 3.2: Kläranlage Soest - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	38
Abbildung 3.3: Kläranlage Herten-Westerholt - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	41
Abbildung 3.4: Kläranlage Dortmund-Scharnhorst - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	44
Abbildung 3.5: Kläranlage Dortmund-Scharnhorst - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	48

Abbildung 3.6: Kläranlage Hamm-West - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	51
Abbildung 3.7: Kläranlage Reken - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	54
Abbildung 3.8: Kläranlage Hünxe - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter	57
Abbildung 4.1: Prinzip und Eingangsdaten des Modellsystems GREAT-ER	61
Abbildung 4.2: Darstellung des Einzugsgebiets der Lippe und des Lippeverbandgebietes	62
Abbildung 4.3 Kalibrierungspunkte zur Übernahme der NASIM Abflüsse in GREAT-ER	63
Abbildung 4.4: Systemplan eines NASIM-Modells als Beispiel der Fa. Hydrotec	64
Abbildung 4.5: Einwohnerspezifische Eintragsfrachten der untersuchten acht Kläranlagen im Vergleich zu Literaturangaben	67
Abbildung 4.6: Grafischer Vergleich des aus Messwerten im Kläranlagenzulauf rückgerechneten Pro-Kopf-Verbrauchs mit Literaturangaben	68
Abbildung 4.7: Vergleich der einwohnerspezifischen Zulauffrachten (mg/E/d) je Kläranlage mit dem Mittelwert für alle acht Anlagen	70
Abbildung 4.8: Reinigungsleistung von Ozon und Aktivkohle im Vergleich zum Wirkungsgrad der Abwasserbehandlung in Belebtschlammanlagen (nach Schmitt et al., 2019)	71
Abbildung 4.9: Aus den Median-Frachten im Zu- und Ablauf gemittelte Eliminationsraten der untersuchten Kläranlagen und Vergleich mit Literaturwerten	72
Abbildung 4.10: Berechnete Anteile des entlasteten Schmutzwassers je Kläranlage	75
Abbildung 4.11: Anteil der Emissionen von Spurenstoffen aus Kläranlagen und Mischwasserentlastungen auf Basis von Messwerten an einer Beispielregion in Baden-Württemberg. (Launay et al., 2016)	76
Abbildung 4.12: Verteilung der bilanzierten Jahresvolumina für Regenwasser aus Mischsystem (MS), Schmutzwasser aus MS und Regenwasser aus Trennsystem (TS) für 46 Kläranlageneinzugsgebiete im Lippeverbandsgebiet	76
Abbildung 4.13: Kumulierte jährliche Fallzahlen der Krankenhäuser je Kläranlageneinzugsgebiet im Vergleich zu den mittleren Frachten im Kläranlagenzulauf	77
Abbildung 4.14: Kläranlagen mit angeschlossenen Krankenhäusern im Einzugsgebiet der Lippe	78

Abbildung 4.15: Vergleich Messwerte und Modellergebnisse mit hohen Abweichungen an der Messstelle unterhalb Sesekemündung	83
Abbildung 4.16: Lage der Probenahmestelle „uh. Sesekemündung“	84
Abbildung 4.17: Verhältnis der Abflusswerte im Modell auf Basis einer 25 jährigen Zeitreihe mit den mittleren Abflüssen der Probenahmetage an Messstellen	85
Abbildung 4.18: Modellierter Gewässerkonzentrationen von Diclofenac bei MQ im Einzugsgebiet der Lippe beispielhaft	86
Abbildung 4.19: Modellierter Ist-Zustand als Quotient der berechneten Konzentrationen zu dem Qualitätskriterium für acht Spurenstoffe bei MQ	87
Abbildung 4.20: Unterschreitungshäufigkeit der Gewässerkonzentrationen von acht Spurenstoffen im Ist-Zustand in der Lippe und drei Nebengewässern bei Q183	88
Abbildung 4.21: Messstellen für die Modellvalidierung	89
Abbildung 4.22: Berechnete Frachten im Fließverlauf der Lippe im Vergleich zu den abflusskorrigierten Frachten aus den Messwerten von acht Spurenstoffen bei MQ	90
Abbildung 4.23: Vergleich der berechneten Frachten mit den abflusskorrigierten Frachten der Messwerte für Terbutryn in der Lippe bei MQ	91
Abbildung 4.24: Vergleich der berechneten Diclofenac-Konzentrationen bei MNQ, MQ und Q183 im Verlauf der Lippe mit den gemessenen mittleren Konzentrationen	91
Abbildung 4.25: Vergleich der berechneten Konzentrationen mit den mittleren Messwerten bei MQ	92
Abbildung 5.1: Referenzpunkt für die Betrachtung der Maßnahmen im Lippeverbandsgebiet	95
Abbildung 5.2: Lage und Anzahl der ausgewählten Kläranlagen nach der Ausbaugröße	96
Abbildung 5.3: Anzahl und kumulierte angeschlossene Einwohner der Szenarien mit Kläranlagenauswahl nach Anlagengröße	96
Abbildung 5.4: Beispielhafter Vergleich der streckengewichteten Emission von zwei Kläranlagen	97
Abbildung 5.5: Diclofenac-Jahresfracht, beeinflusste Fließkilometer und streckengewichtete Emission der Kläranlagen	98
Abbildung 5.6: Kumulierter Anteil der streckengewichteten Fracht und der kumulierten EW-Ausbaugröße in Abhängigkeit der priorisierten Kläranlagen	98

Abbildung 5.7: Nach weiteren Kriterien ausgewählte Kläranlagen in Szenario 5	99
Abbildung 5.8: Betrachtete Ausbauszenarien mit Lage der ausgewählten Kläranlagen	100
Abbildung 5.9: Anzahl der Kläranlagen und Anteil an der Gesamtausbaukapazität der betrachteten Ausbauszenarien	101
Abbildung 5.10: Eingrenzung der GÜS Messstellen zur Bewertung der Maßnahmenwirkung	103
Abbildung 5.11: Ausgewählte Gewässermessstellen zur Bewertung der Maßnahmenwirkung	103
Abbildung 5.12: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ im Ist-Zustand (Sz 0) und Basisszenario (Sz 0b)	105
Abbildung 5.13: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ im Basisszenario (Sz 0b)	106
Abbildung 5.14: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ für die Szenarien 1-3 im Vergleich zum Ist-Zustand und Basisszenario	106
Abbildung 5.15: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 1	107
Abbildung 5.16: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 2	107
Abbildung 5.17: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 3	108
Abbildung 5.18: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ für die Szenarien 4 und 5 im Vergleich zu den Szenarien 1-3	109
Abbildung 5.19: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 4	109
Abbildung 5.20: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 5	110
Abbildung 5.21: Unterschreitungshäufigkeit der Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe, Seseke, Ahse und Stever in den betrachteten Szenarien	113
Abbildung 5.22: Berechnete Ibuprofen-Konzentrationen ohne Mischwasserentlastung im Verlauf der Lippe bei MQ für den Ist-Zustand, das Basisszenario sowie die Szenarien 1-3	115

Abbildung 5.23: Berechnete Ibuprofen Konzentrationen bei MQ für das Basisszenario bei alleiniger Betrachtung der Kläranlagen im Vergleich zum Ist-Zustand mit Berücksichtigung der Mischwasserentlastung	115
Abbildung 5.24: Berechnete Amidotrizoesäure-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ für den Ist-Zustand, das Basisszenario sowie die Szenarien 1-3	117
Abbildung 5.25: Unterschreitungshäufigkeit der Clarithromycin-Konzentrationen in der Lippe, Seseke, Ahse und Stever in den betrachteten Szenarien	118
Abbildung 5.26: Modellierte Diclofenac-Frachten in der Lippe bei MQ, MNQ und Q183	119
Abbildung 5.27: Modellierte Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe bei MQ, MNQ und Q183	119
Abbildung 5.28: Vergleich der modellierten Konzentrationen in der Lippe in den Szenarien 1-3 bei Q183	120
Abbildung 5.29: Unterschreitungshäufigkeit der Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe, Ahse, Seseke und Stever bei MQ, Q183 und MNQ in Szenario 3	120
Abbildung 5.30: Einwohnerspezifische Emissionen mit und ohne Mischwasserentlastung sowie mit und ohne Spurenstoffelimination	121
Abbildung 5.31: Diclofenac-Konzentration in der Lippe mit und ohne Mischwasserentlastung	122
Abbildung 5.32: Benzotriazol in der Lippe mit und ohne Mischwasserentlastung	122
Abbildung 5.33: Am Kläranlagenablauf gemessene Diclofenac-Konzentrationen in Abhängigkeit des Tagesabflusses an den Probenahmetagen	123
Abbildung 5.34: Exemplarische Abflussganglinie und Auswertung der bei einer Teilstromauslegung erfassten Abflussmengen ($Q_{\text{Teilstrom}} = 0,5 * Q_M$)	125
Abbildung 5.35: Abfluss- und Frachtsummenlinien in Abhängigkeit der Auslegungsgröße einer Spurenstoffeliminationsstufe Q/Q_M am Beispiel der KA Hamm-West	125
Abbildung 5.36: Vergleich der Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe für Szenario 2 bei unterschiedlichen Eliminationsraten der Spurenstoffeliminationsstufe	127
Abbildung 5.37: Unterschreitungshäufigkeit der Diclofenac-Konzentration in der Lippe in betrachteten Szenarien für unterschiedliche Spurenstoffeliminationsraten	128
Abbildung 5.38: Diclofenac-Konzentration in der Lippe bei pauschalem Einsatz von Pro-Kopf-Verbrauchsdaten auf alle Kläranlagen im Vergleich zu individuellen Emissionswerten für sieben Kläranlagen aus Messungen	129

Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der Ozonung mit Sandfiltration in unterschiedlicher Bauweise für die Teil- und die Vollstrombehandlung	131
Abbildung 6.2: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung mit Polstofffiltration für die Teil- und die Vollstrombehandlung	132
Abbildung 6.3: Schematische Darstellung PAK-Dosierung + Membranfiltration für die Teil- und die Vollstrombehandlung	132
Abbildung 6.4: Beispiel Nettoinvestitionskosten der verschiedenen Verfahrenskombinationen	134
Abbildung 6.5: Beispiel Nettobetriebskosten der verschiedenen Verfahrenskombinationen	134
Abbildung 6.6: Beispiel Nettojahreskosten der verschiedenen Verfahrenskombinationen	135
Abbildung 6.7: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezif. Nettokosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße der Kläranlage für eine Teilstrombehandlung	138
Abbildung 6.8: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezifische Nettokosten in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge der Spurenstoffeliminationsstufe für eine Teilstrombehandlung	138
Abbildung 6.9: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezif. Nettkosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße der Kläranlage für eine Vollstrombehandlung	139
Abbildung 6.10: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezifische Nettokosten in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge der Spurenstoffeliminationsstufe für eine Vollstrombehandlung	139
Abbildung 6.11: Nettojahreskosten der Ausbauszenarien als Voll- oder Teilstrombehandlung	141
Abbildung 6.12: Nutzen der Szenarien als Frachtreduktion, zusätzliche Fließlänge unter Qualitätskriterium und Verbesserung an Messstellen für Diclofenac bei MQ	144
Abbildung 6.13: Nutzen der Szenarien für Eliminationsraten der Spurenstoffeliminationsstufe von 83 % und 92 % für Diclofenac bei MQ	145
Abbildung 6.14: Vergleich der Nutzen-Kosten-Verhältnisse der betrachteten Szenarien für Diclofenac bei MQ (bezogen auf maximale Nettojahreskosten bei Teilstrom)	148

Abbildung 6.15: Relativer Vergleich der Nutzen-Kosten-Verhältnisse der Ausbauszenarien (Punkte jeweils bezogen auf den Maximalwert einer Kategorie)	149
Abbildung 6.16: Spezifische Nettojahreskosten der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen des Lippeverbands bezogen auf streckengewichtete Entlastungsfracht für Diclofenac (Hervorhebung Kläranlagen in Szenario 4 und 5)	153

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1: Überblick zum Umfang des Messprogramms	4
Tabelle 2.2: Messstellen im Gewässer ober- und unterhalb von Kläranlagen	5
Tabelle 2.3: Ausgewählte Pegel für zusätzliche Messungen im Gewässer	6
Tabelle 2.4: Liste der untersuchten Parameter	7
Tabelle 2.5: Parameter für einmalige Klärschlamm- und Abwasseruntersuchungen	8
Tabelle 2.6: Auszug der Beurteilungskriterien für Stoffe im Gewässer (gemäß Anlage D4 des „Monitoringleitfaden Oberflächengewässer“ von NRW, 3. Zyklus)	10
Tabelle 2.7: Farblegende zur Klassifizierung der Messergebnisse	10
Tabelle 2.8: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der untersuchten allgemeinen chemischen Parameter und Phenole an den Gewässermessstellen	11
Tabelle 2.9: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte von Phosphor, Stickstoff und TOC an den Gewässermessstellen	12
Tabelle 2.10: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Arzneimittelwirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel an den Gewässermessstellen	14
Tabelle 2.11: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte von auffälligen PBSM an den Gewässermessstellen	16
Tabelle 2.12: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Metalle und Leichtmetalle an den Gewässermessstellen	19
Tabelle 2.13: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Perfluorierten Tenside an den Gewässermessstellen	20

Tabelle 2.14:	Mittlerer Abfluss an Probenahmestellen im Gewässer gemäß Pegel­daten oder aus N/A-Modell NASIM	22
Tabelle 2.15:	Aus Messwerten berechnete mittlere Frachten von Arzneimittel­wirkstoffen, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel im Gewässer	23
Tabelle 2.16:	Mittlere Konzentrationen von allgemeinen-chemischen Parametern im Zu- und Ablauf sowie Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen	25
Tabelle 2.17:	Gemessene Konzentrationsmittelwerte der untersuchten Arzneimittel­wirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel am Zulauf der betrachteten Kläranlagen	26
Tabelle 2.18:	Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der gemessenen Arzneimittel­wirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel am Ablauf der betrachteten Kläranlagen	28
Tabelle 2.19:	Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der gemessenen PBSM am Ablauf der betrachteten Kläranlagen	29
Tabelle 2.20:	Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der perfluorierten Tenside am Ablauf der untersuchten Kläranlagen	30
Tabelle 2.21:	Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der PAK im Zulauf der Kläranlage Soest und der Kläranlage Hamm-West (Bewertung zunächst nach ZHK (zulässige Höchstkonzentration), sonst nach JD (Jahresdurchschnitt))	31
Tabelle 2.22:	Einzel­messwerte der analysierten Parameter der Klärschlamm­untersuchungen am 17.09.2019 in Hamm und am 18.09.2020 in Soest	32
Tabelle 3.1:	Ausbaugröße und Bemessungs­zufluss der betrachteten Kläranlagen	33
Tabelle 4.1:	Zulauf­frachten bezogen auf die angeschlossenen Einwohner (mg/E/d) je Kläranlage ermittelt aus jeweils n=6 Proben als Mittelwert	66
Tabelle 4.2:	Aus Zulauf­daten rückgerechneter substanz­spezifischer Verbrauch	67
Tabelle 4.3:	Vergleich der aus Messungen an Kläranlagen­zuläufen rückgerechneten Verbrauchsmengen mit Literaturangaben	68
Tabelle 4.4:	Aus den Median-Frachten im Zu- und Ablauf gemittelte Eliminationsraten in den biologischen Reinigungsstufen der untersuchten Kläranlagen	73
Tabelle 4.5:	Verkaufszahlen von ausgewählten Medikamenten für Krankenhäuser und Apotheken (Schulte-Oehlmann et al., 2007, mit Daten aus BLAC, 2003)	77

Tabelle 4.6:	Anzahl der Betten und Fallzahlen der Krankenhäuser in Kläranlageneinzugsgebieten	79
Tabelle 4.7:	Vergleich der Modellparameter des Lippe-Modells mit dem NRW-Modell (rot: angepasst, grün: weitgehend übernommen)	81
Tabelle 4.8:	Überblick über die verwendeten Eingangsdaten des Modells	82
Tabelle 4.9:	Abfluss im Modell aus der 25-jährigen Zeitreihe für MQ und Q183 im Vergleich zum Mittelwert der Messtage (Q_{Messtage}) in m^3/s	85
Tabelle 5.1:	Kenndaten der betrachteten Ausbauszenarien	101
Tabelle 5.2:	Auflistung der in den Ausbauszenarien enthaltenen Kläranlagen	102
Tabelle 5.3:	In den Szenarien resultierende Konzentrationen von Diclofenac an 21 ausgewählten operativen Messstellen im Vergleich zum Qualitätskriterium	111
Tabelle 5.4:	Prozentuale Veränderung der Belastung bei MQ mit Diclofenac an 21 ausgewählten Messstellen im Vergleich zu der Ist-Situation	112
Tabelle 5.5:	Aus Summenlinien ermittelte Abwasser- und Frachtanteile auf Kläranlagen sowie resultierende Eliminationsraten bei Teil- bzw. Vollstromauslegung	126
Tabelle 6.1:	Bemessungsgrößen der Spurenstoffeliminationsstufe auf den betrachteten Kläranlagen	137
Tabelle 6.2:	Aus Kostenfunktionen geschätzte Nettojahreskosten von Spurenstoffeliminationsstufen auf den Kläranlagen der GK 4 und 5 des Lippeverbands	140
Tabelle 6.3:	Betrachtete Wirkungen der Spurenstoffelimination und Indikatoren für die Nutzenbewertung	142
Tabelle 6.4:	Nutzen der Szenarien bei unterschiedlichen Eliminationsraten der Spurenstoffeliminationsstufe für Diclofenac bei MQ	145
Tabelle 6.5:	Wirkung des Kläranlagenausbaus hinsichtlich Frachtreduzierung, Wirkungsgrad an der Einleitstelle und Strahlwirkung für Diclofenac bei MQ	147
Tabelle 6.6:	Nutzen-Kosten-Verhältnis der Szenarien (für Diclofenac bei MQ)	149
Tabelle 6.7:	Nutzen-Kosten-Verhältnis der Szenarien bei Voll- und Teilstrombehandlung (für Diclofenac bei MQ)	150

Tabelle 6.8:	Spezifische Nettojahreskosten der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen des Lippeverbands bezüglich Frachtreduzierung, Verbesserung an der Einleitstelle und entlastete Fließstrecke	152
Tabelle 6.9:	Ergebnisübersicht der Effizienzbetrachtung einer Spurenstoffelimination auf Kläranlagen des Lippeverbands	154
Tabelle 9.1:	Auszug der Beurteilungskriterien (Präventivwerte, Orientierungswerte oder Umweltqualitätsnormen) für Stoffe im Gewässer gemäß Anlage D4 des „Monitoringleitfaden Oberflächengewässer“ von NRW (D4-Liste, 3. Zyklus).	164

Kurze Zusammenfassung

Im Zuge der Bewirtschaftungsplanung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in NRW wurde angesichts vorliegender wissenschaftlicher Erkenntnisse über die Wirkung von Spurenstoffen im Gewässer angenommen, dass das Vorkommen von Spurenstoffen dazu beitragen kann, dass Wasserkörper nicht den guten ökologischen Gewässerzustand erreichen können. Daher wurden im Maßnahmenprogramm NRW 2016 – 2021 Maßnahmen an 30 Kläranlagen von Lippeverband und Emschergenossenschaft (MKULNV NRW, 2015) gefordert. Und zwar i.d.R. die Durchführung von Machbarkeitsstudien (PGM 501) in Verbindung mit der PGM 4, dem Ausbau von Kläranlagen zur Spurenstoffelimination und teilweise auch zur Reduzierung allgemeiner chemisch physikalischer, klassischer Abwasserparameter wie Phosphor, Stickstoff, TOC.

Um Grundlagen für eine Entscheidungsfindung über Aufwand und Wirksamkeit eines Ausbaus kommunaler Kläranlagen zur Spurenstoffelimination vorzulegen, wurde gemeinsam mit den zuständigen Bezirksregierungen Arnsberg, Düsseldorf und Münster eine Vorgehensweise aus einer Kombination von Monitoring, Machbarkeitsstudien und Stoffflussbilanzierung entwickelt, die im Ergebnis eine Bewertung der Kosteneffizienz von Ausbaumaßnahmen zur Spurenstoffelimination ermöglichen.

Die Umsetzung dieser Vorgehensweise im vorliegenden Vorhaben erfolgte in enger und konstruktiver Zusammenarbeit zwischen dem Lippeverband und den Bezirksregierungen über einen begleitenden Lenkungskreis. In verschiedenen Arbeitsgruppen bestehend aus Mitgliedern des Lenkungskreises und des LANUV NRW wurden die zu untersuchenden Parameter und die Messstellen für das Monitoring festgelegt sowie die Modellparametrisierung und die Rahmenbedingungen für die technischen Machbarkeitsstudien verabredet. Ferner wurden in fünf Meilensteinterminen Zwischenergebnisse diskutiert und weitere Bearbeitungsschritte abgestimmt.

Unter anderem wurden im Messprogramm 96 Proben an 37 Messstellen auf 131 Parameter untersucht, darunter 16 Messstellen an Zu- und Abläufen von ausgewählten Kläranlagen und 21 Messstellen im Gewässer. An acht ausgewählten Kläranlagen wurde eine technische Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination durchgeführt. Aus den ermittelten Kosten wurden Kostenfunktionen erzeugt, die zur Abschätzung der Ausbaurkosten an weiteren Standorten herangezogen werden. Mit einem Stoffflussbilanzmodell wurde die Wirkung von Ausbauszenarien ermittelt. Schließlich erfolgte eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Ausbauszenarien und kläranlagenspezifischen Maßnahmen hinsichtlich verschiedener Ziele.

Die in der Lippe beim Eintritt in das Lippeverbandsgebiet vorliegende Gesamt-P-Konzentration in Höhe des Orientierungswerts nimmt im weiteren Verlauf der Lippe zu. An einzelnen untersuchten Gewässermessstellen wird der Orientierungswert eingehalten. Siedlungswasserwirtschaftliche Einflüsse sind erkennbar. Jedoch können diffuse landwirtschaftliche Einflüsse nicht ausgeschlossen werden, da auch oberhalb von Abwassereinleitungen tlw. Konzentrationen über den Orientierungswert im Gewässer gemessen wurden.

Die Leitparameter für die Spurenstoffe Benzotriazol, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Terbutryn werden zwar im Gewässer nachgewiesen, jedoch werden die entsprechenden Qualitätsziele unterschritten. Die Abwasserbürtigkeit der Leitparameter (außer Terbutryn) ist deutlich zu erkennen. Insbesondere Diclofenac wurde an allen Gewässermessstellen mit Abwassereinfluss in Konzentrationen über dem Beurteilungskriterium gemessen.

Das Stoffflussbilanzmodell für das Einzugsgebiet der Lippe mit dem Modellansatz GREAT-ER wurde so kalibriert, dass die modellierten Gewässerkonzentrationen und -frachten im Ist-Zustand bei MQ gut mit den Messungen übereinstimmten (Ausnahme Terbutryn). Die modelltechnische Bewertung der Ausbauszenarien zeigt, dass selbst mit dem Ausbau aller Kläranlagen des Lippeverbands mit einer Ausbaugröße über 10.000 EW die Qualitätsziele für Amidotrisoesäure, Ibuprofen und Diclofenac nicht flächendeckend im Gewässer eingehalten werden. Jedoch können mit einer gezielten Auswahl von Kläranlagenstandorten über die streckengewichtete Fracht für den Ausbau von Spurenstoffeliminationsstufen die Konzentrationen von Diclofenac in Lippe, Ahse, Seseke und Stever auf bzw. unter 100 ng/l reduziert werden.

Die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zeigte, dass mit Bezug auf die hier betrachteten Nutzenkategorien eine gezielte Kläranlagenauswahl der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße von Kläranlagenstandorten für die Spurenstoffelimination vorzuziehen ist. Dabei hat insbesondere der Ausbau von Kläranlagen mit einer hohen Strahlwirkung in Kombination mit einer großen Entlastungsfracht und einem großen Abwasseranteil im Gewässer eine hohe Kosteneffizienz. Ferner ist eine Vollstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe nicht zwangsläufig kosteneffizienter als die Teilstrombehandlung. Dem größeren Nutzen im Hinblick auf die Reinigungsleistung einer Vollstrombehandlung stehen insgesamt höhere Kosten sowohl beim Ausbau als auch im Betrieb gegenüber. Der Ausbau von Kläranlagen im Teilstrom ist ökonomisch wesentlich effizienter als im Vollstromverfahren.

1 Einleitung

1.1 Veranlassung und Ziel

Von Menschen künstlich hergestellte chemische Verbindungen (allgemein als Mikroverunreinigungen, Mikroschadstoffe oder Spurenstoffe bezeichnet) werden zunehmend in allen Umweltmedien nachgewiesen. Einige dieser Stoffe können bereits in geringen Umweltkonzentrationen nachteilige Wirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben und/oder die Gewinnung von Trinkwasser aus dem Oberflächenwasser negativ beeinflussen. Der Umgang mit diesen Spurenstoffen ist eine der wichtigsten aktuellen Herausforderungen der Wasserwirtschaft.

Im Zuge der Bewirtschaftungsplanung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in NRW wurde angesichts des mäßigen oder schlechten ökologischen Zustands bzw. des nicht erreichten guten ökologischen Potenzials in vielen Gewässern davon ausgegangen, dass die Überschreitung der Konzentrationswerte von Spurenstoffen (zusammengefasst in der Anlage D4 des Monitoringsleitfadens NRW) (mit)ursächlich für die Schädigung der aquatischen Biozönose sein kann. Neben der Gewässerrelevanz ist die Trinkwasserrelevanz der Stoffe ein wichtiger Aspekt in NRW (ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016).

Ein zielgerichteter, technologischer Ausbau kommunaler Kläranlagen kann in diesem Zusammenhang ein maßgebender Beitrag zur Problemlösung sein. Daher wurden basierend auf den Monitoringergebnissen im Zuge der Bewirtschaftungsplanung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für den Zeitraum 2016 bis 2021 Maßnahmen an 30 Kläranlagen von Lippeverband und Emschergenossenschaft im Maßnahmenprogramm des behördenverbindlichen Bewirtschaftungsplans und (MKULNV NRW, 2015) gefordert:

- Monitoringkampagnen für Messungen von Spurenstoffen im Abwasserstrom sowie im beanspruchten Gewässer ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitungen
- Durchführung von Machbarkeitsstudien für den Ausbau der Kläranlagen
- Ausbau der Kläranlagen zur Spurenstoffelimination und teilweise zur Reduzierung allgemeiner chemisch-physikalischer klassischer Abwasserparameter wie Phosphor, Stickstoff, TOC

Im vorliegenden Vorhaben soll bei Betrachtung des gesamten Lippeverbandsgebietes Grundlagen für die Entscheidungsfindung über Aufwand und Wirksamkeit des Ausbaus kommunaler Kläranlagen zur Spurenstoffelimination vorgelegt werden. Hierzu wurde gemeinsam mit den zuständigen Bezirksregierungen Arnsberg, Düsseldorf und Münster eine effiziente Vorgehensweise auf der Basis einer integralen Gewässerbetrachtung entwickelt. Im Ergebnis sollen die obigen Monitoringkampagnen und Machbarkeitsstudien Aufschluss für das gesamte Lippeverbandsgebiet geben sowie die Ableitung von kosteneffizienten Maßnahmen im Zuge der Bewirtschaftung ermöglichen.

1.2 Konzept und Vorgehensweise

Statt der Durchführung von Machbarkeitsstudien und der Einzelbetrachtung von 30 Kläranlagen - inkl. Messungen von Spurenstoffen an Zu- und Ablauf der Kläranlagen sowie im Gewässer ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitungen - wurde der folgende Ansatz entwickelt, der eine Betrachtung aller Kläranlagen und das Fließgewässernetz im Lippeverbandsgebiet ermöglicht:

- Durchführung von technischen Machbarkeitsstudien an 8 ausgewählten Kläranlagen
- Messprogramm
 - zum Monitoring von allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern sowie Spurenstoffen (Leitparametern und anderen chemischen Substanzen) an den für technische Machbarkeitsstudien ausgewählten Kläranlagenstandorten sowie
 - zum Monitoring an verschiedenen Gewässermessstellen im Fließverlauf
- Stoffflussbilanzierung (für ausgewählte Spurenstoffe) im Fließgewässernetz mit dem Modell GREAT-ER
- Ermittlung von Kosten und Nutzen von Ausbauszenarien anhand der Ergebnisse aus den technischen Machbarkeitsstudien und der Stoffflussbilanzierung.

In Zusammenarbeit der Bezirksregierungen Arnsberg, Düsseldorf und Münster mit dem Lippeverband wurden folgende acht repräsentative Kläranlagen für die technischen Machbarkeitsstudien inkl. des Monitoringss von chemischen Substanzen ausgewählt (siehe auch Abbildung 2.1). Es sind die Kläranlagen Reken, Bönen, Dortmund-Scharnhorst, Hamm-West, Herten-Westerholt, Hünxe und Soest sowie Dortmund-Deusen¹.

Für die Kläranlage Dortmund-Deusen der Emschergenossenschaft wurde 2016 eine Vorstudie erarbeitet. Diese vorliegenden Erkenntnisse wurden entsprechend der Empfehlung für Machbarkeitsstudien des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe in NRW (ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, NRW, 2016a) aktualisiert. Zudem wurden dem Lippeverband vorliegende Erkenntnisse – wie aus dem Betrieb der in 2015 errichteten Pulveraktivkohlestufe auf der Kläranlagen Dülmen sowie der in 2009 gebauten Ozonstufe auf der Kläranlage Bad Sasendorf – mitberücksichtigt.

Anhand der Repräsentativität und der unterschiedlichen Ausbaugrößen der ausgewählten Kläranlagen sollten mit den durchgeführten Machbarkeitsstudien Kostenfunktionen basierend auf einheitlich ermittelter Kostendaten abgeleitet werden (siehe Kapitel 6.1.1). Mittels dieser Kostenfunktionen sollten dann Kosten für andere Kläranlagenstandorte im Verbandsgebiet im Rahmen von Ausbauszenarien (Kapitel 6) abgeschätzt werden.

Bei der Auswahl der Kläranlagen für die technischen Machbarkeitsstudien wurde auf eine gute Abdeckung verschiedener Größenklassen geachtet. Folglich wurden in der Größenkategorie

¹ Kläranlage der Emschergenossenschaft

GK 4 < 50.000 EW drei Kläranlagen, eine Kläranlage GK 4 mit einer Ausbaugröße zwischen 50.000 – 100.000 EW und vier Standorte der GK 5 (> 100.000 EW) ausgewählt.

Die technischen Machbarkeitsstudien (siehe Kapitel 3) wurden jeweils für vier Kläranlagenstandorte von der Lippe Wassertechnik GmbH und vom Lippeverband durchgeführt.

Die Probenahmen sowie die Auswertung der Messergebnisse wurden durch den Lippeverband durchgeführt. Die Analytik erfolgte durch die Eurofins Umwelt West GmbH (Arzneimittelwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel) sowie die UCL Umwelt Control Labor GmbH (andere chemische Parameter). Detaillierte Informationen dazu und zu den Monitoringergebnissen sind dem Kapitel 2 zu entnehmen.

Nach der Kalibrierung des Modells GREAT-ER durch das Institut für Umweltsystemforschung an der Universität Osnabrück wurde durch die Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH die Stoffflussbilanzierung durchgeführt (Kapitel 4), die Wirkung von Ausbauszenarien modelliert (Kapitel 5) sowie deren Kosten im Vergleich zu betrachteten Nutzen abgeschätzt und gemeinsam mit dem Lippeverband bewertet (Kapitel 6).

Die Bearbeitung des Vorhabens erfolgte in enger und konstruktiver Zusammenarbeit zwischen dem Lippeverband und den Bezirksregierungen über einen begleitenden Lenkungskreis. In verschiedenen Arbeitsgruppen bestehend aus Mitgliedern des Lenkungskreises und des LANUV NRW wurden die zu untersuchenden Parameter und die Messstellen für das Monitoring festgelegt sowie die Modellparametrisierung und die Rahmenbedingungen für die technischen Machbarkeitsstudien verabredet. Ferner wurden in fünf Meilensteinterminen Zwischenergebnisse diskutiert und weitere Bearbeitungsschritte abgestimmt.

2 Monitoring

2.1 Messprogramm

Als Überblick über den Messumfang sind in Tabelle 2.1 die Anzahl der Messstellen, die Anzahl der Probenentnahmen und die daraus resultierende Gesamtprobenanzahl zusammengefasst.

Tabelle 2.1: Überblick zum Umfang des Messprogramms

Parameter	Gegenstand der Messung	Anzahl Messstellen	Anzahl Probennahme	Summe Proben
1-131	24h Mischprobe an Zu- & Ablauf KA	16	6	96
	Stichproben im Gewässer uh. & oh. der KA	13	6	78
	Stichproben im Gewässer an Lippepegeln	8	6	48
132-147	Klärschlammanalysen	2 (2 zusätzl.)	1	4
148-157	24h Mischprobe an Zulauf KA	2 (2 zusätzl.)	1	4

Für das Messprogramm fanden an 37 Messstellen Untersuchungen statt. Davon waren 16 Messstellen an Zu- und Abläufen der acht ausgewählten Kläranlagen für eine technische Machbarkeitsstudie, an welchen die Parameter 1 bis 131 gemessen wurden. In der Summe ergab dies 96 Probenuntersuchungen. Zusätzlich wurden bei den Messungen an zwei Zuläufen die Parameter 148 bis 157 mit bestimmt. Für die Parameter 132-147 erfolgten einmalige Klärschlammanalysen an zwei ausgewählten Kläranlagen. Für die beiden letztgenannten Untersuchungen wurden jeweils zwei optionale Probenahmen für den Bedarfsfall mit eingeplant.

Neben den Probenahmen an den Kläranlagen wurden die Parameter 1-131 an 13 Messstellen im Gewässer ober- und unterhalb der Einleitstellen von Kläranlagen gemessen. Zusätzlich wurden diese Parameter an weiteren acht Pegeln für die Kalibrierung des Stoffflussmodells untersucht. Insgesamt sollten 126 Gewässerproben untersucht werden.

Das Messprogramm erfolgte an sechs Probenahmeterminen über einen Zeitraum von zwölf Monaten von Dezember 2018 bis September 2019. Es wurden so je sechs 24h-Mischproben an Kläranlagen sowie Stichproben im Gewässer entnommen. Die Messungen im Gewässer erfolgten immer am Tag zum Ende der Probenahme der 24h- Mischprobe auf den Kläranlagen und ausschließlich in der Wasserphase.

2.1.1 Messstellen

Mit dem Messprogramm sollte einen Überblick über die Stoffkonzentrationen im Abwasserstrom der für die technischen Machbarkeitsstudien untersuchten acht Kläranlagen und die Stoffbelastungen im Gewässer dargestellt werden. Zudem sollten die Messergebnisse die Eingangsdaten des Stoffflussmodells darstellen und zur Abbildung des Ist-Zustandes dienen (vgl. Kapitel 4). Insofern wurden gemeinsam mit den Bezirksregierungen und unter Einbeziehung des LANUV NRW folgende Messstellen festgelegt (siehe auch Abbildung 2.1):

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

- Messstellen an Zu- und Ablauf der jeweiligen acht für technische Machbarkeitsstudien ausgewählten Kläranlagen
- Gewässermessstellen ober- bzw. unterhalb der Einleitstelle einiger für technische Machbarkeitsstudien ausgewählte Kläranlagen (siehe Tabelle 2.2)
- Gewässermessstellen an acht Hauptpegelstationen in der Lippe und ausgewählter Nebenläufe (siehe Tabelle 2.3)

An vier der acht Kläranlagen, an denen eine technische Machbarkeitsstudie durchgeführt wurde, finden Beprobungen an Gewässermessstellen oberhalb und unterhalb der Einleitung statt. Dies betrifft die Kläranlagen Reken, Dortmund-Deusen, Herten-Westerholt und Soest. Die Kläranlagen in Dortmund-Scharnhorst, Hünxe, Bönen und Hamm-West stellen Ausnahmen dar. Die Lippe wird nur oberhalb der KA Hamm-West beprobt, da der kurz unterhalb der Kläranlage am gegenüberliegenden Ufer mündende Herringer Bach die Ergebnisse einer Beprobung beeinflussen könnte. Bei der KA Dortmund-Scharnhorst ist nur eine Beprobung unterhalb der KA im Gewässer vorgesehen, da es hinsichtlich der Bautätigkeiten für die Renaturierung der Gewässer oberhalb der Körne (Rüschebrinkgraben und Kirchderner Graben) zur Beeinträchtigung der Messungen innerhalb des geplanten Zeitraums kommen würde. Bei der KA Bönen steht gegenwärtig zur Diskussion, die Einleitstelle wegen des hohen Abwasseranteils in Bezug zur Wassermenge des Gewässers vom Rexebach in die Seseke zu verlegen. Zur Untersuchung der möglichen Einflüsse auf die Seseke und den Rexebach finden gemäß Erlaubnisbescheid vom 02.05.2017 Beprobungen in der Seseke oberhalb und unterhalb der Mündung des Rexebach sowie eine Beprobung oberhalb der Einleitstelle im Rexebach statt.

Tabelle 2.2: Messstellen im Gewässer ober- und unterhalb von Kläranlagen

Lfd. Nr.	Bezeichnung	UTM Nord	UTM Ost	Gewässer
1	oh. KA Reken	5741590	366814	Boombach
2	uh. KA Reken	5741632	367349	
	KA			
	KA			
3	uh. KA Dortmund-Scharnhorst (Flughafenstraße)	5710720	398778	Körne
4	oh. KA Hamm-West (MS Nr. 514603)	5726622	417979	Lippe
5	oh. KA Herten-Westerholt	5719338	367444	Hasseler Mühlengraben
6	uh. KA Herten-Westerholt	5719675	367079	
7	oh. KA Soest	5714839	436335	Soestbach
8	uh. KA Soest (MS NR. 619206)	5715073	435772	
9	oh. KA Bönen (MS Nr. 688265)	5716055	412710	Rexebach
10	oh. Mündung Rexebach	5715685	412575	Seseke
11	uh. Mündung Rexebach	5715718	412300	
12	oh. KA Dortmund-Deusen	5710471	390812	Emscher
13	uh. KA Dortmund-Deusen (Ährenweg)	5711921	390503	

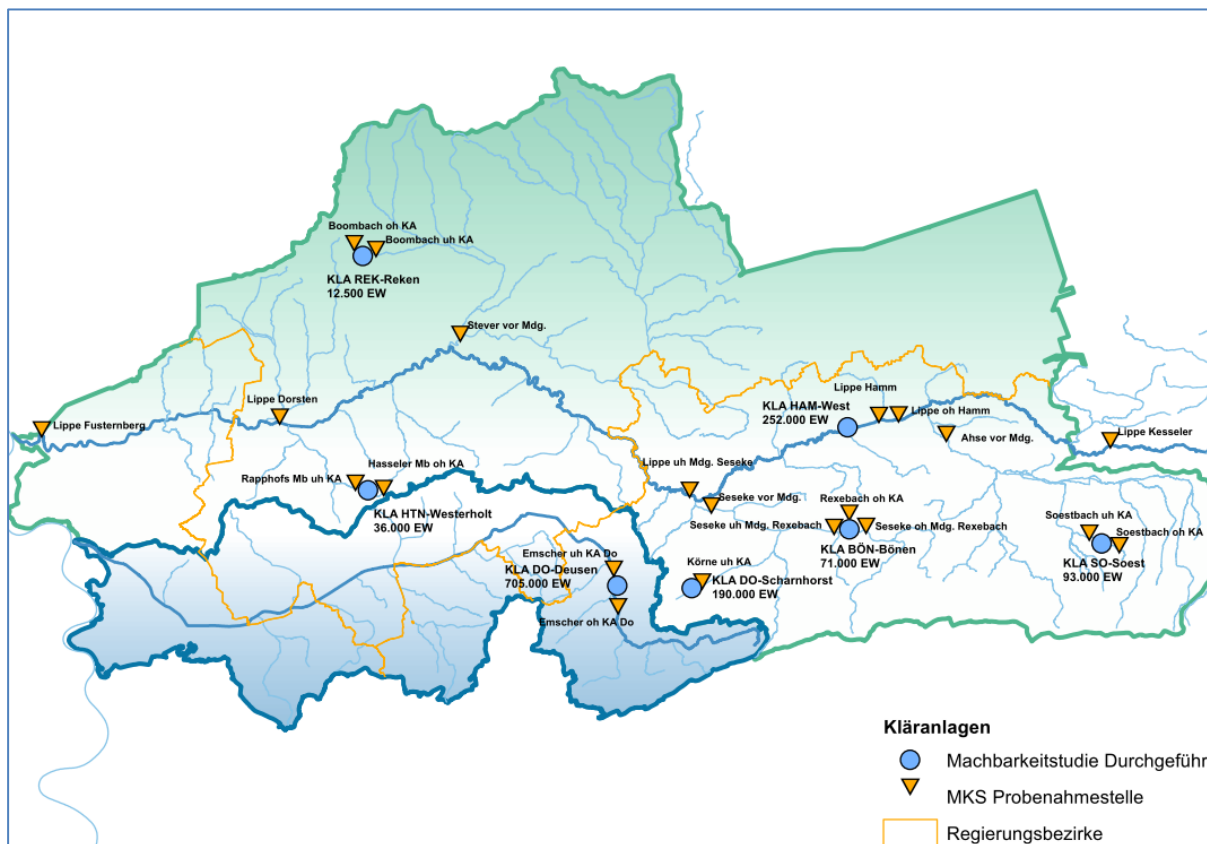


Abbildung 2.1: Gewässerprobenahmestellen im Untersuchungsgebiet

Tabelle 2.3: Ausgewählte Pegel für zusätzliche Messungen im Gewässer

Lfd. Nr.	Gewässer	Pegelname	UTM Nord	UTM Ost
1	Lippe-Pegel	Kesseler	5723946	437019
2	Ahse-Pegel	Westtuennen	5724535	421638
3	Lippe-Pegel	KA Hamm (Radbodstr.)	5726314	415332
4	Lippe-Pegel	Lünen (unterhalb Sesekemündung)	5719309	397617
5	Seseke-Pegel	Preußenstraße	5717827	399648
6	Steuer-Pegel	Hullerner Damm	5733623	375731
7	Lippe-Pegel	Dorsten	5726150	359219
8	Lippe-Pegel	Fusternberg	5724958	336929

2.1.2 Parameterumfang

In Abstimmung mit dem LANUV und den zuständigen Bezirksregierungen wurde unter Berücksichtigung des Leitfadens des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe NRW (AKom-M, 2016) und der Ergebnisse aus dem WRRL Monitoring eine Liste von 131 Substanzen (allgemeine chemische Parameter, Metalle, perfluorierte Tenside, Pflanzenschutzmittel und Pestizide, Korrosionsschutzmittel sowie Arzneiwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel) ausgewählt, die an den Messstellen in Tabelle 2.2 und Tabelle 2.3 untersucht wurden (Tabelle 2.4). Als Leitparameter von Spurenstoffen für die Stoffflussbilanzierung wurden sieben Substanzen festgelegt, darunter fünf Arzneimittelwirkstoffe (Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac,

Metoprolol und Sulfamethoxazol), das Pflanzenschutzmittel Terbutryn und das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol.

Tabelle 2.4: Liste der untersuchten Parameter

Allgemeine chemische Parameter und Metalle		Pflanzenschutzmittel, Pestizide und Phenole	
lfd Nr.	Bezeichnung	lfd Nr.	Bezeichnung
1	Kohlenstoff, ges. org. gebund.	29	Cadmium
2	Ammoniak-N (Berechnung)	30	Chrom
3	Ammonium-Stickstoff	31	Kupfer
4	Orthophosphat-Phosphor	32	Molybdän
5	Phosphor	33	Nickel
6	Cyanid	34	Silber
7	Nitrit-Stickstoff	35	Thallium
8	Nitrat-Stickstoff	36	Zink
9	Chlorid	37	Selen
10	Sulfat	38	Cobalt
11	Bromid	39	Quecksilber
12	Trübung	40	Aluminium (filtriert)
13	Bor	41	Arsen (filtriert)
14	Eisen	42	Antimon (filtriert)
15	Calcium	43	Barium (filtriert)
16	Magnesium	44	Beryllium (filtriert)
17	Mangan	45	Blei (filtriert)
18	Bor (filtriert)	46	Cadmium (filtriert)
19	Eisen (filtriert)	47	Chrom (filtriert)
20	Calcium (filtriert)	48	Kupfer (filtriert)
21	Magnesium (filtriert)	49	Molybdän (filtriert)
22	Mangan (filtriert)	50	Nickel (filtriert)
23	Aluminium	51	Silber (filtriert)
24	Arsen	52	Thallium (filtriert)
25	Antimon	53	Zink (filtriert)
26	Barium	54	Selen (filtriert)
27	Beryllium	55	Cobalt (filtriert)
28	Blei	56	Quecksilber
69	Atrazin	95	Diazinon
70	Bromazil	96	Metolachlor CGA 37735
71	Chloridazon	97	Metolachlor CGA 50267
72	Chlortoluron	98	Metolachlor ESA
73	Diuron	99	Dimoxystrobin
74	Isoproturon	100	Flurtamone
75	Metolachlor	101	Prometryn
76	Metribuzin	102	Nicosulfuron
77	Quinoxifen	103	Ametryn
78	Simazin	104	Dimethoat
79	Terbutylazin	105	Omethoat
80	Imidacloprid	106	Mecoprop P
81	Diflufenican	107	Sulcotrion
82	Epoxiconazol	108	Propiconazol
83	Flufenacet	109	Bentazon
84	Hexazinon	110	2,4-D
85	Linuron	111	Bromoxynil
86	Methabenzthiazuron	112	MCPA
87	Monolinuron	113	Dichlorprop (2,4-DP)
88	Picolinafen	114	Mecoprop (MCP)
89	Pirimecarb	115	4-tert-Octylphenol
90	Isoproturon	116	4-Octylphenol
91	Flufenacet	117	Nonylphenol
92	Tebuconazol	118	Octylphenol
93	Terbutryn	119	Triclosan
94	Carbendazim		

Perfluorierte Tenside		Korrosionsschutzmittel		Röntgenkontrastmittel	
lfd Nr.	Bezeichnung	lfd Nr.	Bezeichnung	lfd Nr.	Bezeichnung
57	Perfluorooctansulfonsäure	120	1 H Benzotriazol	128	Amidotriazoesäure
58	Perfluorooctansäure			129	Iopromid
59	Perfluorooctans...-1H,1H,2H,2H			130	Iomeprol
60	Perfluorbutansäure			131	Iopamidol
61	Perfluorpentansäure				
62	Perfluorhexansäure				
63	Perfluorheptansäure				
64	Perfluorheptansulfonsäure				
65	Perfluornonansäure				
66	Perfluordecansäure				
67	Perfluorbutansulfonsäure				
68	Perfluorhexansulfonsäure				

Arzneimittel	
lfd Nr.	Bezeichnung
121	Ibuprofen
122	Gabapentin
123	Carbamazepin
124	Clarithromycin
125	Diclofenac
126	Metoprolol
127	Sulfamethoxazol

 als Leitparameter betrachtet und in Szenarien modelliert
 für ausgewählte Szenarien modelliert

In Ergänzung zu den in Tabelle 2.4 gelisteten Parametern sollten weitere in Tabelle 2.5 genannte chemische Substanzen als einmalige Klärschlammanalysen an zwei Kläranlagen (Hamm-West und Soest) untersucht werden. Weitere Untersuchungen sollten bei einem Nachweis dieser Stoffe im Klärschlamm in Absprache mit den Bezirksregierungen erfolgen. Zudem sollte durch eine einmalige Messung überprüft werden, ob der Konzentrationswert der Umweltqualitätsnorm bei polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und einkernigen Aromaten, die aus Einleitungen industrieller Abwässer stammen können, überschritten wird. Hierfür wurden im Vorfeld die Einzugsgebiete der ausgewählten Kläranlagen der technischen Machbarkeitsstudien auf ihre Einleiter hin überprüft und resultierend die Kläranlagen Dortmund-Scharnhorst und Soest für die Untersuchung auf diese Stoffe ausgewählt.

Tabelle 2.5: Parameter für einmalige Klärschlamm- und Abwasseruntersuchungen

Klärschlammuntersuchungen			einmalige Untersuchung hinsichtlich ihres Vorkommens		
lfd Nr.	Bezeichnung	Stoffgruppe	lfd Nr.	Bezeichnung	Stoffgruppe
132	Hexachlor-Butadien 1,3	Hexachlorbutadien/ Organochlorpestizide	148	Anthracen	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
133	Hexachlorbenzol		149	Benzo(a)pyren	
134	Pentachlorbenzol	Polybromierte Diphenylether (BDE)	150	Benzo(b)fluoranthen	
135	2,4,4-Tribromdiphenylether		151	Benzo(ghi)perylen	
136	2,2,4,4-Tetrabromdiphenylether		152	Benzo(k)fluoranthen	
137	2,2,4,4,5-Pentabromdiphenylether		153	Fluoranthen	
138	2,2,4,4,6-Pentabromdiphenylether		154	Naphthalin	
139	2,2,4,4,5,5-Hexabromdiphenylether		155	Phenanthren	
140	2,2,4,4,5,6-Hexabromdiphenylether		156	Anilin	
141	2,2',3,4,4',5',6-Hepta-bromdiphenylether	157	Nitrobenzol		
142	Chlorparaffine	Chlorparaffine			
143	Galaxolid	Moschusduftstoffe			
144	Tributylzinn	Metallorganische Verbindungen			
145	Triphenylzinn				
146	Dioxine (PCDD-/PCDF)	Dioxine			
147	dioxinähnliche Verbind. (dl-PCB + M.PCB)				

2.2 Probenahme und Analytik

Sowohl die Oberflächenwässer und Abwässer als auch die Faulschlämme wurden (zum Teil mit Unterstützung des Kläranlagenpersonals) von der Fa. UCL beprobt.

Die Probenahme der Gewässerstichproben erfolgte mittels Schöpfer und Eimer, bei den Probenahmen auf den Kläranlagen kamen automatische Probenahmegeräte der Firmen MAXX, Bühler, WaterSam und Endress & Hauser zum Einsatz. Mit Hilfe dieser mit Glasgefäßen ausgestatteten Geräte wurden im Zulauf und Ablauf der Kläranlagen von jeweils 8:00 Uhr zeitproportional 24-Stundenmischproben entnommen. Die Homogenisierung der Proben und Abfüllung in die jeweiligen zum Teil mit Konservierungsmittel vorgelegten parametergruppenspezifischen Einmal-Flaschen erfolgte mit einer Mischapparatur aus Glas der Fa. Behr.

Die für einige Parameter notwendige Filtration mittels 0,45 µm Einmalfilter wurde ebenfalls vor Ort vorgenommen.

Für die Analytik der Arzneimittelwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel ist die Fa. Eurofins verantwortlich. Sämtliche übrigen Parameter wurden von der Fa. UCL bestimmt.

Folgende Abweichungen und Besonderheiten bei Probenahme und Analytik sind zu beachten:

- Der Boombach oberhalb der KA Reken fällt i.d.R. im Sommer trocken, sodass hier nur drei der sechs geplanten Probenahmen erfolgten.
- Bei der zweiten Probenahmekampagne kam es beim Zulaufprobennehmer der KA Herten-Westerholt zu einer Verstopfung. Dies hatte zur Folge, dass ersatzweise nach Beendigung der 24-stündigen Ablaufprobenahme eine Stichprobe des Zulaufs entnommen werden musste.
- Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass an der Probenahmestelle Lippe-Pegel unterhalb Sesekemündung noch ein Teilstrom der Seseke erfasst wurde.

- Für die 4. Probenahmekampagne konnten keine Ergebnisse zu den Arzneimittelwirkstoffen und Röntgenkontrastmitteln erzeugt werden. Es wird davon ausgegangen, dass dies keine Auswirkungen auf die hier beschriebenen Bewertungen haben.
- Bedingt durch Matrixstörungen und notwendige Verdünnungen liegen für einzelne Parameter tlw. unterschiedliche Bestimmungsgrenzen vor.
- Die beiden Probenahmeorte in Hamm lagen nur ca. 2,6 km voneinander entfernt. Dazwischen liegen keine Gewässerzuflüsse und auch kaum andere Zuflüsse bei Trockenwetter. Vor dem Hintergrund überraschen die unterschiedlichen Ergebnisse dieser beiden Probenahmestellen. Eine Erklärung kann sein, dass die Orte an unterschiedlichen Tagen und bei anderen Witterungsbedingungen beprobt wurden.

2.3 Monitoringergebnisse

Eine Zusammenstellung aller Messergebnisse wird aufgrund des großen Umfangs (ca. 400 DIN-A4-Seiten) in einer separaten Datei erfasst. In den nachfolgenden Abschnitten werden Ergebnisse zu ausgewählten Parametergruppen und „Leitparametern“ dargestellt. Bei der Auswertung der Ergebnisse wurden folgende Randbedingungen beachtet:

- Die Ergebnisse der Emscher und der Kläranlage Dortmund-Deusen werden mit dargestellt, weil diese bei der Ermittlung der Eingangsdaten für die Stoffflussbilanzierung mitbetrachtet werden. Die Ergebnisse werden aber nicht mit in die Diskussion der Befunde aufgenommen.
- Die Bewertung der Messergebnisse erfolgte in der Regel anhand der aus den Einzelmesswerten je Messstelle berechneten Mittelwerte. Bei Angabe von Eliminationsraten basieren diese auf dem Vergleich der Konzentrationsmittelwerte am Kläranlagenzu- und -ablauf (und nicht auf den Mittelwerten von Einzeleliminationsraten an den Messtagen).
- Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden bei der statistischen Auswertung mit $0,5 \times$ Bestimmungsgrenze angesetzt.
- Bei unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen wurde für die Auswertung diejenige herangezogen, die am häufigsten auftrat. Bei mengenmäßig gleicher Verteilung wurde die mittlere Bestimmungsgrenze angesetzt.
- Als Referenz für die Bewertung der gemessenen Konzentrationen wurden die Orientierungswerte oder Umweltqualitätsnormen der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) bzw. die in der Anlage D4 des „Monitoringleitfadens Oberflächengewässer“ von NRW (D4-Liste, 3. Zyklus) genannten „Qualitätsziele“ als „Präventivwerte“ herangezogen. Ein Auszug der Beurteilungskriterien (im Bericht ebenfalls als Qualitätskriterien oder Qualitätsziele genannt) ist in Tabelle 2.6 dargestellt (siehe auch Tabelle 9.1 in der Anlage).
- Diese Beurteilungskriterien gelten streng genommen für die Bewertung der Oberflächengewässer. Sie werden hier tlw. auch für die Einordnung der Befunde an Kläranlagen herangezogen, um eine bessere Übersicht zu ermöglichen.

- Für eine übersichtliche Darstellung der Befunde wurden die Konzentrationsmittelwerte nach dem in Tabelle 2.7 dargelegten Farbcode hinterlegt. Bei Konzentrationen ohne Farbgebung lagen alle Einzelwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Farben gelb, orange und rot zeigen eine Überschreitung des Beurteilungskriteriums an.

Tabelle 2.6: Auszug der Beurteilungskriterien für Stoffe im Gewässer (gemäß Anlage D4 des „Monitoringleitfaden Oberflächengewässer“ von NRW, 3. Zyklus)

Stoffgruppe	Stoff-Nr.	Stoffname	JD µg/	ZHK µg/	Art Beurteilungswert	Quelle
Aromaten und Phenole	4097	Benzotriazol	10	-	Präventivwert	
Arzneistoffe und Metaboliten	2667	Carbamazepin	0,5	2000	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Arzneistoffe und Metaboliten	2918	Clarithromycin	0,1	0,6	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Arzneistoffe und Metaboliten	2639	Diclofenac	0,05	-	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Arzneistoffe und Metaboliten	2637	Ibuprofen	0,01	-	Orientierungswert	EU Draft EQS 11.03.11
Arzneistoffe und Metaboliten	2656	Metoprolol	7,3	-	Orientierungswert	LAWA-O 10.03 II
Arzneistoffe und Metaboliten	2691	Sulfamethoxazol	0,6	3	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Kontrastmittel	2969	Amidotrizoensäure	0,1	-	Präventivwert	
Kontrastmittel	2968	Iomeprol	0,1	-	Präventivwert	
Kontrastmittel	2966	Iopamidol	0,1	-	Präventivwert	
Kontrastmittel	2967	Iopromid	0,1	-	Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2247	Terbutryn	0,065	0,34	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8

Tabelle 2.7: Farblegende zur Klassifizierung der Messergebnisse

	alle Werte < BG (Bestimmungsgrenze)
	Mittelwert ≤ 1/2 BK (Beurteilungskriterium)
	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK
	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK
	Mittelwert > 4x BK

2.3.1 Ergebnisse des Gewässermonitorings

Eine Beschreibung und Bewertung der Messergebnisse erfolgt nachfolgend für die betrachteten Substanzgruppen (allgemein-chemische Parameter, Arznei- und Röntgenkontrastmittel, Pflanzenschutzmittel und Pestizide, Perfluorierte Tenside) sowie für die Leitparameter von Spurenstoffen, die bei der Stoffflussbilanzierung betrachtet werden. Eine Auswertung der Ergebnisse für weitere Substanzen ist dem Anhang 9.3 zu entnehmen.

2.3.1.1 Allgemeine chemische Parameter und hormonaktive Substanzen im Gewässer

Die aus den Messwerten der allgemeinen chemischen Parameter (ACP) an den Gewässermeßstellen gemittelten Konzentrationen sind in Tabelle 2.8 und Tabelle 2.9 dargestellt. Die

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Ergebnisse weiterer allgemeiner Parameter sowie zwei hormonaktive Substanzen an den Messstellen im Oberflächengewässer sind ebenfalls in Tabelle 2.8 aufgeführt.

Nicht alle in Tabelle 2.8 dargestellten Parameter verfügen über ein gewässerspezifisches Beurteilungskriterium (z.B. Calcium, Magnesium und Aluminium). Alle anderen Parameter sind entsprechend der Farblegende (s. Tabelle 2.7) bewertet worden. Die mittleren Konzentrationen von Chlorid und Sulfat liegen bis auf eine Gewässermessstelle unter den Beurteilungskriterien. Von den untersuchten hormonaktiven Substanzen konnte nur 4-tert-Octylphenol einmal am Rexebach oberhalb des Kläranlagenzulaufs nachgewiesen werden.

Tabelle 2.8: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der untersuchten allgemeinen chemischen Parameter und Phenole an den Gewässermessstellen

Messstelle	Chlorid	Sulfat	Nitrat-Stickstoff	Bromid	Cyanid	Calcium*	Eisen	Magnesium*	Aluminium*	4-tert-Octylphenol	4-Octylphenol	
BG				1	5		0,01		20	0,05	0,01	
BK	200	200	11,29	0,22	10		1,8			0,1	0,1	
Einheit	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Lippe Kessler	77	46	5,2	0,5	2,5	107	0,3	5,4	91	0,025	0,005	
Lippe oh Hamm	78	49	4,9	0,5	2,5	97	0,4	6,2	107	0,025	0,005	
Lippe Pegel Hamm	77	49	5,1	0,5	2,5	101	0,2	5,8	78	0,025	0,005	
Lippe uh Mdg. Seseke	126	102	5,0	0,5	2,5	101	0,2	10,3	58	0,025	0,005	
Lippe Dorsten	180	94	4,4	0,5	2,5	102	0,3	8,5	67	0,025	0,005	
Lippe Fusternberg	178	99	4,3	0,5	2,5	99	0,3	8,3	80	0,025	0,005	
Ahse vor Mdg. Lippe	99	58	6,9	0,5	2,5	122	0,3	6,2	96	0,025	0,005	
Seseke vor Mdg. Lippe	101	125	5,1	0,5	2,9	91	0,2	10,6	56	0,025	0,005	
Steuer vor. Mdg. Lippe	35	62	4,1	0,5	2,5	82	0,3	5,3	31	0,025	0,005	
Soestbach oh KA	53	45	8,1	0,5	2,5	146	0,1	4,1	73	0,025	0,005	
Soestbach uh KA	69	48	6,7	0,5	2,5	123	0,1	4,8	101	0,025	0,005	
Körne uh KA	133	129	6,2	0,5	8,3	69	0,3	9,1	46	0,025	0,005	
Seseke oh Mdg. Rexebach	59	123	5,1	0,5	2,5	128	0,2	15,3	54	0,025	0,005	
Seseke uh Mdg. Rexebach	76	104	5,2	0,5	2,5	107	0,2	11,6	66	0,025	0,005	
Rexebach oh KA	95	105	5,0	0,5	2,5	98	0,2	9,7	24	0,029	0,005	
Boombach oh KA	28	33	6,1	0,5	2,5	36	0,2	4,7	106	0,025	0,005	
Boombach uh KA	58	61	2,8	0,5	2,5	34	0,7	4,2	173	0,025	0,005	
Hasseler Mb oh KA	52	124	5,7	0,5	2,5	190	0,03	5,0	12	0,025	0,005	
Rapphofs Mb uh KAen	88	108	6,0	0,5	2,5	107	0,3	6,1	126	0,025	0,005	
Emscher oh KA Do	254	199	1,8	0,8	6,8	123	0,7	23,3	87	0,025	0,005	
Emscher uh KA Do	106	113	3,6	0,5	3,8	82	0,93	13,6	153	0,025	0,005	
Farblegende * keine gewässerspezifischen Beurteilungskriterien für Calcium, Magnesium und Aluminium												
Weiß	Alle Werte < BG		Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK				Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK			
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK		Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK				Rot	Mittelwert > 4x BK			

Stellvertretend für die ACP sollen hier die Ergebnisse für den Parameter Gesamt-Phosphor beschrieben werden. Die Lippe zeigte beim Eintritt in das Lippeverbandsgebiet eine Gesamt-P-Konzentration von 0,1 mg/l, die dem Orientierungswert für den guten Zustand entspricht. Bereits an der Messstelle Lippe oh Hamm sowie im weiteren Lippeverlauf unterhalb der Sesekeeinmündung werden Konzentrationsmittelwerte über dem Gesamt-P-Orientierungswert verzeichnet.

Messstellen an denen der Gesamt-P-Orientierungswert von 0,1 mg/l im Mittel eingehalten wurde, waren der Soestbach, der Hasseler Mühlenbach und die Stever vor Mündung in die Lippe. Insbesondere in der Körne sowie in Soestbach und Hasseler Mühlenbach unterhalb von Kläranlagen liegen Konzentrationsmittelwerte über dem Orientierungswert. Oberhalb der Kläranlagen Soest und Herten-Westerholt lagen alle sechs Messungen unterhalb der Nachweisgrenze, daher zeigt die Abbildung 2.2 dort keine Säule. Im direkten Vergleich der Gewässermessstellen ober- und unterhalb der Kläranlagen nehmen die Pges-Konzentrationen unterhalb tendenziell zu. Am Boombach ist der gemessene Mittelwert von 0,24 mg/l auf landwirtschaftliche Quellen zurückzuführen. Der Zufluss der Kläranlage Reken führt hier zu einer Verdünnung (vgl. Abbildung 2.2).

Tabelle 2.9: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte von Phosphor, Stickstoff und TOC an den Gewässermessstellen

Bezeichnung	Fließgewässertyp	Ortho-P	Gesamt-P	Nitrit	Ammonium	TOC
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Lippe Pegel Kessler	15g	0,05	0,10	0,03	0,12	3,73
Lippe oh Hamm	15g	0,06	0,14	0,04	0,21	4,43
Lippe Pegel Hamm	15g	0,05	0,10	0,04	0,14	3,82
Lippe uh Mdg. Seseke	15g	0,10	0,16	0,08	0,23	5,52
Lippe Pegel Dorsten	15g	0,07	0,12	0,08	0,15	4,83
Lippe Pegel Fusternberg	15g	0,07	0,12	0,05	0,18	4,95
Soestbach oh KA	18	0,02	0,10	0,02	0,11	1,68
Soestbach uh KA	18	0,05	0,12	0,11	0,27	3,72
Ahse vor Mdg. Lippe	15	0,10	0,14	0,04	0,14	4,08
Rexebach oh KA	14	0,18	0,27	0,05	0,53	6,40
Seseke oh Mdg.Rexebach	15	0,12	0,16	0,06	0,25	4,50
Seseke uh Mdg.Rexebach	15	0,15	0,20	0,10	0,50	5,37
Körne uh KA	14	0,16	0,23	0,01	0,19	5,55
Seseke vor Mdg. Lippe	15	0,13	0,20	0,05	0,25	5,65
Boombach oh KA	14	0,18	0,24	0,03	0,49	8,93
Boombach uh KA	14	0,06	0,20	0,13	0,85	8,07
Stever vor. Mdg. Lippe	15	0,05	0,10	0,07	0,16	6,77
Hasseler Mb oh KA	14	0,05	0,10	0,01	0,07	2,12
Rapphofs Mb uh KA	14	0,10	0,20	0,06	0,29	7,30
Emscher oh KA Do	18	0,02	0,10	0,02	0,14	3,98
Emscher uh KA Do	18	0,21	0,52	0,14	1,46	9,22

Farblegende

Weiß Alle Werte < BG

Blau Mittelwert ≤ 1/2 BK

Grün 1/2 BK < Mittelwert ≤ BK

Gelb BK < Mittelwert ≤ 2 x BK

Orange 2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK

Rot Mittelwert > 4x BK

Leitparameter

2.3.1.2 Arzneimittel, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel im Gewässer

Tabelle 2.10 gibt einen Überblick über die gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Arzneimittelwirkstoffe (AM), des Benzotriazol und der Röntgenkontrastmittel (RKM) im Gewässer im Vergleich zu den Bewertungskriterien nach Tabelle 2.7.

Mit Ausnahme von wenigen Messstellen (Soestbach und Boombach oberhalb der Kläranlagenzuläufe Soest und Reken) konnten sechs von den sieben betrachteten Arzneimittelwirkstoffen sowie fünf von den sechs betrachteten Röntgenkontrastmitteln an allen Gewässermessstellen in mittleren Konzentrationen über BG bzw. den Qualitätszielen nachgewiesen werden. Auch das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol war an allen Gewässermessstellen

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

nachweisbar, jedoch grundsätzlich mit mittleren Konzentrationen aus sechs Messwerten unterhalb des Qualitätsziels von 10 µg/l. Das abwasserbürtige Benzotriazol wurde im Lippeverbandsgebiet ebenfalls an zwei Gewässermessstellen (oberhalb der Kläranlagenzuläufe Soest und Reken) über der Bestimmungsgrenze gemessen. Grund hierfür können oberhalb liegende Mischwassereinleitungen oder sonstigen Einleitungen sein, die im Rahmen weiterer wasserwirtschaftlichen Betrachtungen zu klären sind.

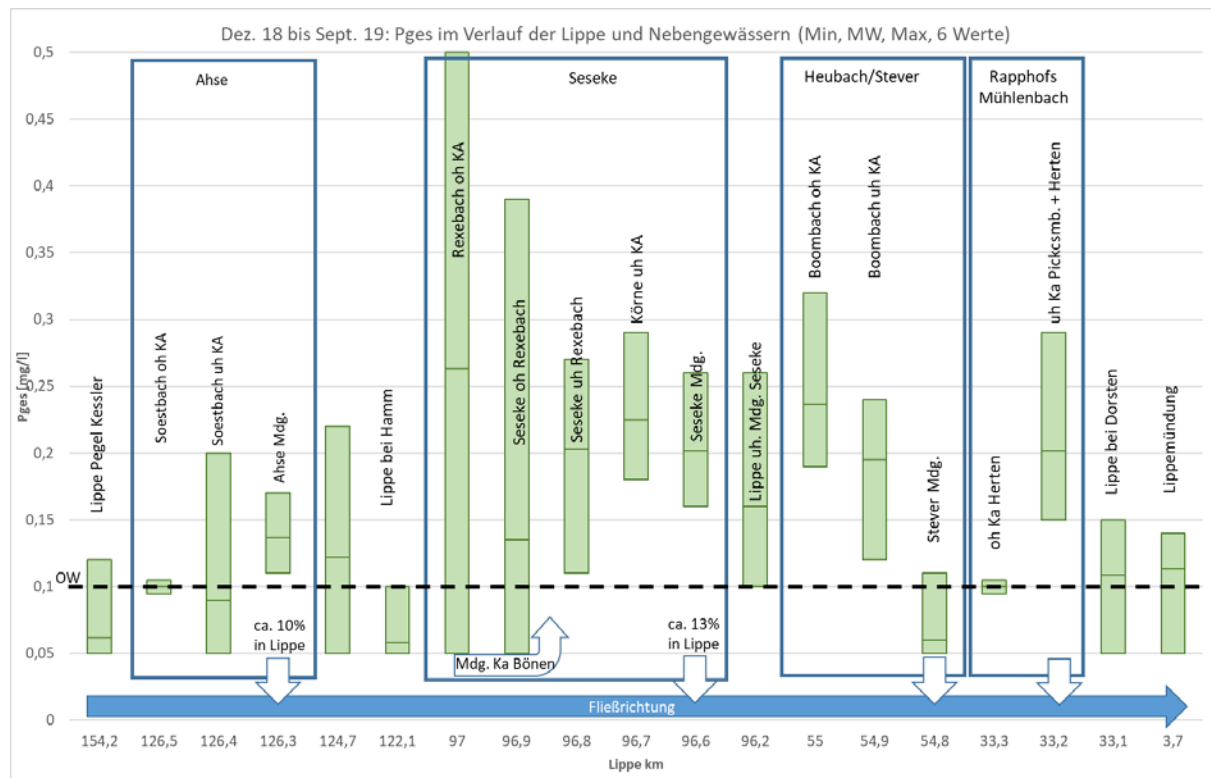


Abbildung 2.2: Gemessene Gesamt-P-Konzentrationen im Gewässerverlauf

Auffällig ist, dass insgesamt weniger Überschreitungen bei den Substanzen mit „hohen“ Beurteilungskriterien (Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Metoprolol und Benzotriazol mit Qualitätszielen zwischen 0,5 µg/l und 10 µg/l) verzeichnet werden.

Von den betrachteten AM sind insbesondere das Analgetikum Diclofenac, das Antiepileptikum Gabapentin sowie das Antirheumatikum und Schmerzmittel Ibuprofen auffällig. Für diese Substanzen liegen Überschreitungen des jeweiligen Qualitätskriteriums an allen bzw. vielen betrachteten Gewässermessstellen vor, bei denen von einer Abwasserbeeinflussung ausgegangen werden kann. Beispielsweise wurde eine Überschreitung des Beurteilungskriteriums für Diclofenac an 15 der insgesamt 19 Gewässermessstellen im Lippeverbandsgebiet festgestellt, für Clarithromycin an acht Gewässermessstellen und Carbamazepin an zwei. Die anderen Leitparameter lagen an allen Messstellen im Mittel immer unter dem jeweiligen Beurteilungskriterium.

Für Ibuprofen wird an vielen Gewässermessstellen – trotz der Eliminationsleistung von in der Regel weit über 90% auf den untersuchten Kläranlagen (vgl. Kapitel 2.3.3.2) – das niedrige

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Bewertungskriterium von 0,01 µg/l überschritten. Inwieweit dies durch Mischwassereinleitungen (mit)verantwortlich ist, kann nicht aus den Messergebnissen ermittelt werden.

Tabelle 2.10: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Arzneimittelwirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel an den Gewässermessstellen

Messstelle	Benzotriazol	Carbamazepin	Clarithromycin	Diclofenac	Sulfamethoxazol	Metoprolol	Amidotrizoesäure	Ibuprofen	Gabapentin	Iohexol	Iomeprol	Iopamidol	Iopromid	Ioversol
BG	0,05	0,04*	0,02*	0,01*	0,04*	0,02*	0,2	0,05*	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	1
BK	10	0,5	0,1	0,05	0,6	8,6	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Lippe Pegel Kessler	0,50	0,07	0,03	0,09	0,05	0,11	0,32	0,07	0,40	0,50	0,30	0,16	0,16	0,50
Lippe oh Hamm	2,14	0,08	0,03	0,10	0,07	0,12	0,34	0,07	0,67	0,40	0,26	0,20	0,26	0,50
Lippe Pegel Hamm	0,60	0,08	0,03	0,09	0,07	0,12	0,34	0,07	0,65	0,44	0,18	0,14	0,42	0,50
Lippe uh Mdg. Seseke	1,61	0,32	0,09	0,51	0,38	0,74	0,96	0,12	1,65	0,30	0,62	0,12	1,76	0,50
Lippe Pegel Dorsten	1,13	0,14	0,05	0,19	0,10	0,33	0,56	0,09	1,02	0,36	0,46	0,18	0,82	0,50
Lippe Pegel Fusternberg	1,25	0,14	0,04	0,21	0,10	0,36	0,56	0,12	1,25	0,40	0,54	0,24	1,00	0,50
Soestbach oh KA	0,20	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,10	0,07	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,50
Soestbach uh KA	2,95	0,20	0,22	0,55	0,13	0,64	1,68	0,07	2,93	0,98	1,42	0,28	11,42	0,50
Ahse Pegel Westuennen	0,85	0,16	0,08	0,24	0,12	0,40	0,52	0,07	1,25	0,44	0,20	0,16	1,40	0,50
Rexebach oh KA	3,05	0,45	0,24	1,24	0,38	1,37	0,66	0,10	3,12	0,44	0,12	0,10	0,48	0,70
Seseke oh Mdg.Rexebach	1,63	0,12	0,10	0,27	0,14	0,35	0,18	0,08	0,85	0,12	0,14	0,10	0,32	0,62
Seseke uh Mdg.Rexebach	2,55	0,35	0,09	0,91	0,29	1,15	0,40	0,07	1,80	0,44	0,18	0,10	0,42	0,50
Körne uh KA	4,16	0,48	0,18	1,03	0,34	0,53	1,76	0,07	1,52	0,82	3,78	0,14	1,16	0,50
Seseke vor Mdg.	2,99	0,45	0,16	0,94	0,35	1,04	1,52	0,08	2,35	0,28	1,94	0,22	2,52	0,50
Boombach oh KA	0,19	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,10	0,03	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,50
Boombach uh KA	4,05	0,48	0,11	1,20	0,34	0,76	1,04	1,14	6,90	0,14	3,72	0,10	0,20	0,50
Stever vor. Mdg.	0,41	0,05	0,01	0,05	0,02	0,06	0,10	0,07	0,75	0,10	0,10	0,34	0,16	0,50
Hasseler Mb oh KA	1,59	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,20	0,07	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,50
Rapphofs Mb uh KA	4,33	0,68	0,25	2,63	0,50	2,17	4,00	0,09	4,10	2,58	1,10	0,10	0,16	0,50
Emscher oh KA Do	0,98	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,10	0,07	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,50
Emscher uh KA Do	5,36	0,55	0,26	1,33	0,32	1,72	2,20	0,10	4,13	2,36	7,70	0,16	8,00	0,50

Farblgende

Weiß Alle Werte < BG

Blau Mittelwert ≤ 1/2 BK

Grün 1/2 BK < Mittelwert ≤ BK

Gelb BK < Mittelwert ≤ 2 x BK

Orange 2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK

Rot Mittelwert > 4x BK

*mehrere Bestimmungsgrenzen (BG); Leitparameter

Bei fünf der sechs betrachteten RKM liegen die Bestimmungsgrenzen über dem Beurteilungskriterium. Bei Ioversol zum Beispiel beträgt die Bestimmungsgrenze mit 1 µg/l das 10-fache des Beurteilungskriteriums, sodass schon bei einer Messung über der Bestimmungsgrenze das Beurteilungskriterium 4-fach überschritten wird. Ioversol lag an vielen Messstellen in der Lippe sowie in den Nebengewässern unter der Bestimmungsgrenze. Dieses RKM kommt im Vergleich zu den anderen Kontrastmitteln im Untersuchungsgebiet eventuell weniger zum Einsatz.

2.3.1.3 Pflanzenschutzmittel und Pestizide im Gewässer

Insgesamt wurden 45 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie deren Metabolite (PBSM) in den Gewässer- und Abwasserproben analysiert. Insgesamt wurden 22

PBSM im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen. Im Einzelnen sind das 2,4-DP, Bentazon, Bromazil, Bromoxynil, Chlortoluron, Diazinon, Diflufenican, Epoxiconazol, Flurtamone, Hexazinon, Isoproturon, Methabenzthiazuron, Metolachlor, Metolachlor CGA 37735, Metolachlor CGA 50267, Metribuzin, Monolinuron, Picolinafen, Pirimicarb, Prometryn, Simazin und Tebucanazol. An den Gewässermessstellen nachgewiesen, aber mit Messwerten unterhalb der Beurteilungskriterien, wurden 13 PBSM (Atrazin, Carbendazim, Dimethoat, Dimoxystrobin, Diuron, Flufenacet, Linuron, MCPA, Propiconazol, Quinoxyfen, Sulcotrion, Terbutylazin, Triclosan).

Der festgelegte Leitparameter Terbutryn wurde an 13 Gewässermessstellen nachgewiesen, jedoch ohne Überschreitungen des Beurteilungskriteriums (siehe Tabelle 2.11) und war an acht Messstellen nicht nachweisbar. Auch Mecoprop (MCP) war an den meisten Gewässermessstellen nachweisbar.

Überschreitungen der Beurteilungskriterien traten nur bei sieben Parametern und an einzelnen Gewässermessstellen auf. Von den an der Messstelle im Soestbach unterhalb der Kläranlage nachgewiesenen sieben PBSM waren bei drei die mittleren Konzentrationen höher als die Beurteilungskriterien. Auch im Rapphofsmühlenbach wurden Überschreitungen des Qualitätsziels bei drei der sechs dort nachgewiesenen PBSM festgestellt. In der Lippe wurden bei drei der hier nachgewiesenen PBSM höhere mittlere Konzentrationen als die Qualitätsziele ermittelt (Metolachlor ESA und Omethoat). Bereits am Pegel Lippe Kessler ist Metolachlor ESA über das Qualitätsziel messbar. Die durchgängig hohen Konzentrationen vom Metolachlor ESA in der Lippe ab Pegel Dorsten sind eventuell auf Einträge aus der Stever zurückzuführen. Metolachlor ESA wird ebenfalls in der Stever mit einer 6,6-fachen Überschreitung des Beurteilungskriteriums gemessen (Abbildung 2.3).

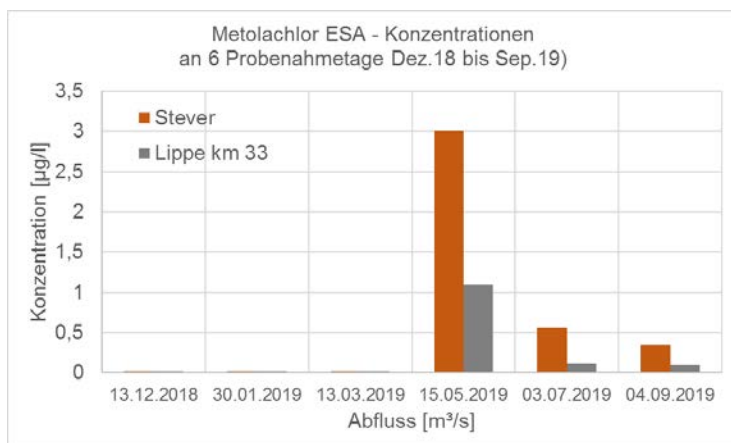


Abbildung 2.3: Gemessene Konzentrationen von Metolachlor ESA an den Probenahmetagen in der Lippe (Pegel Dorsten) und in der Stever (Pegel vor Mdg. in die Lippe)

Die Überschreitungen bei Omethoat in der Lippe bei Dorsten und im Soestbach unterhalb der Kläranlage sind jeweils auf eine Messung im Januar 2019 zurückzuführen.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Das Insektizid Imidacloprid aus der Gruppe der Neonicotinoide, das von der EU-Kommission auf der Beobachtungsliste von möglichen Substanzen für eine EU-weite Regelung als prioritärer Stoff steht (Richtlinie 2008/105/EG), wurde im Boombach und Rapphofs Mühlenbach jeweils unterhalb der Kläranlage mit Überschreitung des Beurteilungskriteriums nachgewiesen. Die Substanz wurde ebenfalls im Ablauf von Kläranlagen nachgewiesen, sodass diese als eine Eintragsquelle zu vermuten sind (vgl. Kapitel 2.3.3.3). Auch Nicosulfuron wurde im Soestbach unterhalb der Kläranlagen über dem Beurteilungskriterium gemessen. Die Substanz wurde in lediglich zwei der sechs Proben (Januar und Mai 2019) über der Bestimmungsgrenze gemessen. In der Stever lag die mittlere Konzentration ebenfalls über dem Beurteilungskriterium, bedingt durch eine einzelne Probe im Mai 2019.

Beim Boombach und Rexebach konnte bereits vor den Kläranlageneinleitungen Mecoprop nachgewiesen werden. Weitere Befunde lagen ebenfalls unterhalb der Kläranlageneinleitungen vor (z.B. Gewässermessstellen Soestbach und Boombach jeweils unterhalb der Kläranlage), an denen die Konzentrationen höher als an den Messstellen oberhalb der Kläranlage waren.

Tabelle 2.11: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte von auffälligen PBSM an den Gewässermessstellen

Messstelle	2,4-D	Ametryn	Chloridazon	Imidacloprid	Mecoprop P	Mecoprop (MCPP)	Metolachlor ESA	Nicosulfuron	Omethoat	Terbutryn
BG	0,05	0,01	0,05	0,05	0,1	0,05	0,05	0,02	0,05	0,01
BK	0,2	0,5	0,1	0,002	0,1	0,1	0,1	0,009	0,004	0,065
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Lippe Kessler	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,269	0,010	0,025	0,005
Lippe oh Hamm	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,233	0,010	0,025	0,005
Lippe Hamm	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,243	0,010	0,025	0,005
Lippe uh Mdg. Seseke	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,078	0,010	0,025	0,007
Lippe Dorsten	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,233	0,010	0,035	0,006
Lippe Fusternberg	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,208	0,010	0,025	0,006
Soestbach oh KA	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,063	0,010	0,025	0,005
Soestbach uh KA	0,073	0,010	0,032	0,025	0,095	0,025	0,063	0,069	0,144	0,010
Ahse vor Mdg.	0,033	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,063	0,010	0,025	0,007
Rexebach oh KA	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,047	0,063	0,010	0,025	0,012
Seseke oh Mdg. Rexebach	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,063	0,010	0,025	0,007
Seseke uh Mdg. Rexebach	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,036	0,063	0,010	0,025	0,010
Körne uh KA	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,038	0,063	0,010	0,025	0,018
Seseke vor Mdg.	0,025	0,005	0,025	0,025	0,060	0,036	0,063	0,010	0,025	0,012
Boombach oh KA	0,025	0,005	0,025	0,025	0,070	0,063	0,025	0,010	0,025	0,005
Boombach uh KA	0,025	0,005	0,025	0,037	0,073	0,058	0,072	0,010	0,025	0,013
Stever vor. Mdg.	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,664	0,040	0,025	0,005
Hasseler Mb oh KA	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,063	0,010	0,025	0,005
Rapphofs Mb uh KAen	0,025	0,005	0,116	0,030	0,098	0,087	0,189	0,010	0,025	0,018
Emscher oh KA Do	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,025	0,063	0,010	0,025	0,005
Emscher uh KA Do	0,025	0,005	0,025	0,025	0,115	0,098	0,063	0,010	0,025	0,015

Farblegende

Weiß	Alle Werte < BG	Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK	Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK	Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK	Rot	Mittelwert > 4x BK

Leitparameter

Um Abhängigkeiten der Konzentrationen von PBSM im Gewässer näher zu untersuchen, wurden die einzelnen Messwerte an den Probenahmetagen betrachtet. Dabei wurden die Standorte herangezogen, an denen PBSM nachgewiesen wurden. Abbildung 2.4 zeigt, dass einige PBSM an allen Probenahmetagen – d.h. auch in den Wintermonaten Dezember und Januar – nachgewiesen werden konnten. Die höchsten gemessenen Konzentrationen lagen bei der Mai-Probe mit Einzelmesswerten von bis zu 3 µg/l vor. Die niedrigsten Konzentrationen wurden bei der Probenahme im März verzeichnet. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass Emissionen von einzelnen PBSM scheinbar auch unabhängig von der Vegetationszeit erfolgen.

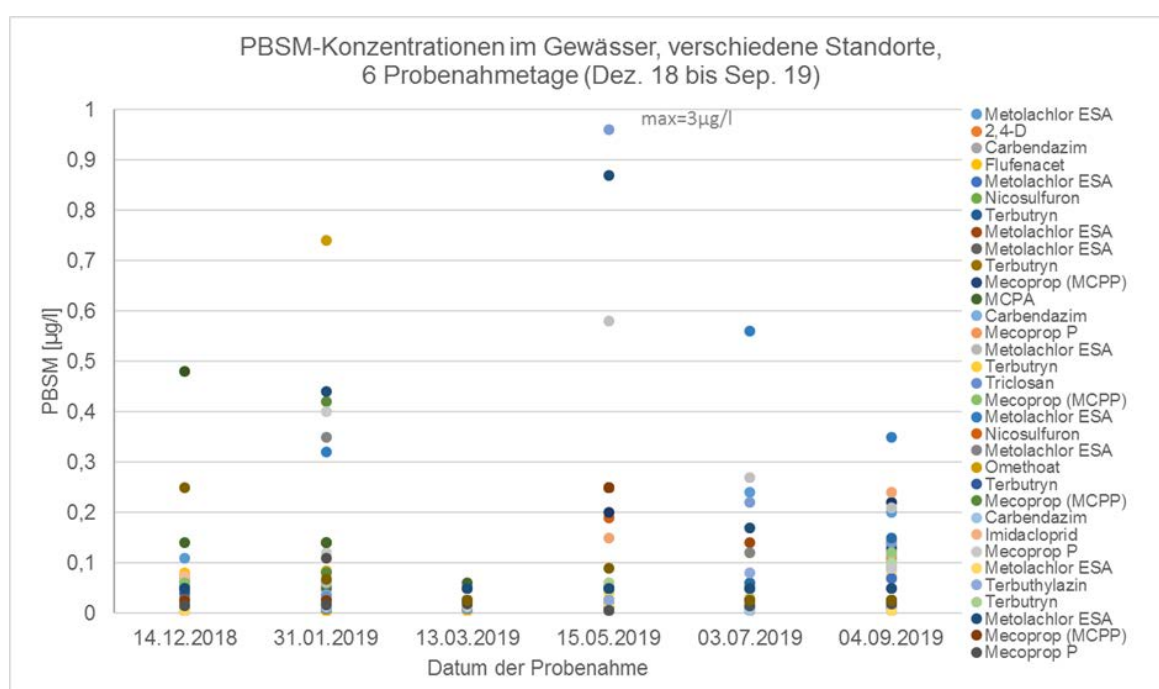


Abbildung 2.4: Einzelmesswerte von nachgewiesenen PBSM an den Probenahmetagen an einzelnen Gewässermessstellen

Für Metachlor ESA wurden hingegen nennenswerte Befunde an Gewässermessstellen nur an den drei Probenahmetagen im Mai, Juli und September verzeichnet (siehe Abbildung 2.5). Dies deutet auf einen Einsatz dieser Substanz in der Vegetationsperiode hin.

Für eine weitere Analyse der PBSM-Befunde wurden Konzentrations- und Frachtabflussbeziehungen an den Gewässermessstellen beispielhaft für Terbutryn und Metolachlor ESA aufgestellt (Abbildung 2.6). Auf Basis dieser begrenzten Datenlage sind keine direkten Abhängigkeiten abzuleiten. Insbesondere in der Seseke und in der Lippe sind die Bilder heterogen. In einigen Nebengewässern – zum Beispiel Körne und Stever – ist jedoch zu erkennen, dass höhere Spannen von Konzentrationen eher bei geringeren Abflüssen auftreten, während die Frachten in einer engen Spanne liegen (vgl. in Abbildung 2.6 Konzentrationen von Terbutryn in der Körne sowie Metolachlor ESA in der Stever). Ein Eintrag aus diffusen Quellen ist nicht auszuschließen. Eine Abschwemmung bei höheren Abflüssen ist nicht zu erkennen.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

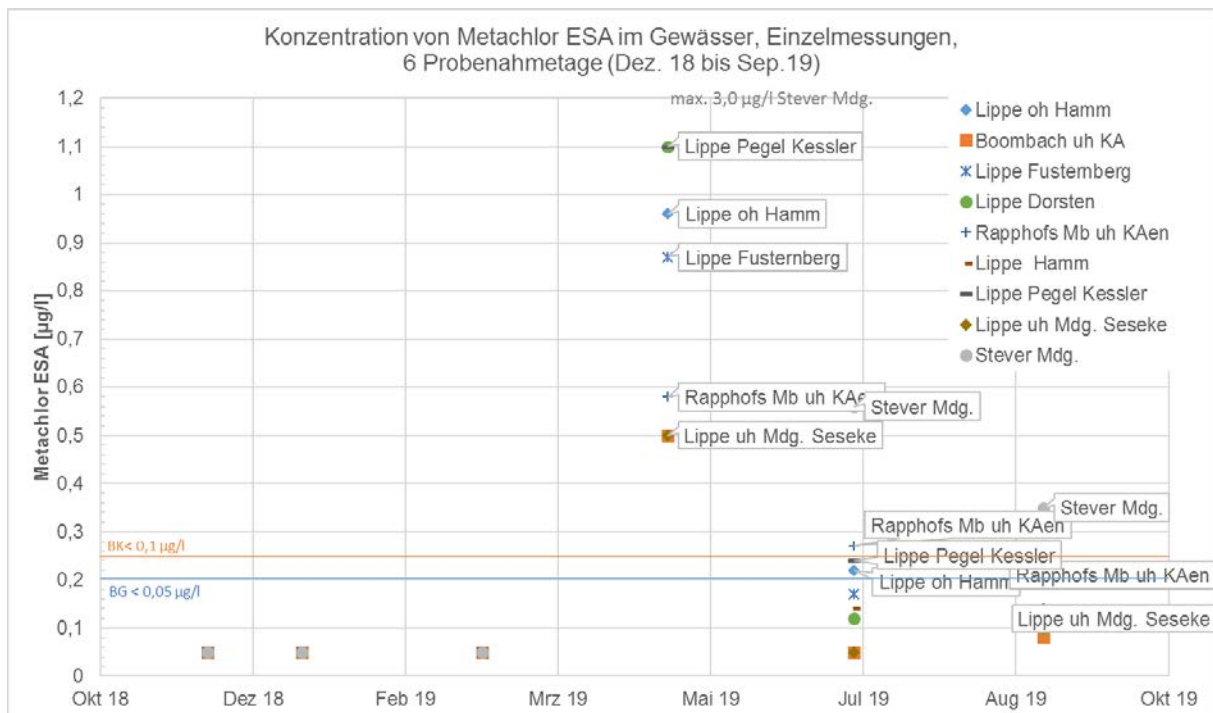


Abbildung 2.5: Einzelmesswerte von Metachlor ESA an 9 Gewässermessstellen

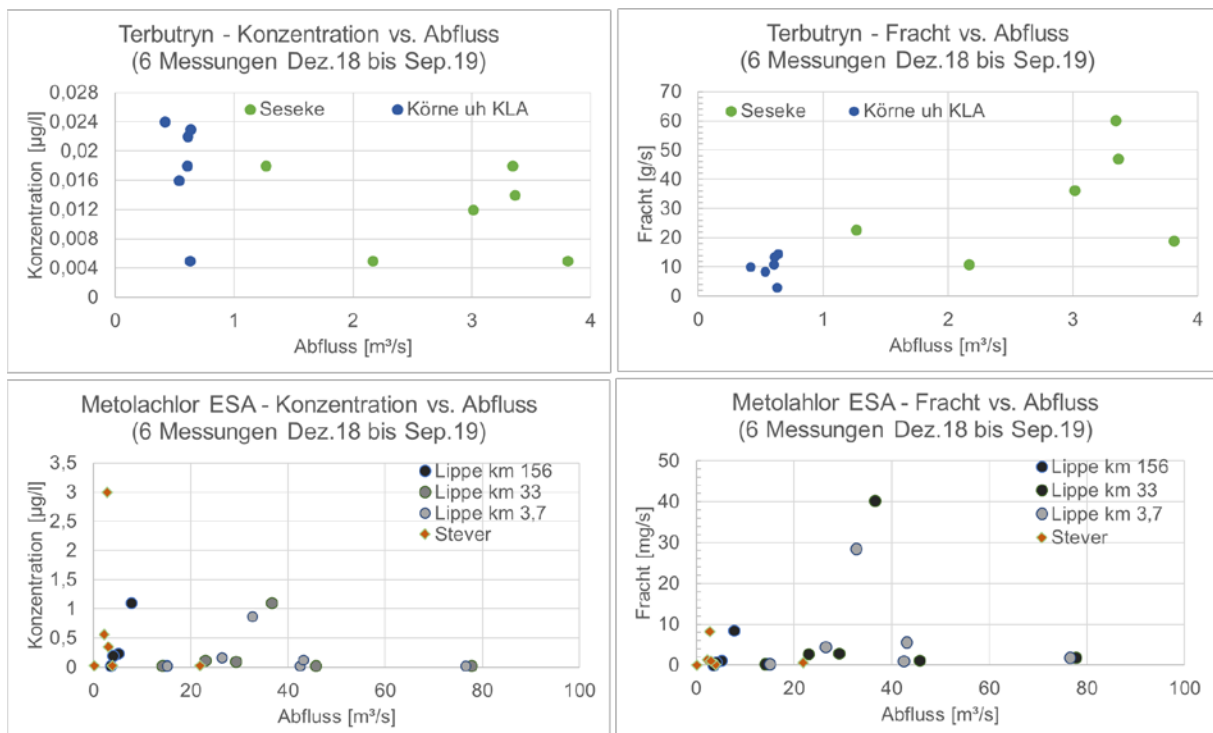


Abbildung 2.6: Konzentrationen und Frachten von Terbutryn und Metolachlor ESA an verschiedenen Gewässermessstellen in Beziehung zum Abfluss

2.3.1.4 Perfluorierte Tenside und Metalle im Gewässer

Zu den analysierten Parametern zählten 18 Metalle bzw. Leichtmetalle und zwölf Perfluorierte Tenside (PFT). Die gemittelten Messwerte der Metalle bzw. Leichtmetalle zeigt Tabelle 2.12. Die Mittelwerte der analysierten Perfluorierten Tenside an den Gewässermessstellen zeigt Tabelle 2.13.

An den untersuchten Gewässermessstellen in der Wasserphase konnten Beryllium, Cadmium, Cobalt, Quecksilber, Silber und Thallium nicht nachgewiesen werden. Dies dürfte auch auf die analysenspezifischen Bestimmungsgrenzen zurückzuführen sein, die bei diesen Parametern deutlich über dem Beurteilungskriterium liegen. Zu nachweisbaren Überschreitungen der Beurteilungskriterien kam es bei Arsen, Barium, Bor, Chrom, Kupfer, Mangan, Molybdän und Zink. Die Parameter Kupfer, Mangan und Zink wurden dabei am häufigsten an den Messstellen überschritten. Besonders bei Kupfer sorgt die Bestimmungsgrenze, die viel höher als das Bewertungskriterium liegt, dafür, dass bereits bei Nachweis von Kupfer über der BG das Beurteilungskriterium um ein Vielfaches überschritten wird.

Tabelle 2.12: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Metalle und Leichtmetalle an den Gewässermessstellen

Messstelle	Antimon	Arsen	Barium	Beryllium	Blei	Bor	Cadmium	Chrom	Cobalt	Kupfer	Mangan	Molybdän	Nickel	Quecksilber	Selen	Silber	Thallium	Zink
BG	1	1	10	1	1	0,1	0,3	1	5	5	0,01	5	1	1	2	1	1	10
BK	20	1,3	60	0,1	1,2	0,1	0,15	3,4	0,9	1,1	0,035	7	4	0,07	3	0,02	0,2	10,9
Einheit	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Lippe Kessler	0,5	0,5	63	0,5	0,5	0,05	0,15	0,7	2,5	3,1	0,044	2,5	1,3	0,5	1,0	0,5	0,5	14,8
Lippe oh Hamm	0,5	0,5	47	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	3,2	0,046	2,5	1,1	0,5	1,0	0,5	0,5	19,6
Lippe Pegel Hamm	0,5	0,5	62	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	2,5	0,039	2,5	1,3	0,5	1,0	0,5	0,5	10,1
Lippe uh Mdg. Seseke	0,5	0,5	59	0,5	0,6	0,08	0,15	0,5	2,5	3,1	0,048	2,5	2,3	0,5	1,3	0,5	0,5	19,1
Lippe Dorsten	0,5	0,8	103	0,5	0,5	0,15	0,15	0,5	2,5	2,5	0,069	2,5	2,2	0,5	1,2	0,5	0,5	21,2
Lippe Fusternberg	0,5	0,9	128	0,5	0,5	0,16	0,15	0,5	2,5	2,5	0,073	2,5	2,0	0,5	1,2	0,5	0,5	23,8
Ahse vor Mdg. Lippe	0,5	0,5	104	0,5	0,6	0,05	0,15	0,5	2,5	4,7	0,033	3,0	1,1	0,5	1,8	0,5	0,5	14,1
Seseke vor Mdg. Lippe	0,5	0,6	32	0,5	0,5	0,08	0,15	1,8	2,5	3,6	0,053	3,0	2,9	0,5	1,2	0,5	0,5	29,1
Steuer vor. Mdg. Lippe	0,5	2,1	33	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	2,5	0,093	2,5	2,4	0,5	1,0	0,5	0,5	5,0
Soestbach oh KA	0,5	0,5	73	0,5	0,5	0,05	0,15	0,7	2,5	2,5	0,011	2,5	0,5	0,5	1,0	0,5	0,5	14,0
Soestbach uh KA	0,5	0,5	56	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	2,5	0,019	2,5	0,7	0,5	1,0	0,5	0,5	25,3
Körne uh KA	0,5	0,5	22	0,5	0,5	0,07	0,15	3,4	2,5	5,3	0,039	3,7	3,5	0,5	1,0	0,5	0,5	49,8
Seseke oh Mdg. Rexeb.	0,5	0,7	62	0,5	0,5	0,06	0,15	0,5	2,5	2,5	0,055	5,0	2,1	0,5	1,4	0,5	0,5	12,3
Seseke uh Mdg. Rexeb.	0,5	0,5	43	0,5	0,5	0,07	0,15	0,6	2,5	2,5	0,060	8,7	3,6	0,5	1,3	0,5	0,5	18,9
Rexebach oh KA	0,6	0,5	40	0,5	0,5	0,19	0,15	0,5	2,5	2,5	0,056	14,8	3,9	0,5	2,1	0,5	0,5	26,6
Boombach oh KA	0,5	0,5	31	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	6,2	0,019	2,5	1,8	0,5	1,0	0,5	0,5	39,3
Boombach uh KA	0,5	0,5	15	0,5	0,5	0,05	0,15	1,0	2,5	4,9	0,074	2,5	3,7	0,5	1,0	0,5	0,5	39,8
Hasseler Mb oh KA	0,5	0,5	44	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	2,5	0,009	2,5	0,6	0,5	2,1	0,5	0,5	11,0
Rapphofs Mb uh KAen	0,5	0,5	22	0,5	0,5	0,05	0,15	0,5	2,5	3,0	0,050	2,5	1,8	0,5	1,0	0,5	0,5	27,5
Emscher oh KA Do	0,5	0,9	78	0,5	0,7	0,21	0,15	7,9	2,5	3,3	0,126	2,5	2,0	0,5	1,0	0,5	0,5	18,2
Emscher uh KA Do	0,5	0,6	59	0,5	1,1	0,11	0,15	0,9	2,5	10,9	0,090	2,5	2,7	0,5	1,0	0,5	0,5	49,0

Farblegende

Weiß	Alle Werte < BG	Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK	Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK	Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK	Rot	Mittelwert > 4x BK

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Im Untersuchungsgebiet wurden außer Perfluordecansäure alle analysierten PFT mindestens an einer Gewässermessstelle über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Keine der untersuchten PFT konnten an den Messstellen Lippe Furstenberg, Ahse vor Mdg. Lippe, Stever vor Mdg. Lippe und Soestbach uh KA gefunden werden. Teilweise wurden hingegen PFT im Oberlauf dieser Messorte analysiert.

An allen Gewässermessstellen oberhalb der Kläranlagenzuflüsse konnten einzelne PFT in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze bzw. dem Beurteilungskriterium dokumentiert werden – sowohl in eher ländlichen als auch städtisch geprägten Zulaufgebieten. In der Seseke wurden alle PFT außer Perfluordecansäure gefunden.

Überschreitungen der Beurteilungskriterien wurden lediglich bei Perfluorhexansulfonsäure an der Messstelle Rexebach oh KA sowie an vielen Gewässermessstellen bei Perfluoroctansulfonsäure und Perfluoroctansulfonsäure-1H,1H,2H,2H ermittelt. Bei den beiden zuletzt genannten PFT ist zu beachten, dass die Bestimmungsgrenze viel höher als das Bewertungskriterium ist (vergl. Tabelle 2.13). Somit wird bereits bei Nachweis der entsprechenden Substanzen über der BG das Beurteilungskriterium tlw. um das Vielfache überschritten.

Tabelle 2.13: Bewertung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der Perfluorierten Tenside an den Gewässermessstellen

Messstelle	Perfluorhexansäure	Perfluorheptansäure	Perfluoroctansäure	Perfluornonansäure	Perfluordecansäure	Perfluorbutansulfonsäure	Perfluorhexansulfonsäure	Perfluorheptansulfonsäure	Perfluoroctansulfonsäure	Perfluoroctansulfonsäure-1H,1H,2H,2H	Perfluorbutansäure	Perfluorpentansäure
BG [ng/l]	10	10	10	10	10	10	10	10	10	20	10	10
BK [ng/l]	100	100	100	100	100	100	100	100	0,65	0,65	100	100
Lippe Kessler	5,8	5	6,7	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Lippe oh Hamm	7,3	5	5,8	5	5	5	5	5	5,8	10	5	5
Lippe Pegel Hamm	5	5	7,5	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Lippe uh Mdg. Seseke	5	5	5,8	5	5	5	5	5	5	110	5	5
Lippe Dorsten	7,3	5	5	5	5	5	5	5	9,2	10	5	5
Lippe Fusternberg	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Ahse vor Mdg. Lippe	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Seseke vor Mdg. Lippe	11,7	6,3	6,7	5	5	8,2	19	5	8,7	10	5,8	7,0
Stever vor. Mdg. Lippe	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Soestbach oh KA	5	5	5,8	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Soestbach uh KA	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Körne uh KA	7,0	5,8	6,3	5	5	5	5	5	5	10	5	5
Seseke oh Mdg. Rexebach	10,2	6,0	7,2	5	5	6,3	58	5	23	10	5,8	5
Seseke uh Mdg. Rexebach	8,8	5	5	7,2	5	9,3	21	5	34	12	5	5
Rexebach oh KA	20,3	6,3	9,7	5	5	16	107	5,8	48	10	7,8	8,0
Boombach oh KA	5	5	5	5	5	5	5	5	5	23	5	5
Boombach uh KA	5	5	5	6,7	5	5	5	5	5	10	5	5
Hasseler Mb oh KA	5	5	5	5	5	5	5	5	7,7	32	13	5
Rapphofs Mb uh KAen	6,7	7,0	5	5	5	5	5	5	5	10	7,5	5
Emscher oh KA Do	5	5	5	5	5	6,2	5	5	5	10	5,8	5
Emscher uh KA Do	7,8	5	7,5	5	5	5	5	5	5	10	6,7	6,2

Farblegende

Weiß	Alle Werte < BG	Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK	Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK	Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK	Rot	Mittelwert > 4x BK

2.3.2 Leitparameter von Spurenstoffen im Gewässerverlauf

2.3.2.1 Konzentrationen der Leitparameter im Gewässerverlauf

Bereits bei Eintritt der Lippe ins Lippeverbandsgebiet lagen die Konzentrationen von vielen der untersuchten AM und RKM über dem jeweiligen Beurteilungskriterium. Im weiteren Verlauf nehmen die Konzentrationen dieser Stoffe in der Lippe weiter zu (vgl. Abbildung 2.7).

In Abbildung 2.7 sind die gemessenen Konzentrationsspannen (mit Minimum, Mittelwert, Maximum) für die festgelegten Leitparameter in der Lippe und den Nebengewässern dargestellt. Abgebildet sind nur die Messstellen entlang der Lippe und bei den Nebengewässern die Messstelle vor der Mündung in die Lippe. So lässt sich das Konzentrationsgeschehen entlang der Lippe und der Nebengewässer sowie der Einfluss der Nebengewässer auf die Lippe veranschaulichen. Die Abwasserbürtigkeit der Leitparameter (außer Terbutryn) ist deutlich zu erkennen. So waren die Konzentrationen der Leitparameter in der Lippe an km 154 mit einem Abwasseranteil von ca. 10 % (bei 0,5 MQ gem. MUNLV, 2018) bereits erhöht. Vergleichsweise niedrig waren die Konzentrationen an der Messstelle Stever Mündung. Hier befand sich die Messstelle unterhalb der Talsperre vor Mündung der Stever in der Lippe. Die Stever hat ebenfalls einen Abwasseranteil von ca. 11 % und so waren auch hier alle Leitparameter bis auf Clarithromycin und Terbutryn nachweisbar. Besonders hoch waren die Konzentrationen aufgrund des hohen Abwasseranteils in der Seseke und an der Lippe km 96,2.

Zur Analyse des Einflusses von Punktquellen auf die gemessenen Konzentrationen der abwasserbürtigen Leitparameter wurden exemplarisch für Diclofenac die einzelnen Messwerte an der Ahse vor Mündung in die Lippe sowie an der Lippe-Mündung (km 3,37) den Gewässerabflüssen an den respektiven Messtagen gegenübergestellt (Abbildung 2.8). Die entsprechenden Abflussdaten wurden den Pegeldata bzw. dem hydrologischen Gebietsmodell NASIM entnommen (Tabelle 2.14).

In Abbildung 2.8 ist insbesondere in der Ahse zu erkennen, dass geringere Konzentrationen bei höheren Abflüssen vorliegen. Hier ist eine Abnahme der Diclofenac-Konzentration mit zunehmendem Abfluss deutlich zu erkennen. An der Lippe-Messstelle km 3,7 sind die Verhältnisse zwar nicht eindeutig, aber auch hier liegen tendenziell höhere Konzentrationen eher bei niedrigen Abflüssen vor. Auch bewegen sich die Diclofenac-Frachten (außer Ausreißer in der Lippe) in einer engen fast konstanten Spanne unabhängig vom Abfluss an den Messstellen. Diese Feststellungen zeigen, dass Frachten an Diclofenac insbesondere punktuell eingetragen werden und eine Verdünnung bei höheren Abflüssen erfolgt. Der Einfluss von punktuellen Einleitungen auf die Diclofenac-Konzentrationen im Gewässer wird ebenfalls am direkten Vergleich der Messstellen ober- und unterhalb von Kläranlagen bezüglich der mittleren Gewässerkonzentrationen in Tabelle 2.10 erkennbar.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

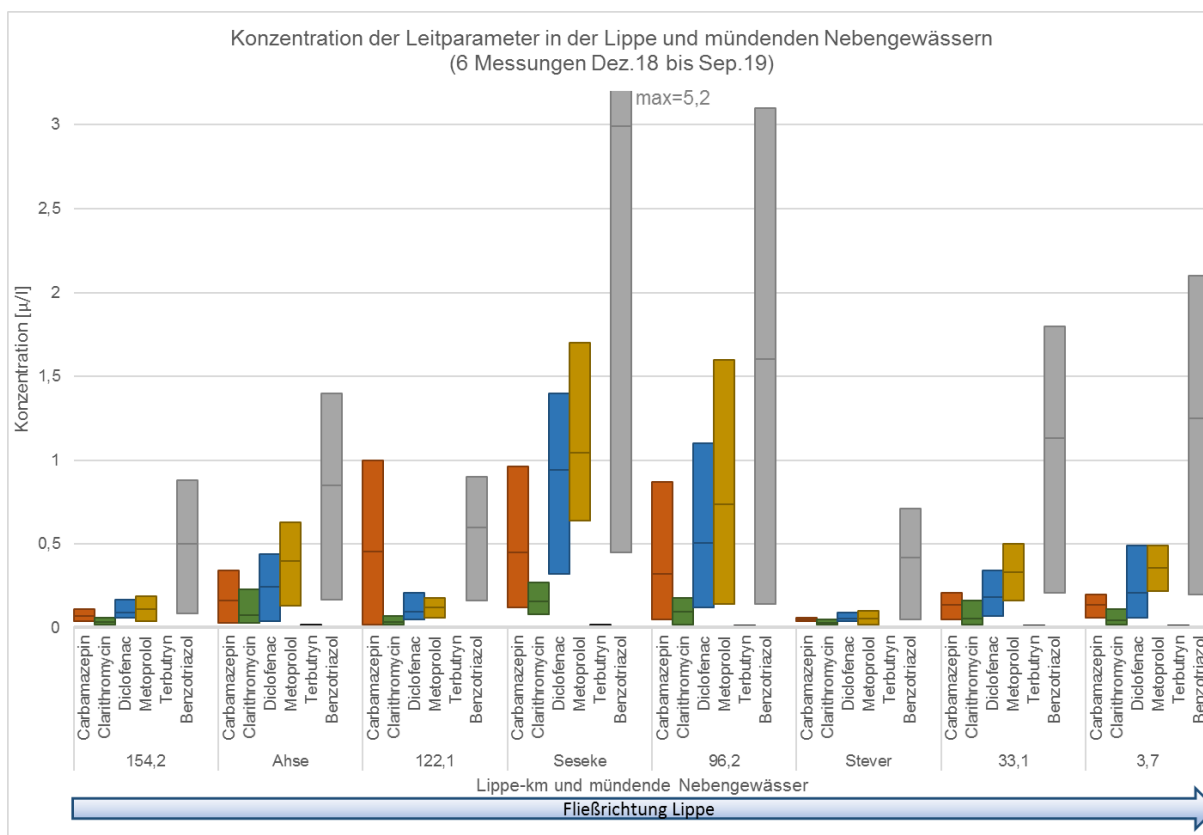


Abbildung 2.7: Gemessene Konzentrationsspannen der Leitparameter von Spurenstoffen an den Messstellen in der Lippe und den Nebengewässern

Tabelle 2.14: Mittlerer Abfluss an Probenahmestellen im Gewässer gemäß Pegeldaten oder aus N/A-Modell NASIM

Gewässer	Name	NASIM-Abschn.	Abflussmittelwert Probenahmetage (m ³ /s)
Lippe	Pegel Kessler	QZ 57950	8,25
Lippe	oh. KA Hamm	QA 71900	17,95
Lippe	Pegel KA Hamm	QZ 71900	16,74
Lippe	Pegel uh Mdg. Seseke	QZ 79110	25,57
Lippe	Pegel Dorsten	QZ 95050	35,48
Lippe	Pegel Fusternberg	QZ 99920	38,07
Soestbach	oh. KA Soest	QA 64_1705	0,23
Soestbach	uh. KA Soest	QZ 64_1710	0,23
Ahse	Pegel Ahse	QZ 67000	2,02
Rexebach	oh KA Bönen	QA 76302	0,001
Seseke	oh. Rexebach	QA 76301	0,50
Seseke	uh. Rexebach	QZ 76303	0,74
Körnebach	uh. KA Do-Sch.	QZ 76610	0,57
Seseke	Pegel Seseke	QZ 76910	1,87
Boombach	oh. KA Reken	QA 88100	0,08
Boombach	uh. KA Reken	QZ 88200	0,11
Stever	Pegel Stever	QZ 89007	6,11
Hasseler Mb	oh. KA Westerholt	QA 941_1a	0,03
Rapphofs Mb	uh. KA Herten-W.	QZ 941_2a	0,11

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

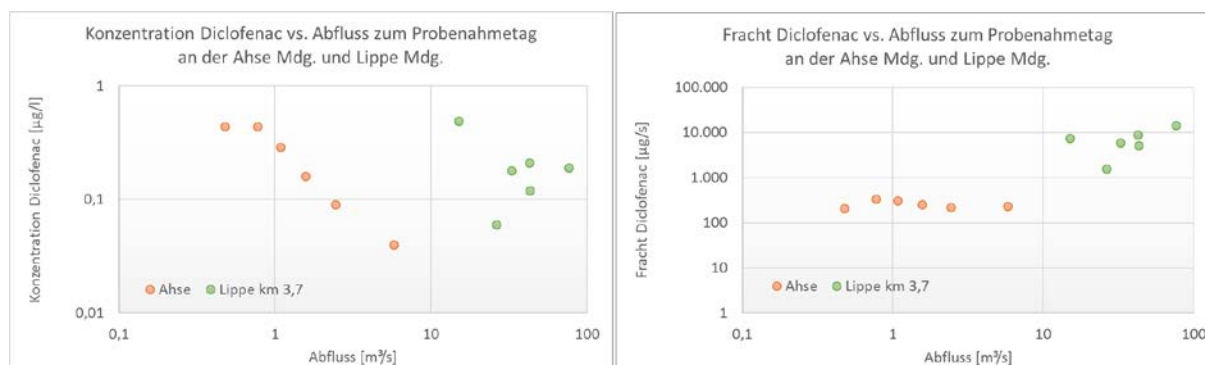


Abbildung 2.8: Konzentrationen und Frachten von Diclofenac in den Mündungen von Ahse und Lippe in Abhängigkeit der Abflüsse an den Probenahmetagen

2.3.2.2 Frachten der Leitparameter im Gewässerverlauf

Für die Berechnung der Frachten wurden Gewässerabflüsse an den Probenahmetagen entweder aus den Tagesmittelwerten der Pegeldata oder aus dem Niederschlags-Abfluss-Modell (NASIM) entnommen. Von den acht Pegeln standen nur für sechs in diesem Zeitraum verwendbare Abflussdaten als Tagesmittelwert zur Verfügung, so dass für die restlichen Probenahmestellen die Daten des N/A-Modells verwendet wurden (Tabelle 2.14). Für die Frachtberechnung wurden die Frachten der Einzeltage berechnet und gemittelt. Diese Frachten dienen zur Darstellung der Ist-Situation im Stoffflussmodell und zur Modellvalidierung (siehe Kapitel 4).

Tabelle 2.15: Aus Messwerten berechnete mittlere Frachten von Arzneimittelwirkstoffen, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel im Gewässer

Messstelle		Diclofenac	Carbamazepin	Sulfamethoxazol	Clarithromycin	Metoprolol	Benzotriazol	Ibuprofen	Amidotrizoesäure	Iomeprol	Iopamidol	Iopromid	Terbutryn
		g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d	g/d
Lippe	Pegel Kessler	59,7	37,4	30,7	19,0	68,4	349,2	38,8	151,6	160,8	93,1	90,4	3,6
Ahse	Pegel Ahse	20,8	15,9	12,6	8,1	45,3	124,8	8,3	51,8	28,8	22,2	234,3	1,0
Lippe	Pegel KA Hamm	120,4	86,6	81,7	34,8	145,2	776,9	85,9	354,6	213,6	189,2	706,5	7,2
Lippe	uh Mdg. Seseke.	880,3	516,8	590,3	162,9	1.304,3	3.108,8	228,3	1.611,5	1.655,0	266,2	4.762,4	14,4
Seseke	Pegel Seseke	131,4	62,3	58,6	21,7	142,5	357,6	17,5	244,9	317,8	31,1	504,8	1,8
Steuer	Pegel Steuer	34,6	25,2	14,1	7,0	46,8	260,1	27,0	63,0	63,0	186,4	63,9	2,6
Lippe	Pegel Dorsten	552,0	312,9	254,9	116,7	865,7	2.930,9	268,9	1.364,4	1.358,8	493,5	2.879,6	17,9
Lippe	Pegel Fusternberg	649,7	366,9	272,4	96,7	1.142,8	3.776,3	412,6	1.676,9	1.923,3	717,3	3.685,0	18,4
Emscher	uh. KA D-Deu	0,00	27,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Körnebach	uh. KA D-Sch.	51,45	24,56	17,12	8,50	26,30	199,53	3,71	88,47	179,37	6,29	55,13	0,87
Rapphofs Mb	uh. KA Herten-W.	25,62	6,68	5,04	2,27	21,47	41,11	0,89	38,65	9,41	0,95	1,69	0,18
Boombach	uh. KA Reken	12,81	3,82	4,48	0,79	8,05	22,00	33,20	21,84	115,24	1,10	1,64	0,10
Soestbach	uh. KA Soest	10,75	3,87	2,47	4,11	12,42	58,85	1,35	32,97	29,39	5,32	236,78	0,20
Seseke	uh. Rexebach	62,07	24,79	21,42	6,67	81,55	177,07	4,89	27,42	8,61	5,99	32,07	0,68
Rexebach	oh KA Bönen	0,17	0,06	0,05	0,03	0,17	0,36	0,01	0,08	0,01	0,01	0,05	0,00
Emscher	oh. KA D-Deu	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lippe	oh. KA Hamm	168,47	89,65	85,32	42,90	176,74	2.852,76	88,72	383,35	310,48	256,87	387,85	7,76
Hasseler Mb	oh. KA Westerholt	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	2,08	0,16	0,37	0,20	0,20	0,20	0,01
Boombach	oh. KA Reken	0,22	0,11	0,11	0,11	0,11	3,40	0,29	1,07	1,07	1,07	1,07	0,05
Soestbach	oh. KA Soest	0,44	0,24	0,24	0,24	0,24	4,77	1,35	2,02	2,02	2,02	2,02	0,10
Seseke	oh. Rexebach	3,84	4,32	4,49	0,86	4,19	41,18	3,40	5,36	4,54	3,97	5,71	0,27

Eine Zunahme der Frachten in der Lippe in Fließrichtung ist in Tabelle 2.15 erkennbar, wobei die Farbgebung zur Visualisierung der Frachtunterschiede dient. Entsprechend der gemessenen Konzentrationen werden an den Gewässermessstellen die höchsten Frachten für Bentotriazol von bis zu rd. 3,8 kg/a an der Lippemündung berechnet. Von der Höhe der Fracht folgen danach einzelne Röntgenkontrastmittel sowie Metoprolol vor Diclofenac. Von den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen werden die geringsten Frachten für Clarithromycin ermittelt. Am Pegel Lippe unterhalb der Sesekemündung werden hohe Frachten ermittelt, die nicht in dieses Muster passen. Ein Grund für diesen „Ausreißer“ könnte sein, dass die Probenahmestelle in der Lippe unterhalb der Einleitung der Seseke weniger als 2 km von der Mündung der Seseke entfernt ist. Somit ist nicht auszuschließen, dass keine vollständige Durchmischung in der Messstelle vorliegt (Kapitel 4).

2.3.3 Ergebnisse des Kläranlagenmonitorings

Eine Beschreibung und Bewertung der Messungen an den für eine technische Machbarkeitsstudie ausgewählten Kläranlagen erfolgt nachfolgend für die betrachteten Substanzgruppen (allgemeine-chemische Parameter, Arznei- und Röntgenkontrastmittel, Pflanzenschutzmittel und Pestizide, Perfluorierte Tenside). Die Ergebnisse zu den Leitparametern von Spurenstoffen fließen in die Stoffflussbilanzierung (Kapitel 4) ein.

2.3.3.1 Allgemeine-chemische Parameter in den Kläranlagen

Die aus den Messwerten der allgemeinen-chemischen Parameter an Zu- und Ablauf der untersuchten Kläranlagen gemittelten Konzentrationen sind in Tabelle 2.16 dargestellt. Die Eliminationsraten von Orthophosphat-P und Gesamt-P lagen durchweg bei annähernd 90% bzw. darüber (Ortho-P zwischen 88 % in der Kläranlage Bönen und 99% in den Kläranlagen Soest und Hünxe; für Gesamt-P > 90 % bis 99 %). Bei Ammonium bewegen sich die Eliminationsraten zwischen 93 % und 99 % und bei TOC zwischen 90 % und 95 %.

Aus den sechs Probenahmen wurden für die untersuchten Lippeverbandskläranlagen mittlere Pges-Ablaufkonzentrationen zwischen 0,09 mg/l an der Kläranlage Hamm-West und 0,45 mg/l an der Kläranlage Bönen ermittelt. Bis auf die Kläranlage Bönen lagen bei den sechs anderen untersuchten Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet mittlere Pges-Konzentration < 0,3 mg/l vor.

Tabelle 2.16: Mittlere Konzentrationen von allgemeinen-chemischen Parametern im Zu- und Ablauf sowie Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen

Kläranlage		Ortho-P	Gesamt-P	Ammonium	TOC
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Hamm West	Zulauf	2,1	4,8	34	91
	Ablauf	0,03	0,09	1,5	8,2
	<i>Elimination</i>	<i>98%</i>	<i>98%</i>	<i>96%</i>	<i>91%</i>
DO Scharnhorst	Zulauf	2,2	3,9	25	68
	Ablauf	0,13	0,19	0,3	4,8
	<i>Elimination</i>	<i>94%</i>	<i>95%</i>	<i>99%</i>	<i>93%</i>
Soest	Zulauf	3,4	7,0	40	158
	Ablauf	0,04	0,16	0,9	9,0
	<i>Elimination</i>	<i>99%</i>	<i>98%</i>	<i>98%</i>	<i>94%</i>
Bönen	Zulauf	2,6	5,7	30	111
	Ablauf	0,31	0,45	1,0	6,9
	<i>Elimination</i>	<i>88%</i>	<i>92%</i>	<i>97%</i>	<i>94%</i>
Herten Westerholt	Zulauf	3,2	7,3	40	134
	Ablauf	0,13	0,25	0,3	7,8
	<i>Elimination</i>	<i>96%</i>	<i>97%</i>	<i>99%</i>	<i>94%</i>
Hünxe	Zulauf	5,3	10,8	52	184
	Ablauf	0,06	0,16	1,5	8,7
	<i>Elimination</i>	<i>99%</i>	<i>99%</i>	<i>97%</i>	<i>95%</i>
Reken	Zulauf	2,5	5,0	24	96
	Ablauf	0,04	0,25	1,5	7,2
	<i>Elimination</i>	<i>98%</i>	<i>95%</i>	<i>94%</i>	<i>93%</i>
DO-Deusen	Zulauf	2,3	5,8	32	112
	Ablauf	0,3	0,60	2,3	11,7
	<i>Elimination</i>	<i>89%</i>	<i>90%</i>	<i>93%</i>	<i>90%</i>

2.3.3.2 Leitparameter von Spurenstoffen und Röntgenkontrastmittel in den Kläranlagen

Die mittleren Konzentrationen der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel am Zulauf der einzelnen Kläranlagen sind in Tabelle 2.17 aufgeführt.

Ferner sind die Spannen der mittleren Konzentrationen an den Kläranlagenzu- und -abläufen sowie die Eliminationsraten als Mittelwerte der betrachteten Kläranlagen in Abbildung 2.9, Abbildung 2.10 und Abbildung 2.11 dargestellt.

Im Zu- und Ablauf der untersuchten Kläranlagen wurden alle Leitparameter nachgewiesen. Die Konzentrationsspannen und die Größenordnungen unterscheiden sich nach Parameter und Kläranlage. Bei den Arzneimittelwirkstoffen Carbamazepin und Clarithromycin sind die Konzentrationen am Zu- und Ablauf der Kläranlagen durchgehend in einer vergleichbaren niedrigen Größenordnung (vgl. Abbildung 2.9). Gleiches gilt für die Röntgenkontrastmittel Ioversol und Iopamidol sowie für das PBSM Terbutryn. Für alle anderen betrachteten Leitparameter war eine größere Streuung der Konzentrationen an den Kläranlagenzu- und -abläufen zu beobachten, wobei die Konzentrationsspannen in den Abläufen überwiegend enger als an den Zuläufen waren.

Tabelle 2.17: Gemessene Konzentrationsmittelwerte der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel am Zulauf der betrachteten Kläranlagen

Zulauf KA	Mittelwert (8 KA)	Dortmund Deusen	Hamm West	Dortmund Scharnhorst	Soest	Bönen	Herten Westerholt	Hünxe	Reken
Einheit	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Ibuprofen	16,10	14,6	12,4	12,0	20,0	16,4	22,7	19,0	11,7
Carbamazepin	0,56	0,5	0,4	0,4	0,7	0,5	0,8	0,8	0,4
Clarithromycin	0,37	0,4	0,3	0,3	0,9	0,3	0,3	0,3	0,2
Diclofenac	2,82	2,3	2,1	1,5	3,2	2,7	5,0	3,6	2,2
Metoprolol	3,40	2,3	2,1	1,7	6,8	3,8	4,3	5,1	1,1
Sulfamethoxazol	0,75	0,7	0,7	0,5	1,4	0,8	0,8	0,7	0,3
Terbutryn	0,03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Benzotriazol	15,04	14,1	13,7	16,0	23,1	17,2	10,0	13,9	12,4
Amidotrizoesäure	2,61	3,7	3,0	1,5	6,7	0,5	4,0	0,5	1,0
Iomeprol	9,32	27,0	5,7	8,6	9,8	0,8	14,6	0,4	7,6
Iopamidol	0,25	0,2	0,1	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	1,0

Die größte Spanne der Zulaufkonzentrationen gab es bei den Wirkstoffen Metoprolol, Gabapentin und Ibuprofen sowie bei Benzotriazol und den RKM Iohexol, Iomeprol und Iopromid. Bei Metoprolol zum Beispiel lag die mittlere Zulaufkonzentration der Kläranlage Soest mit 6,8 µg/l etwa 6-fach über der entsprechenden Konzentration der Kläranlage Reken. Die höchste Zulaufkonzentration von Benzotriazol der Kläranlage Soest war ebenfalls mit 35 µg/l 2,3-fach höher als die maximale Zulaufkonzentration der Kläranlage Herten Westerholt. Für die Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clarithromycin und Sulfamethoxazol sowie für das PBSM Terbutryn und die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure, Iopamidol und Ioversol wurde keine Elimination durch das konventionelle Abwasserbehandlungsverfahren in den Kläranlagen oder nur eine geringe Abnahme der Konzentration (< 30 %) im Vergleich der Zu- und Ablaufwerte ermittelt. Bei den anderen Leitparametern und RKM werden zwar Eliminationsraten > 30 % berechnet (z. B. Diclofenac (32 %), Benzotriazol (59 %), Iopromid (73 %)), jedoch streuen hier die Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen in einer größeren Spanne. Lediglich bei Ibuprofen werden durchweg hohe Eliminationsraten bei allen betrachteten Kläranlagen festgestellt, wodurch die Ablaufkonzentrationen überwiegend in einer vergleichbaren Größenordnung liegen.

Bei den RKM ist noch anzumerken, dass diese als persistent gelten. Daher ist gemäß Literatur bei den hier rechnerisch ermittelten zum Teil hohen Eliminationsraten für Iohexol (80 %), Iomeprol (59 %) und Iopromid (73 %) nicht von einem Abbau des Wirkstoffes (iodhaltigen Kerns) auszugehen. Vielmehr kann es unter aeroben Bedingungen zu einer Transformation der Seitenketten um den iodhaltigen Kern kommen, sodass die entstehenden Transformationsprodukte nicht am Kläranlagenablauf über die Messung der Muttersubstanz erfasst werden (vgl. Nowak et al. 2020).

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

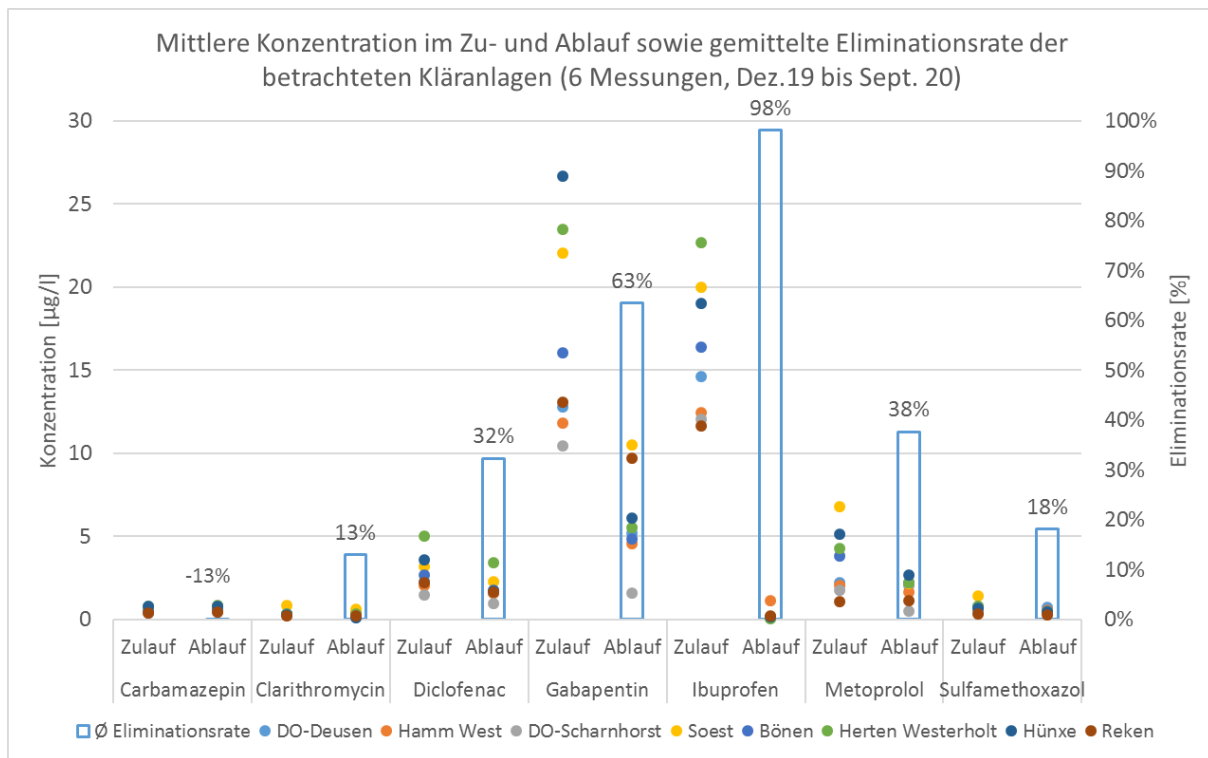


Abbildung 2.9: Mittlere Konzentrationen der untersuchten Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf sowie gemittelte Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen

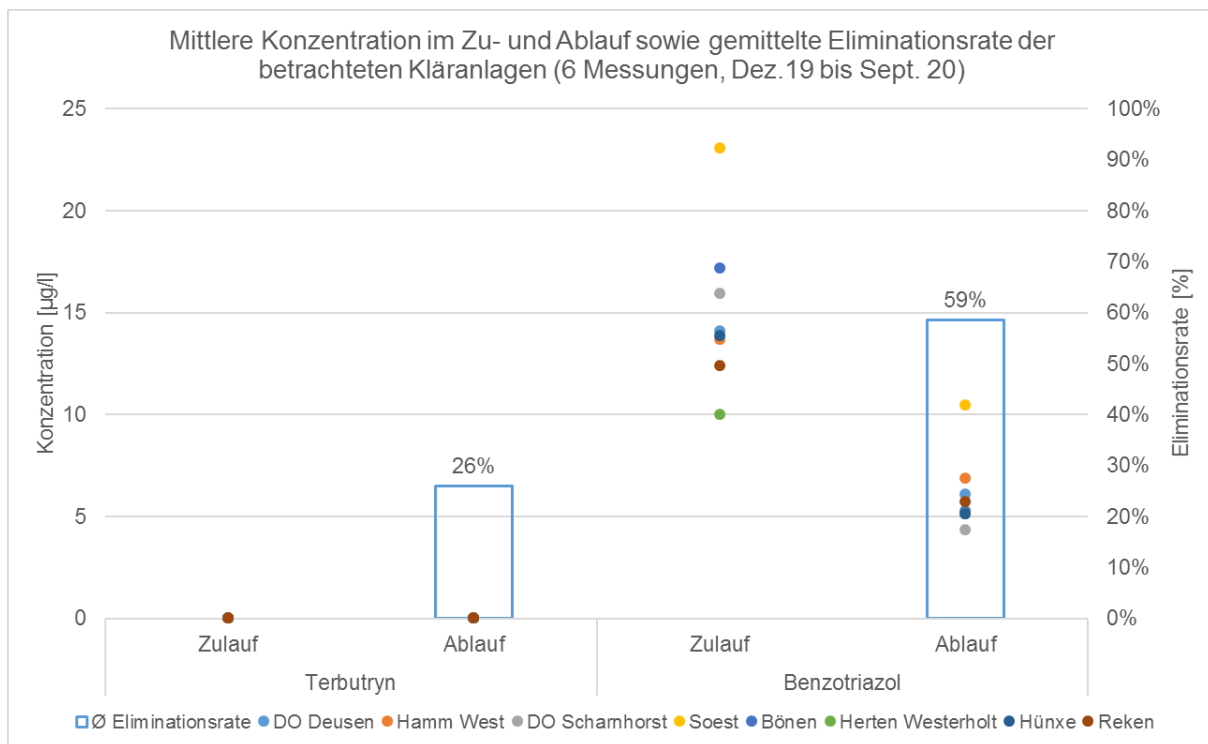


Abbildung 2.10: Mittlere Konzentrationen von Terbutryn und Bentotriazol im Zu- und Ablauf sowie gemittelte Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

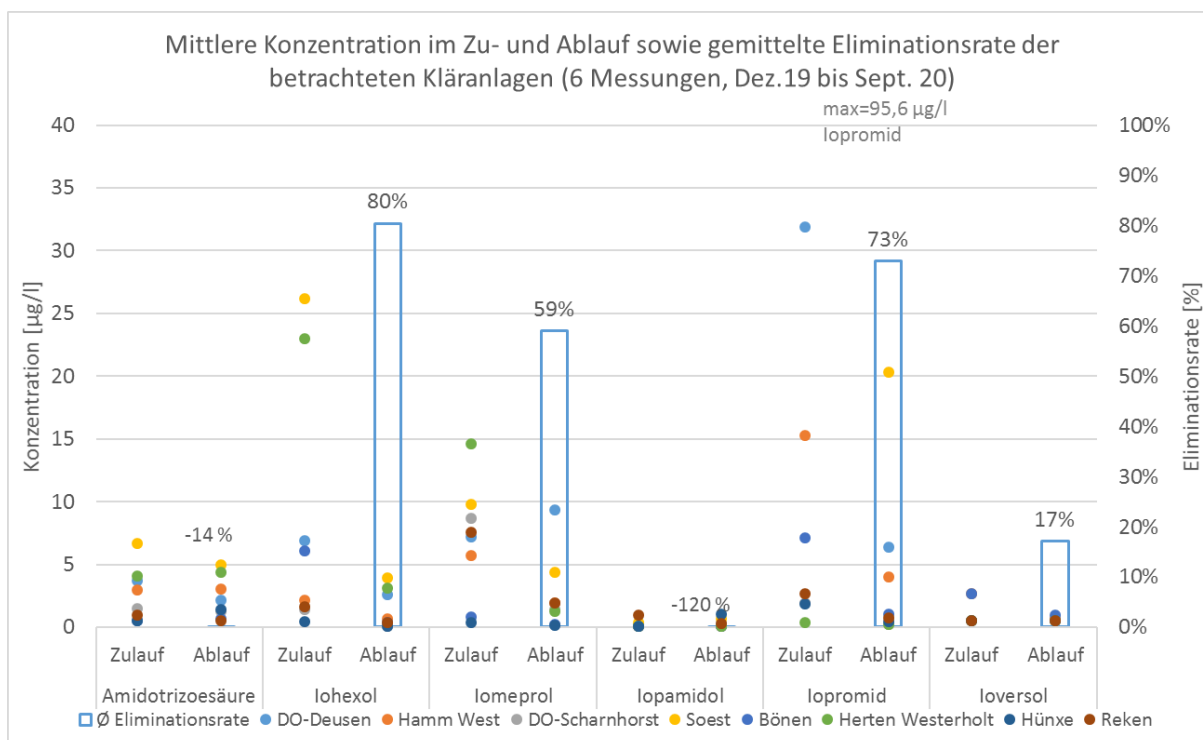


Abbildung 2.11: Mittlere Konzentrationen der untersuchten Röntgenkontrastmittel im Zu- und Ablauf sowie gemittelte Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen

Tabelle 2.18: Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der gemessenen Arzneimittelwirkstoffe, Benzotriazol und Röntgenkontrastmittel am Ablauf der betrachteten Kläranlagen

Messstelle	Carbamazepin	Sulfamethoxazol	Metoprolol	Clarithromycin	Ibuprofen	Gabapentin	Diclofenac	Iopamidol	Iopromid	Ioversol	Amidotrizoesäure	Iohexol	Iomeprol	Benzotriazol
BG	0,04*	0,04*	0,02*	0,02*	0,01*	0,2	0,05*	0,2	0,2	1	0,2	0,2	0,2	0,05
BK	0,5	0,6	8,6	0,1	0,01	0,1	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	10
Einheit	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
KA Hamm West Ablauf	0,50	0,56	1,65	0,41	1,15	4,55	1,59	0,10	4,00	0,74	3,04	0,64	1,96	6,88
KA Hünxe Ablauf	0,77	0,45	2,68	0,11	0,17	6,13	1,74	1,00	0,44	0,50	1,42	0,10	0,18	5,13
KA Soest Ablauf	0,77	0,48	2,15	0,64	0,09	10,50	2,28	0,64	20,32	0,50	4,94	3,96	4,36	10,47
KA Bönen Ablauf	0,58	0,53	2,23	0,30	0,11	4,83	1,74	0,10	1,04	0,94	0,68	0,36	0,20	5,28
KA DO-Scharnhorst Abl.	0,46	0,37	0,51	0,19	0,08	1,57	0,97	0,10	0,22	0,50	1,26	0,10	1,40	4,35
KA Reken Ablauf	0,46	0,26	1,16	0,20	0,23	9,72	1,66	0,26	0,76	0,50	0,52	0,38	1,92	5,74
KA Herten Westerholt Abl.	0,86	0,45	2,20	0,33	0,08	5,53	3,43	0,10	0,24	0,50	4,40	3,10	1,28	5,12
KA DO-Deusen Ablauf	0,57	0,37	2,03	0,36	0,10	5,20	1,62	0,16	6,38	0,50	2,16	2,62	7,18	6,10

Farblegende

Weiß	Alle Werte < BG	Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK	Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK	Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK	Rot	Mittelwert > 4x BK

Leitparameter

Aus den obigen Ausführungen wird deutlich, dass die betrachteten Leitparameter von Spurenstoffen sowie RKM durch das konventionelle Abwasserbehandlungsverfahren auf den untersuchten Kläranlagen nicht vollständig eliminiert werden. Wie der Tabelle 2.18 zu entnehmen ist, resultieren hieraus Kläranlagenablaufkonzentrationen in Größenordnungen, die tlw. die Beurteilungskriterien für Oberflächengewässer um ein Vielfaches überschreiten. Auch für Ibutrynen mit durchschnittlichen Eliminationsraten der betrachteten Kläranlagen von 98 % liegen durchgehend Ablaufkonzentrationen über dem niedrigen Beurteilungskriterium für Oberflächengewässer von 0,01 µg/l. Bei ungenügender Verdünnung können diese Ablaufkonzentrationen zu Überschreitungen der Qualitätsziele im Gewässer führen.

2.3.3.3 Pflanzenschutzmittel und Pestizide in den Kläranlagen

Wie im Kapitel 2.3.1.3 dargestellt, wurden an den Gewässermessstellen Überschreitungen der Beurteilungskriterien nur vereinzelt ermittelt.

Auffällig mit hohen Konzentrationen waren an den Kläranlagenabläufen im Lippeverbandsgebiet insbesondere das Insektizid Imidacloprid (Kläranlagen Hünxe, Soest, Reken und Herten Westerholt) sowie Metolachlor ESA (Kläranlagen Hünxe und Herten Westerholt) und Nicosulfuron (Kläranlage Soest) (Tabelle 2.19). Hohe Konzentrationen im Vergleich zu den Beurteilungskriterien für Oberflächengewässer lagen an einzelnen Kläranlagenabläufen zu Mecoprop P, 2,4-D und Chloridazon vor.

Terbutryn und Mecoprop (MCP) wurden an den meisten Kläranlagenabläufen festgestellt, jedoch lagen die Konzentrationen stets unter den Beurteilungskriterien.

Tabelle 2.19: Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der gemessenen PSM am Ablauf der betrachteten Kläranlagen

Messstelle	Mecoprop (MCP)	2,4-D	Ametryn	Chloridazon	Imidacloprid	Mecoprop P	Metolachlor ESA	Nicosulfuron	Omethoat	Terbutryn
BG	0,05	0,05	0,01	0,05	0,05	0,1	0,05	0,02	0,05	0,01
BK	0,1	0,2	0,5	0,1	0,002	0,1	0,1	0,009	0,004	0,065
Einheit	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
KA Hamm West Ablauf	0,051	0,025	0,005	0,029	0,025	0,050	0,063	0,010	0,025	0,018
KA Hünxe Ablauf	0,040	0,025	0,005	0,054	0,057	0,050	0,416	0,010	0,025	0,019
KA Soest Ablauf	0,050	0,237	0,005	0,105	0,033	0,050	0,063	0,023	0,025	0,029
KA Bönen Ablauf	0,047	0,025	0,005	0,025	0,025	0,050	0,063	0,010	0,025	0,014
KA DO-Scharnhorst Ablauf	0,052	0,025	0,005	0,025	0,025	0,062	0,063	0,010	0,025	0,017
KA Reken Ablauf	0,056	0,025	0,005	0,025	0,033	0,050	0,085	0,010	0,025	0,011
KA Herten Westerholt Ablauf	0,075	0,025	0,005	0,143	0,034	0,133	0,209	0,010	0,025	0,021
KA DO-Deusen Ablauf	0,151	0,025	0,005	0,025	0,031	0,168	0,063	0,010	0,025	0,023

Farblegende

Weiß Alle Werte < BG

Blau Mittelwert ≤ 1/2 BK

Grün 1/2 BK < Mittelwert ≤ BK

Gelb BK < Mittelwert ≤ 2 x BK

Orange 2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK

Rot Mittelwert > 4x BK

Leitparameter

2.3.3.4 Perfluorierte Tenside und Metalle in den Kläranlagen

Lediglich drei der untersuchten PFT waren am Ablauf von zwei Kläranlagen auffällig (Tabelle 2.20). Am Ablauf der Kläranlage Bönen wurden Perfluorhexansulfonsäure, Perfluorooctansulfonsäure und Perfluorooctansulfonsäure-1H,1H,2H,2H mit mittleren Konzentrationen über das Oberflächenwasserbeurteilungskriterium gemessen. Dieses Beurteilungskriterium für Perfluorooctansulfonsäure-1H,1H,2H,2H wurde ebenfalls am Ablauf der Kläranlage Reken überschritten. Auch hier wird darauf hingewiesen, dass die Bestimmungsgrenze viel höher als das Bewertungskriterium ist, sodass bereits bei Nachweis der entsprechenden Substanzen über der BG das Beurteilungskriterium tlw. um das Vielfache überschritten wird.

Alle anderen PFT wurden an den Kläranlagenabläufen mit Konzentrationen unter jeweiligen der Bestimmungsgrenze bzw. unter dem genannten Beurteilungskriterium festgestellt.

Tabelle 2.20: Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der perfluorierten Tenside am Ablauf der untersuchten Kläranlagen

Messstelle	Perfluorhexansäure	Perfluorheptansäure	Perfluorooctansäure	Perfluorononansäure	Perfluordecansäure	Perfluorbutansulfonsäure	Perfluorhexansulfonsäure	Perfluorheptansulfonsäure	Perfluorooctansulfonsäure	Perfluorooctansulfonsäure-1H,1H,2H,2H	Perfluorbutansäure	Perfluorpentansäure
BG [ng/l]	10	10	10	10	10	10	10	10	10	20	10	10
BK [ng/l]	100	100	100	100	100	100	100	100	0,65	0,65	100	100
KA Hamm West Ablauf	6,2	5	6,2	5	5	5	5	5	5	10	5	5
KA Hünxe Ablauf	5	5	5,0	5	5	5	5	5	5	10	5	5
KA Soest Ablauf	5	5	6,0	5	5	5	5	5	5	10	5	5
KA Bönen Ablauf	19,7	6,7	11	5	5	16	115	5	52	13	6,8	7,5
KA DO-Scharnhorst Ablauf	9,0	5	9,2	5	5	5	5	5	5	75	5,8	6,2
KA Reken Ablauf	7,5	5	5	7,8	5	5	5	5	5	37	5	5
KA Herten Westerholt Ablauf	5,8	5	6,2	5	5	5	5	5	5	10	7,5	5
KA DO-Deusen Ablauf	6,5	5	7,2	5	5	5	5	5	8	10	5,8	6,5

Farblegende

Weiß	Alle Werte < BG	Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK	Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK	Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK	Rot	Mittelwert > 4x BK

2.3.3.5 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in den Kläranlagen

Die Untersuchung von Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wurde einmalig im Zulauf der beiden Kläranlagen Hamm-West und Soest vorgenommen. Die Konzentrationen sind in Tabelle 2.21 aufgeführt und für eine grobe Einordnung mit den oberflächengewässerspezifischen Bewertungskriterien verglichen. Da es sich nur um Einzelmessungen handelt, wurde bei Vorlage eines Beurteilungskriteriums als zulässige Höchstkonzentration (ZHK) zunächst diese zur Bewertung der Messergebnisse verwendet, sonst wurde das Kriterium bezogen auf den Jahresdurchschnitt (JD) betrachtet.

Im Zulauf der Kläranlage KASoest war nur Pyren und der Summenparameter der 16 PAK nach EPA überschritten. Im Zulauf der Kläranlage Hamm-West zeigten sich außer diesem Summenparameter der 16 PAK nach EPA Überschreitungen bei weiteren acht PAK-Einzelsubstanzen.

Zur Einordnung der Befunde hinsichtlich des Vorkommens müssen mögliche Einleiter im jeweiligen Einzugsgebiet hinzugezogen werden.

Tabelle 2.21: Einordnung der gemessenen Konzentrationsmittelwerte der PAK im Zulauf der Kläranlage Soest und der Kläranlage Hamm-West (Bewertung zunächst nach ZHK (zulässige Höchstkonzentration), sonst nach JD (Jahresdurchschnitt))

Parameter	Bestimmungsgrenze	Bewertungskriterium (JD)	Bewertungskriterium (ZHK)	Hamm-West Zulauf	Soest Zulauf
Einheit	µg/l	µg/l		µg/l	µg/l
Acenaphthen		0,32		0,014	0,018
Acenaphthylen	0,1	0,32		0,1	0,1
Anthracen		0,1		0,02	0,015
Benzo(a)anthracen	0,01	0,002		0,078	0,01
Benzo(a)pyren	0,01	0,00017	0,27	0,062	0,01
Benzo(b)fluoranthen			0,017	0,093	0,015
Benzo(ghi)perylen	0,01		0,0082	0,044	0,01
Benzo(k)fluoranthen	0,01		0,017	0,041	0,01
Chrysen		0,1		0,12	0,013
Dibenz(ah)anthracen	0,01	0,1		0,01	0,01
Fluoranthen		0,0063	0,12	0,14	0,025
Fluoren		0,21		0,015	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	0,002		0,031	0,01
Naphthalin	0,01	2	130	0,01	0,01
Phenanthren		0,5		0,089	0,092
Pyren		0,0023		0,14	0,051
Summe aus 4 PAK nach TVO				0,21	0,02
Summe aus 16 PAK nach EPA		0,1		0,89	0,24

Farblegende

Weiß	Alle Werte < BG	Blau	Mittelwert ≤ 1/2 BK	Grün	1/2 BK < Mittelwert ≤ BK
Gelb	BK < Mittelwert ≤ 2 x BK	Orange	2 x BK < Mittelwert ≤ 4 x BK	Rot	Mittelwert > 4x BK

2.3.3.6 Ergebnisse der Klärschlammuntersuchungen

An den Kläranlagen Hamm-West und Soest wurde jeweils eine Klärschlammprobe auf eine Reihe von Parametern untersucht (siehe Tabelle 2.22). Es handelt sich um leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, bromierte Biphenylether, Chlorparaffine, Moschusduftstoffe, metallorganische Verbindungen und Dioxine. Ihre jetzigen Bestimmungsgrenzen liegen tlw. über den Umweltqualitätsnormen, sodass ein Nachweis im Gewässer schwierig ist.

Es konnten in beiden Proben der Moschusduftstoff Galaxolide (HHCB) sowie PCB und PCDD/PCDF (Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane) nachgewiesen werden, allerdings keine bromierten Flammschutzmittel. Die ermittelten Konzentrationen in den beiden Klärschlämmen sind hinsichtlich des Vorkommens und der Konzentration vergleichbar, obwohl sie aus unterschiedlichen Einzugsbereichen kommen. Die Grenzwerte der AbfKläv 2017 werden eingehalten.

Tabelle 2.22: Einzelmesswerte der analysierten Parameter der Klärschlammuntersuchungen am 17.09.2019 in Hamm und am 18.09.2020 in Soest

Parameter	Grenzwerte Ab-fkläv 2017	Default-Einheit	Hamm (Radbodstr.) Faulbehälter	Soest Faulbehälter
Trockenrückstand DIN 38414-S 22	mg/kg	%	1,7	2,8
Trockenrückstand DIN EN 12880-S 2a		%	1,6	2,7
PCB 77	0,1	ng/kg	398	185
PCB 81	0,1	ng/kg	< 20	< 20
PCB 105	0,1	ng/kg	1090	748
PCB 114	0,1	ng/kg	64	38
PCB 118	0,1	ng/kg	3390	3590
PCB 123	0,1	ng/kg	64	49
PCB 126	0,1	ng/kg	39	29
PCB 156	0,1	ng/kg	1260	2080
PCB 157	0,1	ng/kg	165	221
PCB 167	0,1	ng/kg	595	918
PCB 169	0,1	ng/kg	< 20	< 21
PCB 189	0,1	ng/kg	229	384
PCB-TEQ (WHO 2005) exkl. BG	0,1	ng/kg	4,15	3,79
PCB-TEQ (WHO 2005) inkl. BG	0,1	ng/kg	4,75	3,8
Summe aus 12 dioxinähnlichen PCB	0,1	ng/kg	7294	8263
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzodioxin	30	ng/kg	58,3	81
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran		ng/kg	20,6	19,3
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran		ng/kg	<5	<5
1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzodioxin	30	ng/kg	<1	<1
1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran	30	ng/kg	4,9	2,7
1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzodioxin	30	ng/kg	2,5	3,2
1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	30	ng/kg	3	2,1
1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzodioxin	30	ng/kg	2	2,7
1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran	30	ng/kg	< 1	< 1
1,2,3,7,8-Pentachlordibenzodioxin	30	ng/kg	< 1	< 1
1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran		ng/kg	5,1	2,4
2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran		ng/kg	2,5	2
2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran		ng/kg	3,6	2,1
2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin	30	ng/kg	< 1	< 1
2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran		ng/kg	3,6	2,5
Octachlordibenzodioxin	30	ng/kg	526	533
Octachlordibenzofuran		ng/kg	30,8	44,5
Summe PCDD/F, TEQ (WHO 2005) exkl. BG	30	ng/kg	4,04	4,4
Summe PCDD/F, TEQ (WHO 2005) inkl. BG	30	ng/kg	6,29	6,1
Summe PCDD/F+PCB, TEQ (WHO 2005) inkl. BG	30	ng/kg	11,04	11,21
BDE 28		mg/kg	< 10	< 10
BDE 47		mg/kg	< 10	< 10
BDE 99		mg/kg	< 10	< 10
BDE 100		mg/kg	< 10	< 10
BDE 153		mg/kg	< 10	< 10
BDE 154		mg/kg	< 10	< 10
BDE 183		mg/kg	< 10	< 10
Summe der 6 polybromierten Biphenylether		mg/kg	< 10	< 10
Chlorparaffine C10-C20		mg/kg	< 0,5	< 0,5
Hexachlorbenzol		mg/kg	< 0,1	< 0,1
Hexachlor-Butadien 1,3		mg/kg	< 0,1	< 0,1
Pentachlorbenzol		mg/kg	< 0,1	< 0,1
Galaxolide (HHCB)		mg/kg	3,7	5,9

3 Technische Machbarkeitsstudie

Das Ziel der technischen Machbarkeitsstudien (MKS) waren repräsentative und übertragbare Untersuchungen mit enger Orientierung am Leitfaden des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe NRW (Kom-M.NRW, 2015, 2016).

Die Machbarkeitsstudien sollten so durchgeführt werden, dass die Ergebnisse eine fundierte Verfahrensauswahl und Dimensionierung einer für den Standort gegebenenfalls zu errichtenden Anlage für die Spurenstoffelimination ermöglichen. Daher erfolgte eine Auswertung der Betriebsdaten über einen repräsentativen Zeitraum hinsichtlich der Abwassermengen sowie der Abwasserqualität.

Durch die Ableitung von Kostenfunktionen anhand der ermittelten Kosten aus den Machbarkeitsstudien sollten Kosten der Maßnahmen in Ausbauszenarien sowie für die Spurenstoffeliminationsstufe auf anderen Kläranlagen des Lippeverbands übertragen werden können.

Für die technischen Machbarkeitsstudien finden eine ausführliche Beschreibung der Anlagentechnik sowie der Einbindung der neuen Verfahrensstufe statt. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der technischen Machbarkeitsstudien zusammengefasst. Die ausführlichen Beschreibungen der Studien für die einzelnen Kläranlagen sind separaten Berichten 10 zu entnehmen.

3.1 Betrachtete Kläranlagen und Verfahren zur Spurenstoffentfernung

Im Rahmen dieses Projekts wurden Machbarkeitsstudien für acht ausgewählte Kläranlagen erstellt. Hierbei wurden gezielt Kläranlagen ausgewählt, mit denen ein breites Spektrum der Ausbaugrößen (EW) bzw. der in der Spurenstoffeliminationsstufe zu behandelnden Abwassermenge (Ausbaugröße 4. RS in m³/h) abgedeckt werden kann. Ziel war es weiterhin die standortspezifischen Randbedingungen wie bspw. den Platzbedarf und die Einbindung des Bestandes zu berücksichtigen, um so ein breites Feld an belastbaren Kosten zu generieren. Tabelle 3.1 gibt einen Überblick über die ausgewählten Kläranlagen.

Tabelle 3.1: Ausbaugröße und Bemessungszufluss der betrachteten Kläranlagen

Kläranlage	Ausbaugröße [EW]	Mischwasserzufluss [m ³ /h]
Reken	15.000	540
Hünxe	17.000	540
Herten-Westerholt	36.000	1.008
Bönen	71.000	2.930
Soest	115.000	2.376
Dortmund-Scharnhorst	190.000	6.120
Hamm-West	252.000	6.552
Dortmund-Deusen	705.000	16.200

Verschiedene nationale und internationale Studien der vergangenen Jahre haben gezeigt, dass eine signifikante Eliminationsleistung für ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen durch oxidative, adsorptive und physikalische Verfahren erreicht werden kann. Als wirtschaftlich großtechnisch umsetzbar stellte sich die Ozonung und die Behandlung mit Aktivkohle (pulverisiert, granuliert) heraus (KomZMSNRW, 2015).

Das zunehmende Vorkommen antibiotikaresistenter Bakterienstämme in Bächen, Flüssen und Badeseen stellt die Abwasserbehandlung aktuell vor eine neue Herausforderung und rückt das Membranverfahren (Ultrafiltration) erneut in den Fokus als eine Verfahrenskombination bei einer geplanten Mikroschadstoffelimination. Mittels Ultrafiltration können fakultativ-pathogene Bakterien effektiv reduziert werden. Folglich kommt es im Retentat zu einer Akkumulation der mikrobiologischen Determinanten, sodass dessen Weiterbehandlung Gegenstand weiterer Forschungsarbeiten darstellt (Schwartz, 2019).

Ein weiteres relevantes Thema ist die weitergehende Phosphorelimination. Gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) können sich zur Erreichung eines guten Zustands verschärfte Ablaufanforderungen für die einleitenden Kläranlagen ergeben. Sehr geringe Phosphorablaufwerte können i.d.R. nur mit einer weitestgehenden Feststoffelimination (Filtration) und einer Zweipunktfällung erreicht werden.

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum, um flexibel entscheidungsfähig zu sein. Untersucht werden folgende Verfahren im Teil- und Vollstrom:

- Ozonung mit Sandfiltration
- Ozonung mit GAK-Filtration (sog. biologisch wirksame Aktivkohlefiltration (BAK))
- PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- PAK-Dosierung mit Membranverfahren

Die Kläranlagen sind in den nachfolgenden Steckbriefen detailliert beschrieben.

3.2 Steckbriefe der durchgeführten Machbarkeitsstudien

In diesem Abschnitt werden die durchgeführten technischen Machbarkeitsstudien kurz in Form von Steckbriefen zusammengefasst. Die ausführliche Beschreibung der Anlagentechnik sowie der Einbindung der neuen Verfahrensstufe sind für die einzelnen Kläranlagen in separaten Berichten 10 dargestellt.

3.2.1 Kläranlage Bönen

Die Kläranlage Bönen des Lippeverbands hat eine Ausbaugröße von 71.000 EW sowie eine derzeitige Anschlussgröße von 88.441 EW. Die Anlage ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als Kaskadenbiologie. Sie wurde 2003 in Betrieb genommen. Sie leitet in den Rexebach ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.1 dargestellt.

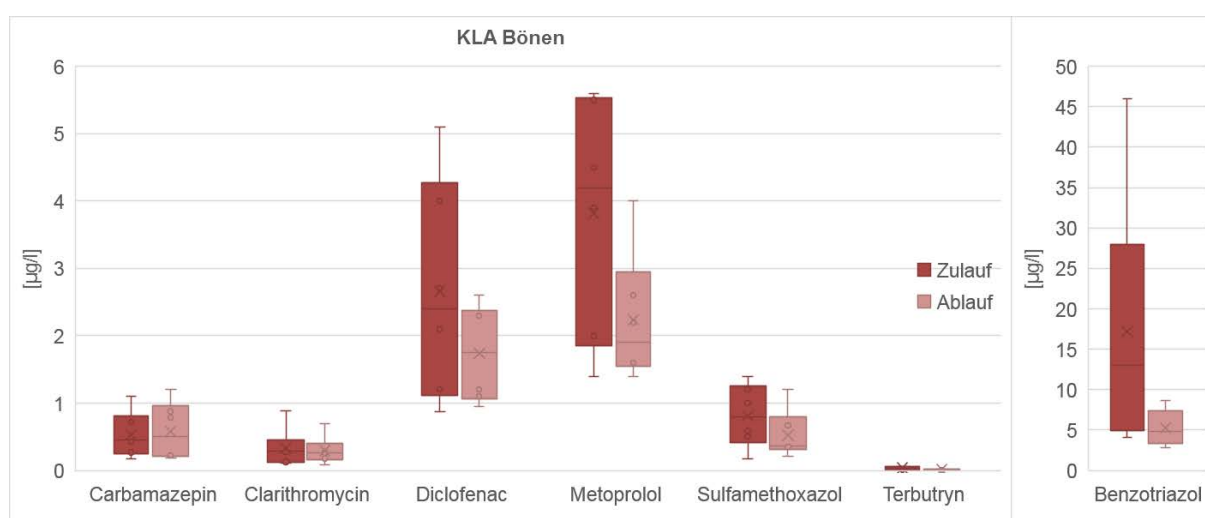


Abbildung 3.1: Kläranlage Bönen - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehand- lung	Mikroschadstoff- entfernung	Nachbehand- lung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	(Filtration)

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Bönen** des Lippeverbands ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als Kaskadenbiologie. Sie wurde 2003 in Betrieb genommen. Vorfluter ist der Rexebach.

Ausbaugröße:	71.000 EW _{CSB120}
Anschlussgröße:	88.441 EW _{CSB120}
Jahresschmutzwassermenge:	4,6 Mio. m ³ /a
Jahresabwassermenge:	7,2 Mio. m ³ /a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:	
Q _{T,2h,max} bzw. Q _{,70% JAM} :	914 m ³ /h
Vollstrombehandlung:	
Q _M :	2.930 m ³ /h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Bönen wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Bönen werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt, um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinenteknik und EMSR-Technik.

Baunebenkosten werden mit 20 % v. Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlammentsorgungskosten und
- Personalkosten

Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden.

	Investitionskosten	Betriebskosten	Jahreskosten
	Mio. €	€/a	€/a
Teilstrom			
V 1	5,1	277.500	630.500
V 2	7,9	331.000	869.500
V 3	5,1	307.000	690.463
V 4	9,5	516.000	1.409.000
Vollstrom			
V 1	14,5	539.000	1.577.000
V 2	23,1	689.000	2.316.000
V 3	10,2	480.500	1.247.000
V 4	24,5	1.000.000	3.471.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Die betrachteten Varianten lassen sich auf der Kläranlage Bönen voraussichtlich nur mit zusätzlichem Flächenerwerb realisieren. Die Ozonung und anschließende Sandfiltration bildet für das Szenario Q_T die Vorzugsvariante. Für das Szenario Q_M, die Vollstrombehandlung, ist die PAK-Dosierung mit anschließender Polstofffiltration jedoch die wirtschaftlichste Variante. Eindeutiger Vorteil dieser Variante ist darüber hinaus, dass sie über einen geringen Platzbedarf verfügt.

Das Verhältnis JSM/JAM liegt deutlich unter den üblichen Verhältnissen bzw. Q_A Auslegung >> Q_{T,h,max}. Somit sollte der zu behandelnde erforderliche Anteil der JAM unter Berücksichtigung eines immissionsbasierten Ansatzes neu bestimmt werden. Eine mögliche Reduzierung der Auslegungsmenge, insbesondere im Falle der Teilstrombehandlung

sollte in einer möglichen späteren Planungsphase angestrebt werden.



6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Kläranlage Bönen

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Lippeverband (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Planung:

Lippe Wassertechnik GmbH
 Brunnenstr. 37
 45128 Essen (+49 2 01 3610-0)

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Arnsberg

Förderung:

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



3.2.2 Kläranlage Soest

Die Kläranlage Soest des Lippeverbands hat eine Ausbaugröße von 115.000 EW sowie eine derzeitige Anschlussgröße von 95.054 EW. Sie ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage, die 2010 als Kaskadenbiologie in Betrieb genommen wurde. Sie leitet in den Soestbach ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.2 dargestellt.

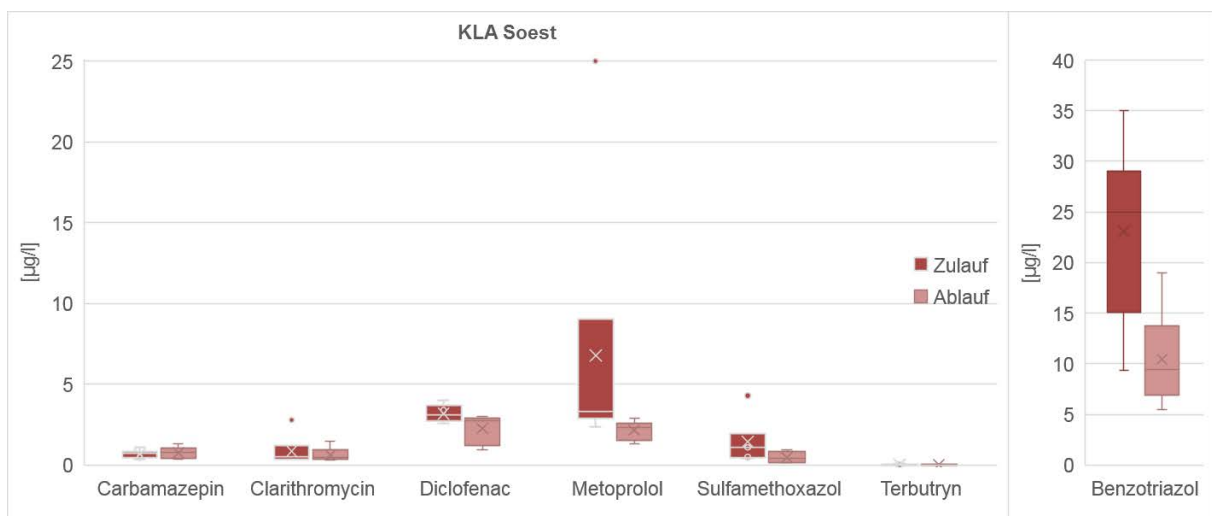


Abbildung 3.2: Kläranlage Soest - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	(Filtration)

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Soest** des Lippeverbands ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage, die 2010 als Kaskadenbiologie in Betrieb genommen wurde. Vorfluter ist der Soestbach.

Ausbaugröße:	115.000 EW _{CSB120}
Anschlussgröße:	95.054 EW _{CSB120}
Jahresschmutzwassermenge:	4,7 Mio. m ³ /a
Jahresabwassermenge:	6,4 Mio. m ³ /a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:	
Q _{T,2h,max} bzw. Q _{,70 % JAM} :	730 m ³ /h
Vollstrombehandlung:	
Q _M :	2.376 m ³ /h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Soest wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Soest werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächenengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinentechnik und EMSR-Technik. Baunebenkosten werden mit 20 % von Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

- Wartung & Instandhaltung

3.2.3 Kläranlage Herten-Westerholt

Die Kläranlage Herten-Westerholt des Lippeverbands hat eine Ausbaugröße von 36.000 EW sowie eine derzeitige Anschlussgröße von 27.906 EW. Sie ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als Kaskadenbiologie in 1998. Sie leitet in den Hasseler-Mühlenbach ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.3 dargestellt.

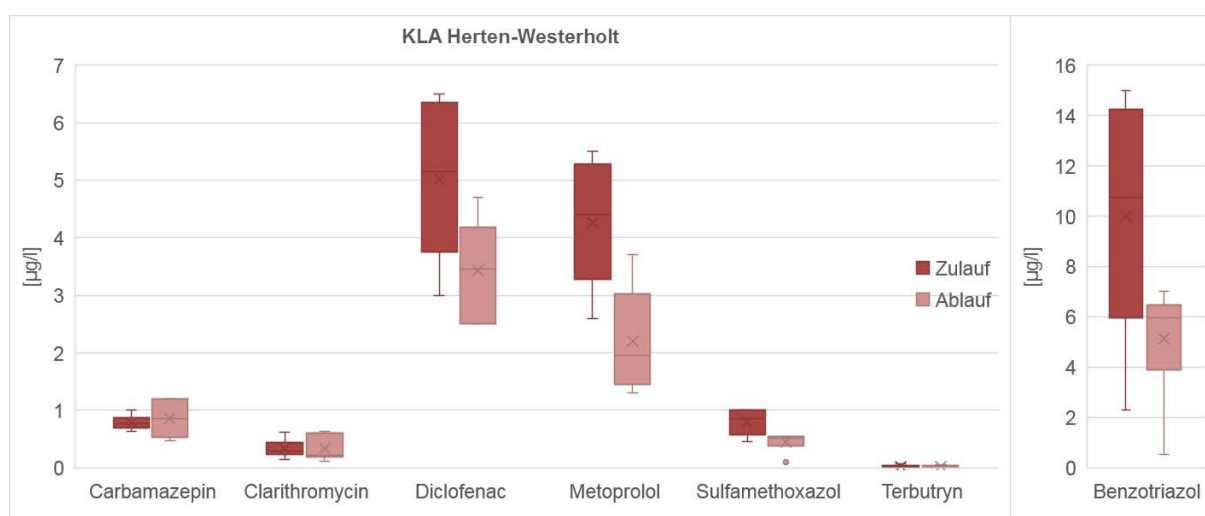


Abbildung 3.3: Kläranlage Herten-Westerholt - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	(Filtration)

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Herten-Westerholt** des Lippeverbands ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, 1998 ausgebildet als Kaskadenbiologie. Vorfluter ist der Hasseler-Mühlenbach.

Ausbaugröße:	36.000 EW _{CSB120}
Anschlussgröße:	27.906 EW _{CSB120}
Jahresschmutzwassermenge:	2,04 Mio. m ³ /a
Jahresabwassermenge:	2,96 Mio. m ³ /a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:	
Q _{T,2h,max} bzw. Q _{,70 % JAM} :	432 m ³ /h
Vollstrombehandlung:	
Q _M :	1.008 m ³ /h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Herten-Westerholt wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Herten-Westerholt werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt

um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter

Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinentechnik und EMSR-Technik. Baunebenkosten werden mit 20 % v. Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlammentsorgungskosten und
- Personalkosten

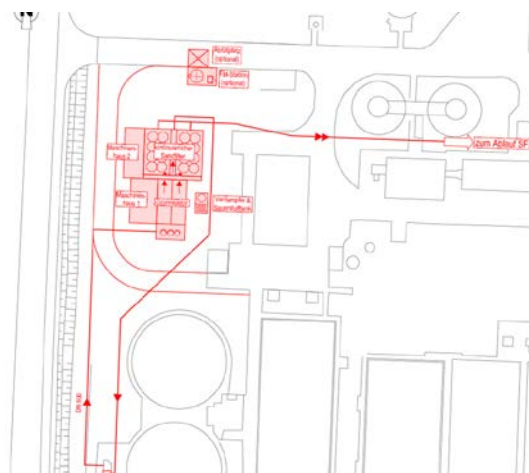
Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden.

	Investitionskosten Mio. €	Betriebskosten €a	Jahreskosten €a
Teilstrom			
V 1	3,3	175.200	411.200
V 2	4,8	185.300	514.500
V 3	3,7	177.800	458.400
V 4	5,7	269.300	787.100
Vollstrom			
V 1	4,7	213.600	548.600
V 2	10,6	317.500	1.063.600
V 3	5,3	237.700	634.600
V 4	9,7	424.300	1.345.200

5. Variantenvergleich und Fazit

Alle betrachteten Varianten lassen sich auf der Kläranlage Herten-Westerholt realisieren. Die Ozonung und anschließende Sandfiltration bildet sowohl für das Szenario Q_T, als auch für das Szenario Q_M die wirtschaftlichste Variante. Es handelt sich um ein gut erprobtes und betrieblich sicheres und einfaches Verfahren. Bei dieser Variante ist die Bildung von Metaboliten in weiteren Planungsverfahren zu betrachten. Beim Vergleich der Varianten 1.1 und 1.2 wird anhand der spezifischen Kosten deutlich, dass die Variante 1.1 (Aufstellung der kontinuierlich betriebenen Sandfilter in Stahlbauweise, kombiniert mit einem tief liegenden Ozonreaktor) zu verhältnismäßig hohen Kosten führt und eine Aufstellung der Filtration in Betonbauweise voraussichtlich

günstiger ist. Eine vergleichende Betrachtung im Rahmen einer Vorplanung ist empfehlenswert. Es wird voraussichtlich ein höherer Anteil der Jahresabwassermenge in der Variante Teilstrom behandelt werden, als die angenommenen 70 %.



6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Kläranlage Herten-Westerholt

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:
 Lippeverband (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Planung:
 Lippe Wassertechnik GmbH
 Brunnenstr. 37
 45128 Essen (+49 2 01 3610-0)

Unterstützende Institutionen:
 Bezirksregierung Münster

Förderung:

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



3.2.4 Kläranlage Dortmund-Scharnhorst

Die Kläranlage Dortmund-Scharnhorst des Lippeverbands hat eine Ausbaugröße von 190.000 EW sowie eine derzeitige Anschlussgröße von 228.631 EW. Sie ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage, die 1996 als Kaskadenbiologie in Betrieb genommen wurde. Die Kläranlage verfügt über eine Flockungsfiltration (abwärts durchströmte Sandfiltration) im Anschluss an die Nachklärung. Sie leitet in die Körne ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.4 dargestellt.

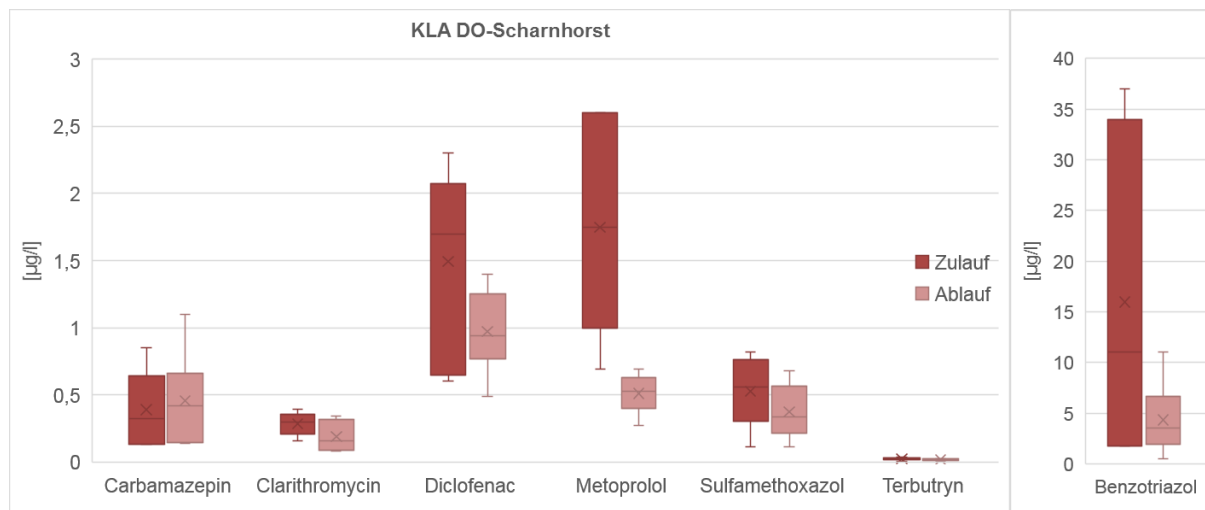


Abbildung 3.4: Kläranlage Dortmund-Scharnhorst - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	(Filtration)

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Dortmund-Scharnhorst** des Lippeverbands ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage, die 1996 als Kaskadenbiologie in Betrieb genommen wurde. Die Kläranlage verfügt über eine Flockungsfiltration (abwärts durchströmte Sandfiltration) im Anschluss an die Nachklärung. Vorfluter ist die Körne.

Ausbaugröße: 190.000 EW_{CSB120}
 Anschlussgröße: 228.631 EW_{CSB120}
 Jahresschmutzwassermenge: 10,6 Mio. m³/a
 Jahresabwassermenge: 15,2 Mio. m³/a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:
 $Q_{T,2h,max}$ bzw. $Q_{,70\% JAM}$: 1.660 m³/h
 Vollstrombehandlung:
 Q_M : 6.120 m³/h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Dortmund-Scharnhorst wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung. Im Rahmen der vorgelegten Machbarkeitsstudie werden für die Vergleichbarkeit zusätzlich Kosten ermittelt unter der Annahme, dass keine Filtration vorhanden wäre. Die Filtration, sowohl als Erweiterung

bzw. Bestand, als auch als kompletten „Neubau“ wird auf der Fläche der vorhandenen Filtration geplant. Die Grundstücksform bildet hier ein stark einschränkendes Kriterium für die Abmessungen der Filterzellen.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Dortmund-Scharnhorst werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt, um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinenteknik und EMSR-Technik. Baunebenkosten werden mit 20 % v. Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlammentsorgungskosten und
- Personalkosten

Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden. Die folgenden aufgeführten Kosten sind, mit dem Ziel der Übertragbarkeit auf andere Anlagen, unter der Annahme ermittelt, dass keine Filtration vorhanden ist.

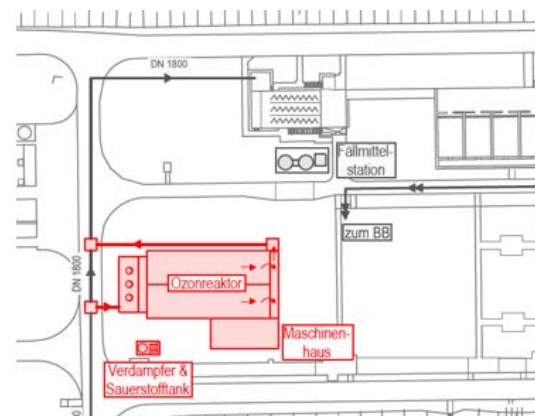
	Investitionskosten	Betriebskosten	Jahreskosten
	Mio. €	€a	€a
Teilstrom			
V 1	12,0	572.200	1.401.500
V 2	18,1	661.400	1.943.400
V 3	7,0	532.800	1.078.100
V 4	16,9	973.500	2.621.200
Vollstrom			
V 1	28,4	999.600	3.060.000
V 2	45,0	1.251.200	4.478.000
V 3	19,4	923.900	2.459.300
V 4	46,2	2.003.000	6.568.700

5. Variantenvergleich und Fazit

Sämtliche betrachtete Varianten lassen sich auf der Kläranlage Dortmund-Scharnhorst realisieren.

Da die Sandfiltration bereits auf der Anlage vorhanden ist, bilden Varianten in Kombination mit dieser die interessanteste Lösung. Aufgrund der geringen Investitionskosten des Polstofffilters, stellt dieser im Rahmen der getroffenen Annahmen für den Teilstrom ebenfalls eine wirtschaftliche Lösung dar. Unter Berücksichtigung des Ist-Zustandes bildet die Ozonung mit anschließender Sandfiltration die vorteilhafte Lösung. Für das Szenario Q_M, die Vollstrombehandlung, ist die Ozonierung mit anschließender Sandfiltration die wirtschaftlichste Variante.

Für die Annahme, dass keine Filtration vorhanden wäre, bildet unter den gegebenen Platzverhältnissen die Variante PAK-Dosierung mit Polstofffilter die wirtschaftlichste Lösung, sowohl für den Teilstrom, als auch für den Vollstrom.



6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Kläranlage Dortmund-Scharnhorst.



7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Lippeverband (EGLV)
Kronprinzenstraße 24
45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Planung:

Lippe Wassertechnik GmbH
Brunnenstr. 37
45128 Essen (+49 2 01 3610-0)

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Arnsberg

Förderung:

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



3.2.5 Kläranlage Dortmund-Deusen

Die Kläranlage Dortmund-Deusen der Emschergenossenschaft hat eine Ausbaugröße von 705.000 EW sowie eine derzeitige Anschlussgröße von 700.045 EW. Sie ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, als Kaskadenbiologie. Die Kläranlage wurde in 1994 errichtet und in 2003 erweitert. Sie leitet in die Emscher ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.5 dargestellt.

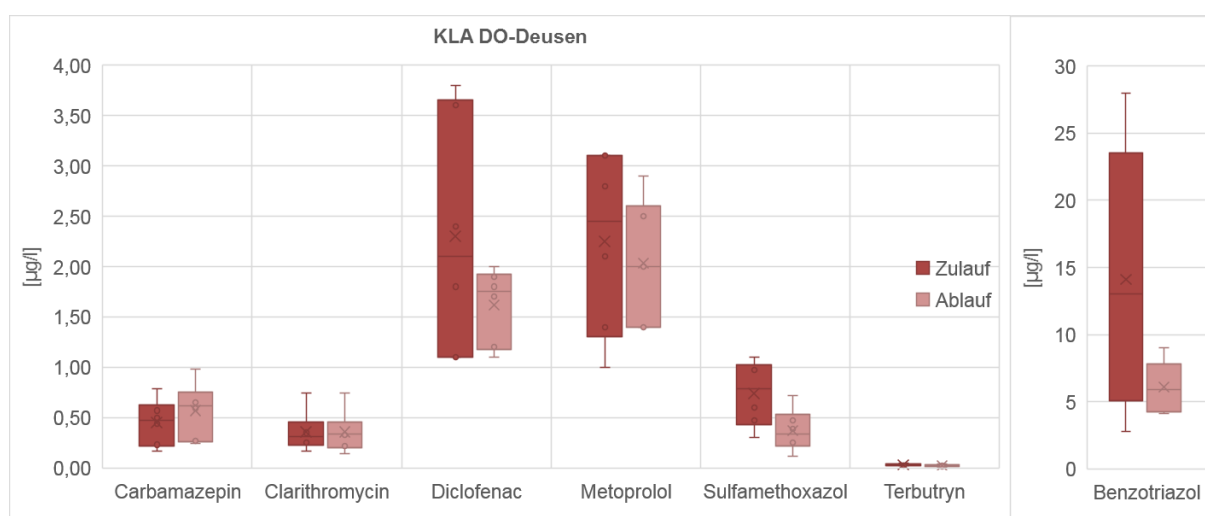


Abbildung 3.5: Kläranlage Dortmund-Scharnhorst - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	Filtration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Dortmund-Deusen** der Emschergenossenschaft ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, als Kaskadenbiologie. Die Kläranlage wurde in 1994 errichtet und in 2003 erweitert. Vorfluter ist die Emscher.

Ausbaugröße: 705.000 EW_{CSB120}
 Anschlussgröße: 700.045 EW_{CSB120}
 Jahresschmutzwassermenge: 43,8 Mio. m³/a
 Jahresabwassermenge: 52,5 Mio m³/a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:
 $Q_{T,2h,max}$ bzw. $Q_{70\% JAM}$: 7.200 m³/h
 Vollstrombehandlung:
 Q_M : 16.200 m³/h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Dortmund-Deusen wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Emscher/Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Dortmund-Deusen werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt, um einen

guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinentechnik und EMSR-Technik. Baunebenkosten werden mit 20 % v. Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

- Wartung & Instandhaltung

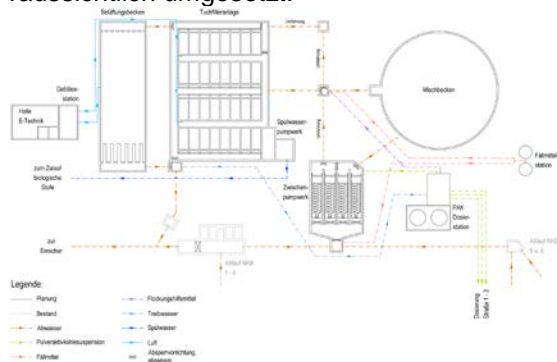
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlammentsorgungskosten und
- Personalkosten

Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden.

	Investitionskosten	Betriebskosten	Jahreskosten
	Mio. €	€/a	€/a
Teilstrom			
V1	28,4	2.166.400	4.239.400
V2	28,4	2.535.400	4.608.400
V3	12,8	2.055.400	2.850.400
V4	52,6	3.962.400	7.502.400
Vollstrom			
V1	56,0	3.058.400	7.056.400
V2	56,0	3.499.500	7.496.500
V3	22,0	2.892.400	4.339.400

5. Variantenvergleich und Fazit

Die betrachteten Varianten können auf dem Gelände der Kläranlage Dortmund-Deusen umgesetzt werden. Die MKS hat gezeigt, dass die sieben detailliert untersuchten Varianten als Spurenstoffeliminationsstufe auf der KA Dortmund-Deusen für die beiden Behandlungsszenarien Q_T und Q_M umsetzbar sind. Auf Grund der deutlich günstigen Kosten bildet die Variante V 3 PAK-Dosierung mit Polstofffilter die Vorzugsvariante. Diese Vorzugsvariante wird für die Vollstrombehandlung voraussichtlich umgesetzt.



6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Dortmund-Deusen

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Emschergenossenschaft (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Ersteller der Machbarkeitsstudie:

Emschergenossenschaft (EGLV)

Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Arnsberg

3.2.6 Kläranlage Hamm-West

Die Kläranlage Hamm-West des Lippeverbands hat eine Ausbaugröße von 252.000 EW sowie eine derzeitige Anschlussgröße von 238.107 EW. Sie ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als Kaskadenbiologie. Sie leitet in die Lippe ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.6 dargestellt.

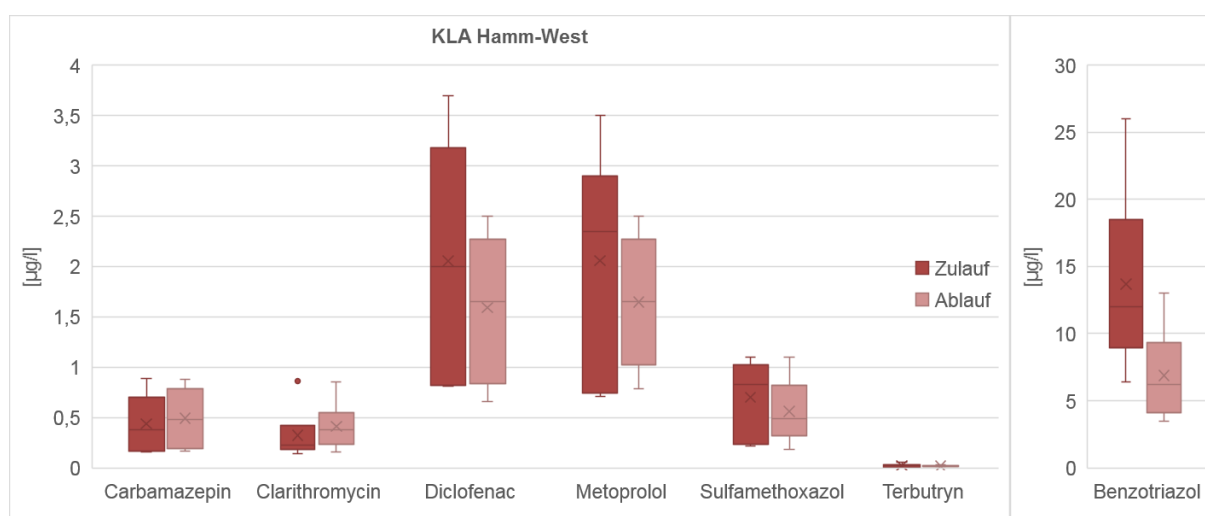


Abbildung 3.6: Kläranlage Hamm-West - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	Filtration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Hamm-West** des Lippeverbands ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als Kaskadenbiologie. Vorfluter ist die Lippe.

Ausbaugröße: 252.000 EW_{CSB120}
 Anschlussgröße: 238.107 EW_{CSB120}
 Jahresschmutzwassermenge: 20,4 Mio. m³/a
 Jahresabwassermenge: 24,5 Mio. m³/a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:
 $Q_{T,2h,max}$ bzw. $Q_{70\% JAM}$: 3.276 m³/h
 Vollstrombehandlung:
 Q_M : 7.416 m³/h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Hamm-West wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Hamm-West werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt, um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten

zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenanahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinentechnik und EMSR-Technik. Baunebenkosten werden mit 20 % von Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlammentsorgungskosten und
- Personalkosten

Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden.

	Investitionskosten	Betriebskosten	Jahreskosten
	Mio. €	€/a	€/a
Teilstrom			
V 1	15,1	782.000	1.889.000
V 2	15,1	952.000	2.059.000
V 3	13,0	885.000	1.773.000
V 4	28,0	1.660.000	3.535.000
Vollstrom			
V 1	30,8	1.266.000	3.538.000
V 2	30,8	1.472.000	3.744.000
V 3	24,1	1.402.000	3.030.000
V 4	54,0	2.555.000	6.100.000

6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Kläranlage Hamm-West

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Lippeverband (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Ersteller der Machbarkeitsstudie:

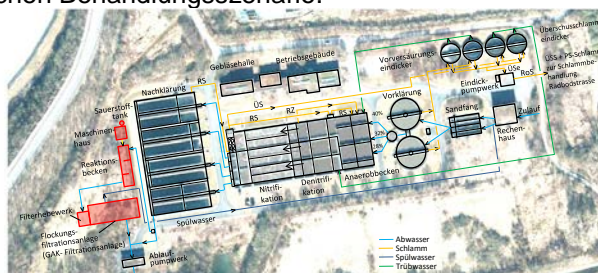
Lippeverband (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Arnsberg

5. Variantenvergleich und Fazit

Die betrachteten Varianten können auf dem Gelände der Kläranlage Hamm-West umgesetzt werden. Die MKS hat gezeigt, dass die acht detailliert untersuchten Varianten als Spurenstoffeliminationsstufe auf der KA Hamm-West für die beiden Behandlungsszenarien Q_T und Q_M umsetzbar sind. Während aus den Varianten Ozon/kontinuierlicher Sandfilter, Ozon/kontinuierlicher GAK-Filter und PAK/Polstofffilter Jahreskosten in vergleichbarer Größenordnung resultieren, liegen diese für die Membranvariante etwa doppelt so hoch im Vergleich zu anderen Varianten bei dem gleichen Behandlungsszenario.



3.2.7 Kläranlage Reken

Die Kläranlage Reken des Lippeverbands hat eine aktuelle Zulaufbelastung von ca. 11.700 EW. Sie ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als vorgeschaltete Denitrifikation. Im Hinblick auf die Entwicklung der Gemeinde Reken wird die Kläranlage zurzeit auf 15.000 EW erweitert. Sie leitet in den Boombach ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.7 dargestellt.

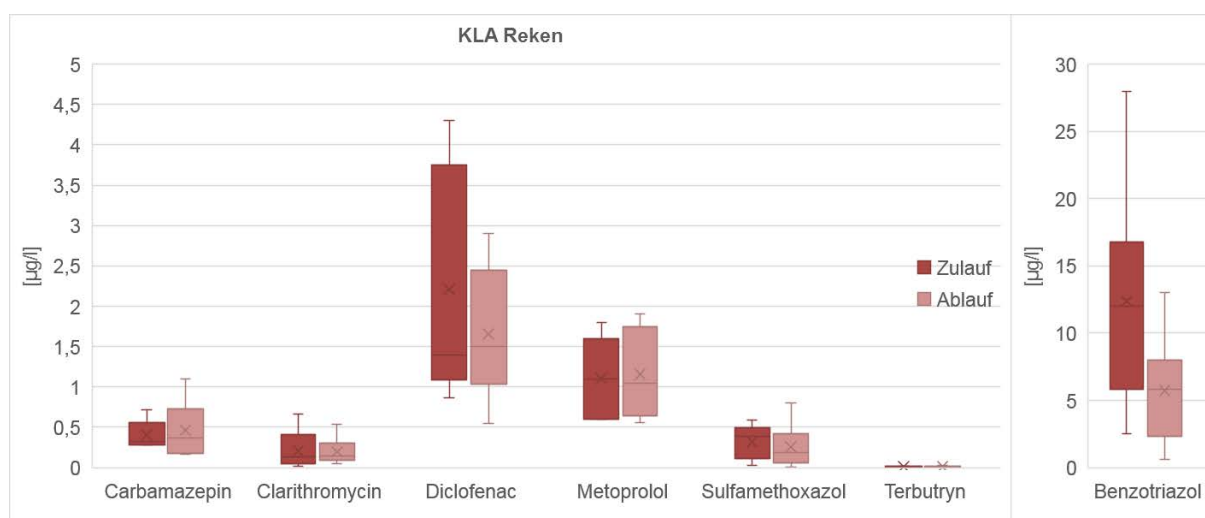


Abbildung 3.7: Kläranlage Reken - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch / biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	Filtration

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Reken** des Lippeverbands ist eine einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation, ausgebildet als vorgeschaltete Denitrifikation. Vorfluter ist der Boombach. Die aktuelle Zulaufbelastung der KA Reken liegt ca. 11.700 EW. Im Hinblick auf die Entwicklung der Gemeinde Reken wird die KA Reken zurzeit auf 15.000 EW erweitert. Die Kerndaten aus der Entwurfsplanung 2020 lauten:

Ausbaugröße: 15.000 EW_{CSB120}
 Anschlussgröße: 11.700 EW_{CSB120}
 Jahresschmutzwassermenge: 946.910 m³/a
 Jahresabwassermenge: 1,26 Mio. m³/a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:
 Teilstrombehandlung:
 Q_{T,2h,max} bzw. Q_{70 % JAM}: 212 m³/h
 Vollstrombehandlung:
 Q_M: 540 m³/h

2. Veranlassung und Ziele

Die Kläranlage Reken wird für sich selbst detailliert betrachtet und steht stellvertretend für andere Kläranlagen im Lippe Einzugsgebiet mit ähnlicher Größenordnung.

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Reken

werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt, um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistenter Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für die Bautechnik, Maschinenteknik und EMSR-Technik. Baunebenkosten werden mit

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

20 % v. Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlamm Entsorgungskosten und
- Personalkosten

Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden.

	Investitionskosten	Betriebskosten	Jahreskosten
	Mio. €	€/a	€/a
Teilstrom			
V 1	2,5	123.000	313.000
V 2	2,5	131.000	321.000
V 3	2,3	101.000	271.000
V 4	3,7	183.000	475.000
Vollstrom			
V 1	3,8	164.000	414.000
V 2	3,8	175.000	425.000
V 3	3,5	124.000	363.000
V 4	6,3	268.000	688.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Die betrachteten Varianten können auf dem Gelände der Kläranlage Reken umgesetzt werden. Die MKS hat gezeigt, dass die acht detailliert untersuchten Varianten als Spurenstoffeliminationsstufe auf der KA Reken für die beiden Behandlungsszenarien Q_T und Q_M umsetzbar sind. Während aus den Varianten Ozon/kontinuierlicher Sandfilter, Ozon/kontinuierlicher GAK-Filter und PAK/Polstofffilter Jahreskosten in vergleichbarer Größenordnung resultieren, liegen diese für die Membranvariante wesentlich höher als für andere Varianten bei dem gleichen Behandlungsszenario.



6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Kläranlage Reken

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:

Lippeverband (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Ersteller der Machbarkeitsstudie:

Lippeverband (EGLV)
 Kronprinzenstraße 24
 45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Unterstützende Institutionen:

Bezirksregierung Münster

3.2.8 Kläranlage Hünxe

Die Kläranlage Hünxe des Lippeverbands hat eine Ausbaugröße von 17.000 EW. Sie besitzt nach den Umbauarbeiten in 2009 sowohl einen Membranbioreaktor (MBR) als auch eine konventionelle, biologische Reinigung. An der Anlage wird der zu behandelnde Abwasserstrom hinter der mechanischen Vorklärung durch ein Verteilerbauerwerk in zwei gleiche Volumenströme aufgeteilt und in die beiden Straßen gegeben. Sie leitet in den in die Lippe ein.

Die im Rahmen des Monitorings gemessenen Konzentrationen der sieben Leitparameter im Zulauf und Ablauf der Kläranlage sind in Abbildung 3.8 dargestellt.

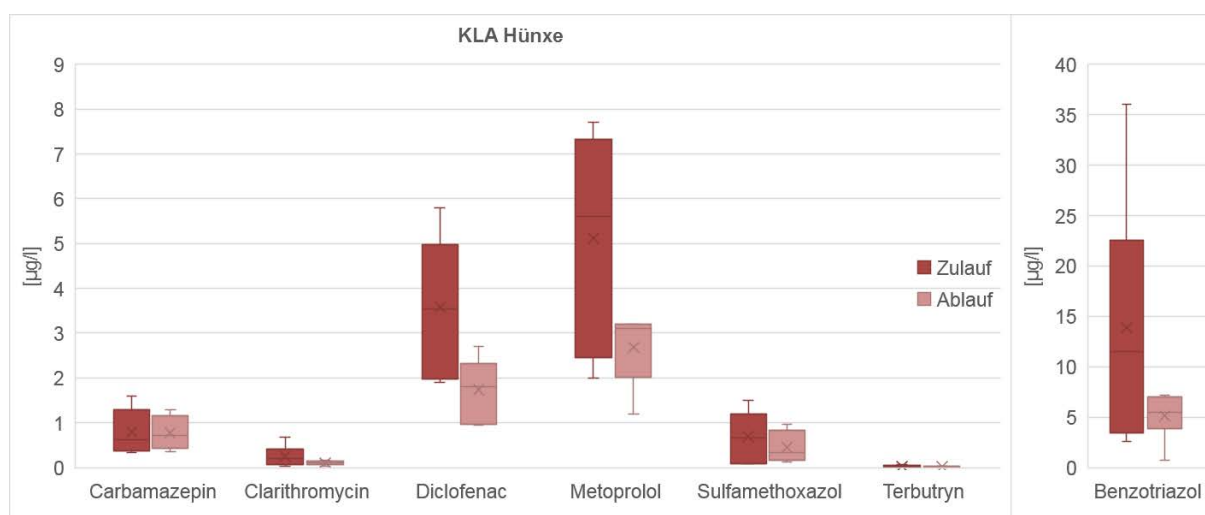


Abbildung 3.8: Kläranlage Hünxe - Zu- und Ablaufkonzentrationen der Leitparameter

Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffentfernung

Vorbehandlung	Mikroschadstoffentfernung	Nachbehandlung
mechanisch/ biologisch	PAK, BAK, GAK, Ozon	(Filtration)

1. Allgemeine Daten

Art des Projekts:

Projekt: Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet

Anlagenbeschreibung:

Die **Kläranlage Hünxe** besitzt nach den Umbauarbeiten 2009 sowohl einen MBR als auch eine konventionelle, biologische Reinigung. An der Anlage wird der zu behandelnde Abwasserstrom hinter der mechanischen Vorklärung durch ein Verteilerbauerwerk in zwei gleiche Volumenströme aufgeteilt und in die beiden Straßen gegeben

Ausbaugröße: 17.000 EW
 Jahresabwassermenge: 996.751. m³/a

Ausbau Spurenstoffeliminationsstufe:

Teilstrombehandlung:
 $Q_{T,2h,max}$ bzw. $Q_{,70\% JAM}$: 169 m³/h
 Vollstrombehandlung:
 Q_M : 540 m³/h

2. Veranlassung und Ziele

Ziel ist die Evaluierung der Kläranlagen, die ausgebaut mit einer Spurenstoffeliminationsstufe, ökologisch und ökonomisch den größten Nutzen erzielen. Neben der Kläranlage Hünxe werden entsprechende Studien für sieben weitere Anlagen erstellt, um einen guten Überblick über die Möglichkeiten und Kosten zur Mikroschadstoffelimination an der Lippe zu erhalten.



3. Angewandte Technologien

Alle betrachteten Verfahrensvarianten werden für den Teil- und den Vollstrom aufgestellt. Folgende Verfahren werden betrachtet:

- V1: Ozonung mit Sandfiltration
- V2: Ozonung mit GAK-Filtration
- V3: PAK-Dosierung mit Polstofffilter
- V4: PAK-Dosierung mit Membran
- V5: PAK-Hybridverfahren

Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Verfahren bilden ein breit aufgestelltes Spektrum hinsichtlich der Elimination verschiedener Spurenstoffe. Auch wird dem Thema antibiotikaresistente Bakterien in Oberflächengewässern Rechnung getragen. Die Auswahl der Varianten ermöglicht es, flexibel entscheidungsfähig zu sein.

4. Kosten und Wirtschaftlichkeit

Zur Wirtschaftlichkeitsbewertung der Verfahren werden die erforderlichen Anlagenteile dimensioniert und mit sämtlichen erforderlichen Anschlüssen an den Bestand geplant. Die Investitionskosten werden anhand von Kostenvergleichswerten, wie bspw. €/m³ umbauter Raum, Erfahrungswerten oder über prozentuale Ansätze pauschal angenommen. Die Kostenannahme erfolgt getrennt für Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Baunebenkosten werden mit 20 % der Investitionskosten BT+MT+ET angesetzt. Die Betriebskosten werden für folgende Kostenblöcke erstellt:

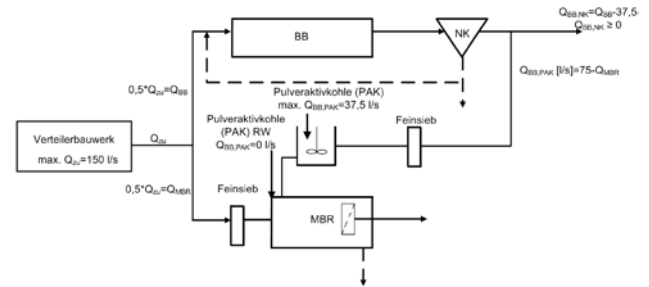
- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zus. Schlammentsorgung
- Personal

Die Verbrauchsstoffe sind für die Vollstrombehandlung spezifisch gleich zur Teilstrombehandlung angesetzt worden.

	Investitionskosten Mio. €	Betriebskosten €/a	Jahreskosten €/a
Teilstrom			
V 1	1,02	100.000	160.000
V 2	1,06	138.000	200.000
V 3	0,95	123.000	180.000
V 4	1,73	146.000	270.000
V 5	0,92	82.000	140.000
Vollstrom			
V 1	3,34	133.000	290.000
V 2	2,43	179.000	340.000
V 3	1,11	131.000	200.000
V 4	3,06	182.000	390.000

5. Variantenvergleich und Fazit

Alle Varianten können auf dem Gelände der Kläranlage Hünxe umgesetzt werden. Örtliche Restriktionen bedingt durch den Platz sind nicht vorhanden. Für die Teilstrombehandlung bildet das PAK-Hybridverfahren die Vorzugsvariante. Durch die Nutzung der bereits vorhandenen Infrastruktur liegen die Kosten hier unterhalb der Vergleichsvarianten. Für das Szenario Q_M , die Vollstrombehandlung, ist die bereits vorhandene Membranfläche nicht ausreichend, sodass hier das Hybridverfahren nicht verwendet werden kann. Da stellt sich die PAK-Dosierung mit anschließender Polstofffiltration als ökonomisch sinnvollste Variante dar. Eindeutiger Vorteil dieser Variante ist darüber hinaus, dass sie über einen geringen Platzbedarf verfügt.



6. Verfügbare Dokumente und Quellen

Abschlussbericht Spurenstoffe in der Lippe: Situationsanalyse der Gesamtemissionen und Szenarienbetrachtung zur Reduktion der Einträge auf Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet, Anhang Bericht Technische Machbarkeitsstudie Kläranlage Hünxe

7. Einrichtungen, Organisationen und Kontaktpersonen

Betreiber:
Lippeverband (EGLV)
Kronprinzenstraße 24
45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Ersteller der Machbarkeitsstudie:
Lippeverband (EGLV)
Kronprinzenstraße 24
45128 Essen (+49 2 01 104-0)

Unterstützende Institutionen:
Bezirksregierung Münster

4 Stoffflussbilanzierung

Ein Monitoringprogramm für die flächendeckende Betrachtung der Gewässerbelastung des Lippeverbandsgebietes wäre kosten- und zeitintensiv. Auch würde ein solches einmaliges Monitoring nur die Bewertung der aktuellen Situation an den jeweiligen Messstellen ermöglichen. Im Rahmen des Projektes soll daher eine modellgestützte Stoffflussbilanzierung der Emissionen für ausgewählte Spurenstoffe durchgeführt werden. Ziel ist es, Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen-Szenarien auf die Gewässerkonzentrationen abzuschätzen. Zusammen mit der Ermittlung der mit den Maßnahmen verbundenen Kosten soll so eine Grundlage für Bewirtschaftungsentscheidungen geschaffen werden.

Für die Durchführung der Stoffflussbilanzierung wird das Modellsystem GREAT-ER (Geo-referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers) verwendet. Die Gewässerbelastung wird dabei georeferenziert für verschiedene Abflusssituationen mit einer räumlichen Auflösung von zwei Kilometer langen Gewässerabschnitten simuliert.

Mit der Stoffflussbilanzierung wurden folgende Aufgaben bearbeitet:

- Bilanzierung der Gewässerbelastung im Lippeverbandsgebiet im Ist-Zustand bezüglich der ausgewählten Spurenstoffe (Kapitel 4.2)
- Validierung des Modells auf der Grundlage der im Projekt durchgeführten Messungen
- Auswirkungen von fünf Szenarien zur Reduzierung der Gewässerbelastung (Kapitel 5)

Mit diesen Ergebnissen erfolgt eine Analyse der Kosteneffizienz der Maßnahmen (Kapitel 6).

Das eingesetzte Stoffflussmodell GREAT-ER und die Modelleingangsdaten werden im Kapitel 4.1 beschrieben.

4.1 Modellbeschreibung und Eingangsdaten

4.1.1 Modellansatz GREAT-ER

Für die Stoffflussbilanzierung im Einzugsgebiet der Lippe wurde das Modellsystem GREAT-ER 4.1 eingesetzt. Das Modell ist als Add-In für die Software ArcGIS® aufgebaut und simuliert die räumliche Konzentrationsverteilung in allen Gewässerabschnitten unter Berücksichtigung stofflicher und gebietsspezifischer Annahmen. Mit dem Modell können sowohl der Ist-Zustand als auch mehrere durch den Nutzer vorgegebene Szenarien abgebildet und verglichen werden.

Der Modellansatz GREAT-ER berücksichtigt dabei u.a. die folgenden Emissions- und Immissionsdaten (vgl. Abbildung 4.1):

- pro-Kopf-Verbrauchswerte,
- Ausscheidungsraten,
- Abbauraten in Kläranlagen,
- Einträge über Punktquellen sowie
- diffuse Einträge über landwirtschaftlich genutzte Flächen.
- Abbau- und Verlustprozesse in den Oberflächengewässerabschnitten

GREAT-ER ist ein Massenbilanzmodell, das jeweils am Anfang und am Ende des Flussabschnitts die Masse der Substanz in der Wasserphase unter der Annahme eines Fließgleichgewichts mit Massenerhaltung als Fracht bilanziert und dabei Verlustprozesse berücksichtigt. Die Gewässerkonzentrationen werden anhand der vorparametrierten und kalibrierten Abflussvektoren jedes Flussabschnitts berechnet und stellen für den jeweiligen Abfluss eine durchschnittliche Belastung dar. Eine ausführliche Beschreibung des Modells kann u.a. Feijtel et al. (1997), Kehrein (2014) oder Klasmeier et al. (2017) entnommen werden.

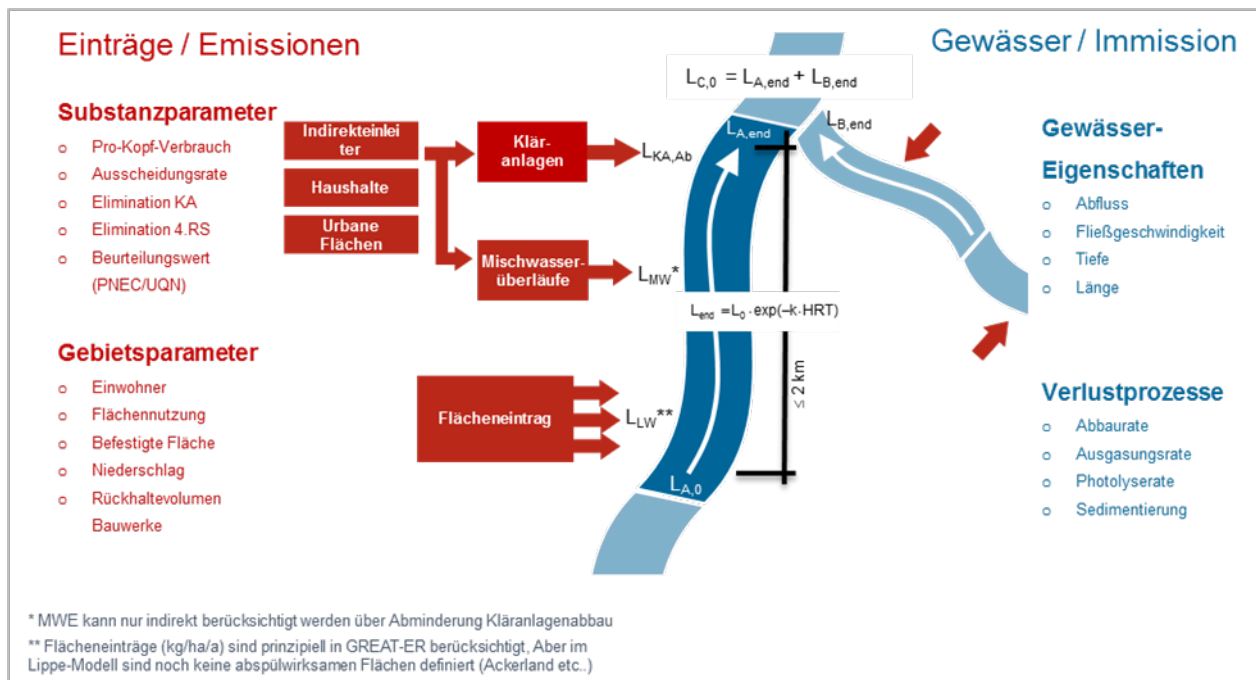


Abbildung 4.1: Prinzip und Eingangsdaten des Modellsystems GREAT-ER

4.1.2 Erstellung des Lippe-Stoffflussmodells

Zur Verwendung des zuvor beschriebenen Modellansatzes muss zunächst ein geeignetes Fließgewässernetz erstellt werden, welches die folgenden Elemente enthält:

- Fließgewässernetz
- Einleitstellen
- Krankenhäuser, die den Kläranlagen zugeordnet sind
- Fließgeschwindigkeiten in den Flussabschnitten
- Kalibrierte Abflüsse je Flussabschnitt

Das Spurenstoffmodell des Einzugsgebiets der Lippe (Lippe-Stoffflussmodell) wurde von der Universität Osnabrück (IUSF) auf Basis des bestehenden NRW-Modells erstellt. Das landesweite NRW-Modell wurde erstellt, um Belastungsschwerpunkte aufzuzeigen und Messprogramme gezielt entwickeln zu können (Klasmeier et al., 2017, Früh & Elbers, 2018). Für eine detaillierte Szenarien-Analyse eines Flussgebietes, wie in diesem Fall der Lippe, ist das NRW-Modell jedoch zu komplex. Daher wurde im Rahmen dieses Projektes ein eigenes Lippe-Stoffflussmodell erstellt (vgl. Abbildung 4.2). Die Prüfung und Korrektur der Eingangsdaten

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

erfolgte durch den Lippeverband mit Unterstützung der WiW mbH. Das Spurenstoffmodell der Lippe besteht aus:

- 4.456 km Fließgewässernetz
- 3.777 Gewässerabschnitte (je 1,21 km Länge je Abschnitt im Mittel)
- Wasserhaushalt für MQ, MNQ und Q183
- 82 Kläranlagen als Punktquellen
- mit 3,2 Mio. EW Ausbaugröße und 1,7 Mio. angeschlossenen Einwohnern

Detaillierte Angaben zu der Aufbereitung der nordrhein-westfälischen Gewässer sowie der Festlegung der Fließgeschwindigkeiten können dem Abschlussbericht des NRW-Projektes entnommen werden (Klasmeier et al., 2017).

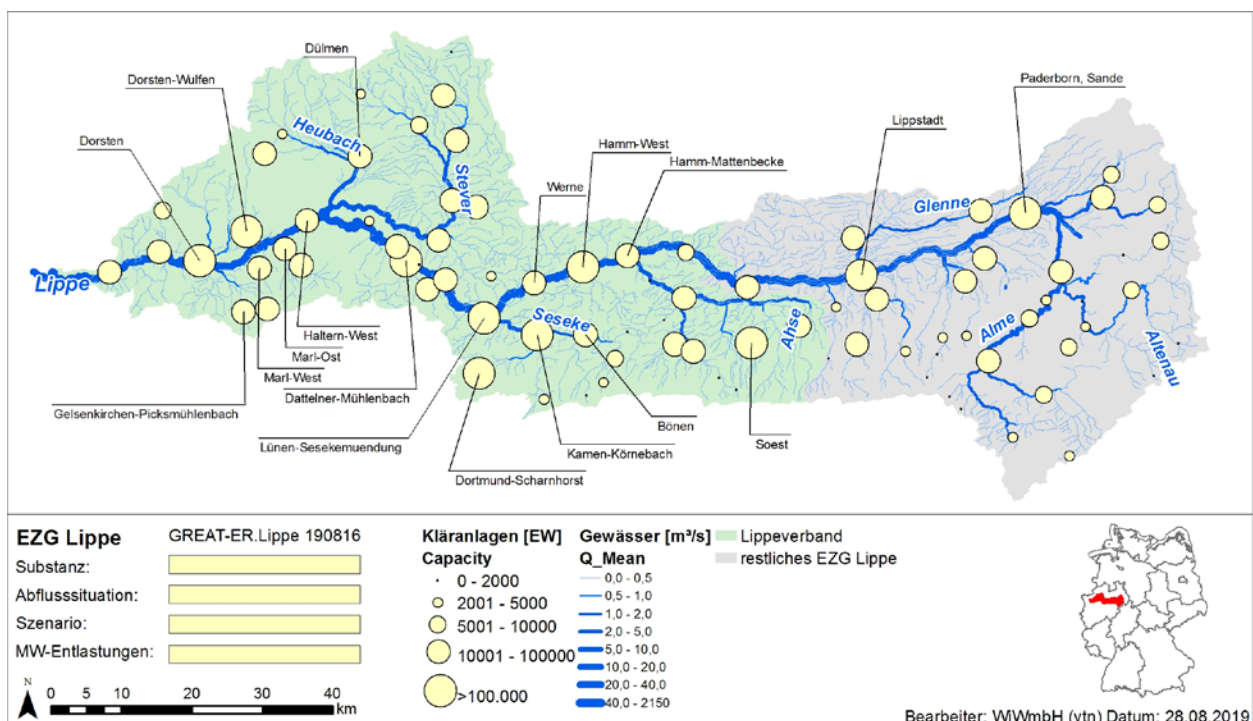


Abbildung 4.2: Darstellung des Einzugsgebiets der Lippe und des Lippeverbandgebietes

4.1.3 Hydrologische Parametrisierung

Das NRW-Modell des LANUV wurde zuvor ausschließlich mit Daten aus dem hydrologischen Atlas von Deutschland hydrologisch vorparametriert und anschließend an gemessenen Pegel-daten kalibriert (Klasmeier et al, 2017). Im Rahmen der Betrachtung der Lippe sollte allerdings auch eine zusätzliche Parametrierung für den Median-Abfluss (Q183) erfolgen. Es wurde gemeinsam mit den beteiligten Bezirksregierungen beschlossen, hierzu einheitlich auf die Ergebnisse des bestehenden Niederschlag-Abfluss-Modells (N/A-Modell) des Lippeverbands zurückzugreifen. Für jedes Segment in dem Fließgewässernetz wurde im Rahmen der Parametrisierung ein Vektor an Abflusswerten ermittelt, der sowohl den mittleren Abfluss (MQ) und den Median-Abfluss (Q183) als auch den Niedrigabfluss (MNQ) enthält. An den Kalibrierungspunkten (Abbildung 4.3) sollen diese Abflüsse mit den Werten übereinstimmen, die aus dem N/A-Modell des Lippeverbands vorgegeben sind.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

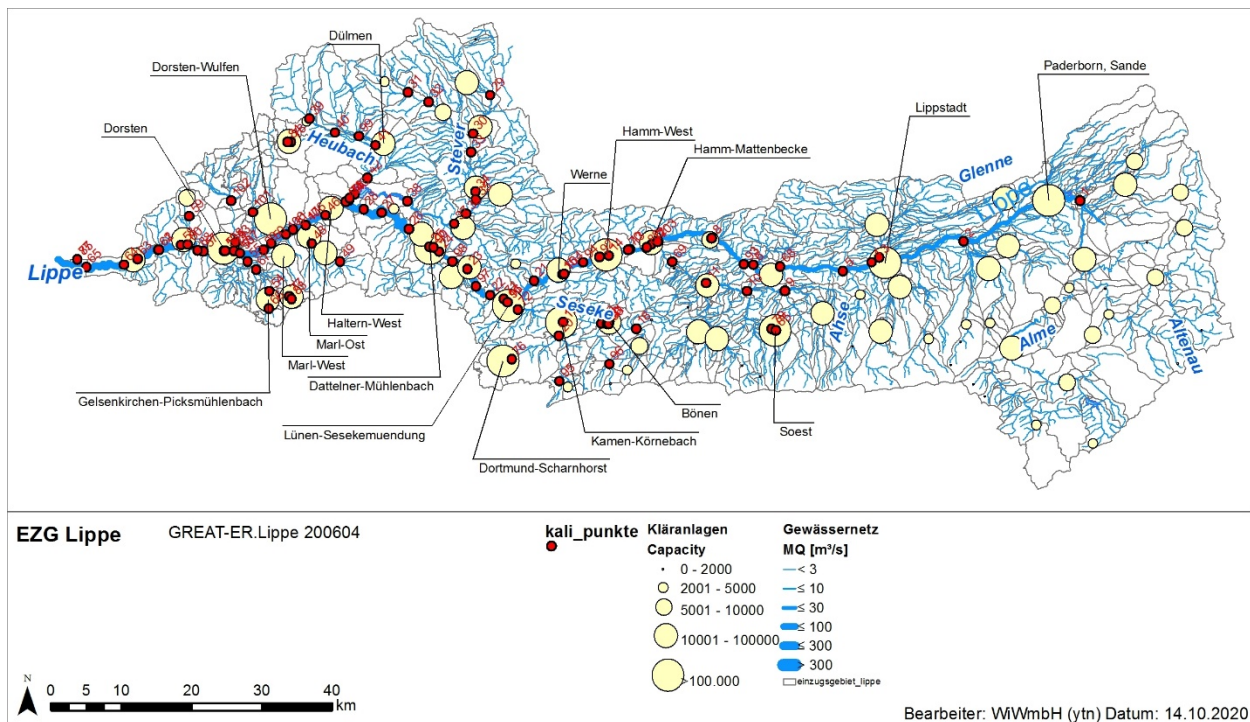


Abbildung 4.3 Kalibrierungspunkte zur Übernahme der NASIM Abflüsse in GREAT-ER

Für das Gebiet des Lippeverbands wird bereits seit langem eine Niederschlag-Abfluss-Modellierung in der Simulationssoftware NASIM (Niederschlag-Ablfluss-SIMulation) der Firma „Hydrotec Ingenieurgesellschaft für Wasser und Umwelt mbH“ durchgeführt. Einsatzgebiete der Modellierung sind verschiedene wasserwirtschaftliche Fragestellungen, insbesondere im Bereich des Hochwasserrisikos. Über das Wasserhaushaltsmodell können sowohl alle natürlichen als auch städtischen Abflüsse abgebildet werden. Im Ergebnis kann der Gesamtabfluss in den Gewässerabschnitten in Abhängigkeit der Gebietsdaten und Niederschläge ermittelt werden. Das Untersuchungsgebiet wird dazu in NASIM durch miteinander verknüpfte Systemelemente abgebildet (Abbildung 4.4). Dabei wird zwischen den natürlichen und urbanen Teilgebieten (Einzugsgebiete, die sich aufgrund hydrologischer, morphologischer und topographischer Kriterien ergeben) und Transportelementen (Gerinne, Kanal, Speicher) unterschieden. Den Systemelementen werden jeweils die relevanten Eigenschaften zugeordnet. Als Eingangsdaten dienen Niederschlags- und Klimadaten für langjährige Zeitreihen. Die Maximalzeitreihe reicht von 1955 bis 2019. Für die Integration in GREAT-ER wurde eine Reihe von 25 Jahren von 1994 bis 2019 gewählt.

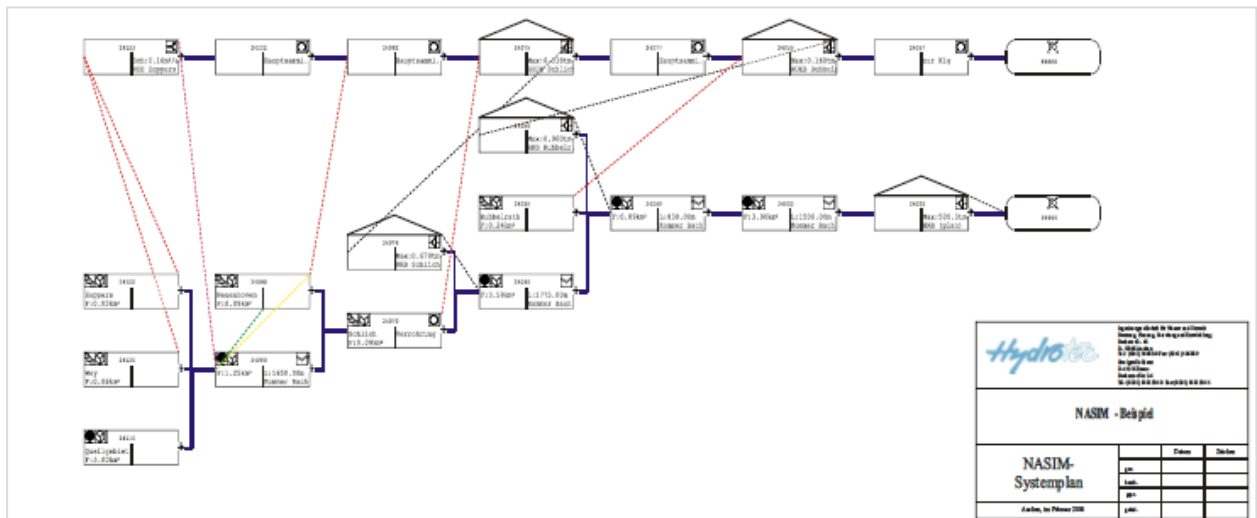


Abbildung 4.4: Systemplan eines NASIM-Modells als Beispiel der Fa. Hydrotec

Die Abflüsse aus dem N/A-Modell wurden an insgesamt 108 Stützstellen als Kalibrierungspunkte in das GREAT-ER Modell übertragen. Bei der Kalibrierung in GREAT-ER wurden sequentiell für alle Segmente folgende Schritte durchlaufen:

1. In jedem Teil des Gewässernetzes werden ausgehend von den Quellgebieten die jeweils ersten Pegel bzw. Kalibrierungspunkte gesucht und alle oberhalb liegenden Segmente diesem Pegel für die spätere Kalibrierung zugewiesen.
2. In gleicher Weise wird flussabwärts bis zum nächstgelegenen Pegel verfahren, damit jedes Segment eindeutig von einem Pegel abgedeckt wird.
3. Für jedes Segment erfolgt eine Abschätzung des abflusswirksamen Niederschlags für MQ und MNQ und bis zum jeweiligen Pegel aufsummiert (Summe Run-off)
4. Für alle Segmente eines solchen Pegelinzugsgebietes wird zusätzlich die Summe aller Einleitungen aus Punktquellen und aller Ausleitungen/Wasserentnahmen für MQ, MNQ und Q183 ermittelt und zu der Summe Run-off addiert bzw. von dieser subtrahiert:
 - a. Quellschüttungen bzw. Abflussmengen an einem Startpegel (schon kalibriert)
 - b. Einleitungen aus Kläranlagen (JAM für MQ und Q183, JSM für MNQ)
 - c. Einleitungen aus Direkteinleitern
 - d. Wasserentnahmen zur Trinkwassergewinnung
 - e. Ein- bzw. Ausleitungen von Kühlwasser (Industrie)
5. Die Gesamtsumme wird am Kalibrierungspunkt mit den vorgegebenen Werten (Pegeldaten, andere Modellwerte) abgeglichen.
6. Die Angleichung an die vorgegebenen Werte geschieht durch eine entsprechende einheitliche prozentuale Verringerung bzw. Erhöhung des geschätzten abflusswirksamen Niederschlags für alle betroffenen Segmente des Pegelinzugsgebietes.

7. In Gebieten, in denen hohe, nicht plausible Korrekturfaktoren notwendig waren, wird eine Einzelfallprüfung vorgenommen. Dabei wird geprüft, ob:
- a. Ein-/Ausleitungen stattfinden, die nicht oder nicht korrekt berücksichtigt wurden
 - b. Gewässernetzverzweigungen nicht der Realität entsprechen
 - c. Kalibrierungswerte nicht plausibel sind.

4.1.4 Betrachtete Substanzen

Im Rahmen des Projekts wurde ein großer Umfang von Parametern in Abstimmung mit dem LANUV und den zuständigen Bezirksregierungen unter Berücksichtigung des Leitfadens des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe NRW (Kom-M.NRW, 2015, 2016) und der Ergebnisse aus dem WRRL-Monitoring untersucht (vgl. Kapitel 2.1.2). Für die Betrachtungen mit dem Gewässermodell wurden aus dieser Parameterliste zwölf Substanzen ausgewählt, die jedoch nicht immer in allen Szenarien betrachtet wurden.

Kriterien zur Stoffauswahl für die Modellierung waren u.a.:

- Wiederfindbarkeit (möglichst viele Analysen über der Bestimmungsgrenze)
- Bilanzierbarkeit (möglichst kontinuierliches Eintragsverhalten)
- Ausreichende Daten für die Modellparametrisierung

Für die meisten Szenarien wurden das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol, das Pflanzenschutzmittel Terbutryn sowie die Arzneimittelnwirkstoffe Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol betrachtet. Der Wirkstoff Ibuprofen und das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure wurden für ausgewählte Szenarien modelliert.

4.1.5 Ermittlung der Pro-Kopf-Verbrauchsmengen aus Kläranlagendaten

Die Fracht in den Kläranlagenabläufen als Emission in die Gewässer wird in GREAT-ER in Abhängigkeit der Pro-Kopf-Verbrauchsmengen (PKV), der Metabolisierungs- bzw. Ausscheidungsrate (f_{MB}), der Elimination durch Kläranlagen (f_{KA}) sowie bei Arzneimitteln und Röntgenkontrastmitteln ggfs. zusätzlich durch den Eintrag aus Krankenhäusern ermittelt. Daraus ergibt sich die folgende Berechnung:

$$L_{KA,ab} = [PKV * E * f_{MB} + L_{KH}] * (1 - f_{KA})$$

mit:	$L_{KA,ab}$ = Fracht im gereinigten Abwasser (Ablauf Kläranlage)	[g/d]
	E = angeschlossene Einwohner	[E]
	PKV = „Pro-Kopf-Verbrauch“	[g/(E·d)]
	f_{MB} = Metabolisierungsrate (Ausscheidungsrate)	[%]
	f_{KA} = Kläranlagen-Elimination	[%]
	L_{KH} = Fracht aus Krankenhäusern	[g/d]

Die erforderlichen Spurenstoff-Pro-Kopf-Emissionswerte (PKV) für das Lippeeinzugsgebiet wurden über eine inverse Betrachtung, ausgehend von den Zulaufkonzentrationsmessungen

der acht im Projekt untersuchten Kläranlagen, ermittelt (vgl. Tabelle 2.17). Unter Berücksichtigung der Ausscheidungsraten wurden für jede dieser Kläranlagen Emissionswerte [kg/E/a] für die betrachteten Spurenstoffe hergeleitet. Der Mittelwert aus den Pro-Kopf-Emissionswerten der acht Kläranlagen bildet dann die Eingangsgröße für alle Kläranlagen für die Stoffflussbilanzierung.

Die im Modell zugrunde gelegten angeschlossenen Einwohnerwerte (natürliche angeschlossene Einwohner je Kläranlage) stammen aus der ELWAS-Datenbank des LANUV. Sie wurden mit den Daten des Lippeverbands verglichen und ggf. angepasst.

Die Zulaufmengen der beprobten Kläranlagen sind als stoffspezifische Mittelwerte in Tabelle 4.1 dargestellt. Die Farbgebung visualisiert die Frachtunterschiede und macht deutlich, wie unterschiedlich die Frachten im Mittel je Substanz und Kläranlage sein können.

Tabelle 4.1: Zulaufmengen bezogen auf die angeschlossenen Einwohner (mg/E/d) je Kläranlage ermittelt aus jeweils n=6 Proben als Mittelwert

	Mittelwert (8 KA)	Dortmund Deusen	Hamm West	Dortmund Scharnhorst	Soest	Bönen	Herten Westerholt	Hünxe	Reken
	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]	[mg/E/d]
Ibuprofen	4,46	4,34	4,94	3,91	4,32	5,72	4,28	4,59	3,59
Carbamazepin	0,16	0,15	0,17	0,11	0,16	0,19	0,15	0,18	0,15
Clarithromycin	0,11	0,12	0,14	0,11	0,19	0,13	0,06	0,06	0,06
Diclofenac	0,79	0,83	0,80	0,50	0,83	0,94	0,95	0,84	0,59
Metoprolol	0,92	0,81	0,80	0,59	1,43	1,48	0,80	1,13	0,31
Sulfamethoxazol	0,23	0,28	0,27	0,18	0,29	0,33	0,15	0,17	0,15
Terbutryn	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00
Benzotriazol	4,44	5,29	6,15	4,59	5,51	5,13	2,06	3,17	3,61
Amidotrizoensäure	0,79	0,90	1,58	0,52	1,62	0,20	0,75	0,12	0,63
lomeprol	3,13	9,38	2,73	2,28	2,06	0,51	3,17	0,21	4,71
lopamidol	0,07	0,05	0,06	0,05	0,08	0,06	0,02	0,03	0,17
Angeschl. Einw.		705.000	252.000	190.000	115.000	71.000	36.000	17.000	12.500

Für eine Plausibilisierung der einwohnerspezifischen Kläranlagenfrachten wurde ein Vergleich mit den Ergebnissen anderer Monitoringprogramme in Deutschland durchgeführt (Abbildung 4.5). Die gemessenen einwohnerspezifischen Frachten in den Kläranlagen des Lippeverbands entsprechen in ihren Mittelwerten weitgehend den Vergleichswerten aus Schmitt et al. (2016), Bornemann et al. (2015) und Rau & Metzger (2017).

Für die Verwendung im Modell werden die plausibilisierten Zulaufmengen der Kläranlagen als Mittelwert über die Ausscheidungsrate in einen theoretischen Pro-Kopf-Verbrauch (PKV) zurückgerechnet (Tabelle 4.2).

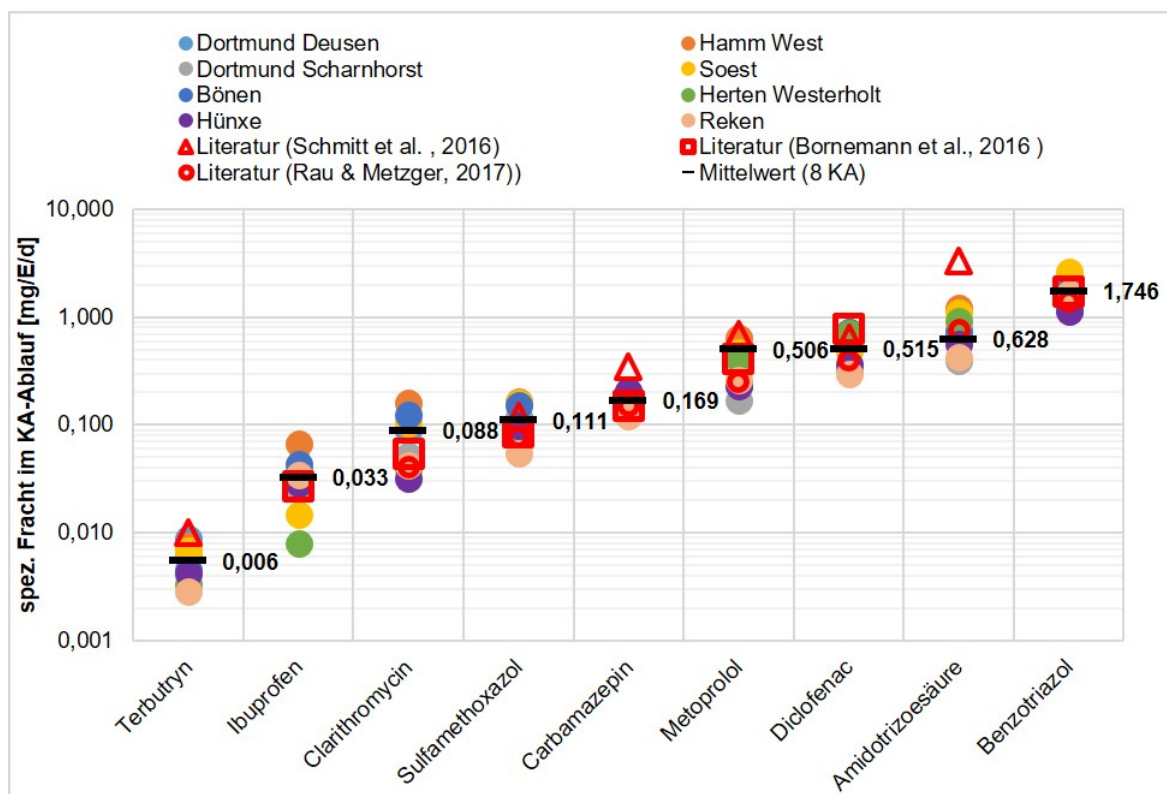


Abbildung 4.5: Einwohnerspezifische Eintragsfrachten der untersuchten acht Kläranlagen im Vergleich zu Literaturangaben

Tabelle 4.2: Aus Zulaufdaten rückgerechneter substanzspezifischer Verbrauch

Substanz	Kläranlagenzulauf [mg/E/d]	Ausscheidung [%]	Verbrauch rückgerechnet (ohne Anteil MWE)	
			[mg/E/d]	[kg/E/a]
Ibuprofen	4,46	20%	22,31	0,00814
Carbamazepin	0,16	15%	1,05	0,000383
Clarithromycin	0,11	25%	0,43	0,000158
Diclofenac	0,79	27%	2,91	0,00106
Metoprolol	0,92	11%	8,35	0,00305
Sulfamethoxazol	0,23	20%	1,15	0,00042
Terbutryn	0,01	1,2%	0,76	0,00028
Benzotriazol	4,44	100%	4,44	0,00162
Amidotrizoesäure	0,79	99,0%	0,80	0,00029
lomeprol	3,13	99,0%	3,16	0,00115
lopamidol	0,07	99,0%	0,07	0,00002

Für eine weitere Plausibilisierung wird der ermittelte Verbrauch zusätzlich in eine durchschnittliche theoretische Verkaufsmenge zurückgerechnet und mit Literaturwerten verglichen (Tabelle 4.3). Dazu wird auch der Frachtanteil der Mischwasserentlastung (MWE) mit eingerechnet, da dieser nicht in den Zulaufdaten der Kläranlagen erfasst ist. Der Frachtanteil der MWE entspricht dem für das Lippegebiet in Kapitel 4.1.7 bilanzierten Mischwasseranteil. Hinzu kommt neben der Ausscheidungsrate auch ein Compliancefaktor. Dieser berücksichtigt, dass nicht die gesamte verkaufte Wirkstoffmenge bestimmungsgemäß verbraucht wird, sondern ein Teil bspw. über den Hausmüll entsorgt wird. Der Compliancefaktor wird hier gemäß (Türk et

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

al., 2013) mit 90 % abgeschätzt. Ein Vergleich des aus Messwerten im Kläranlagenzulauf rückgerechneten Pro-Kopf-Verbrauchs mit ist in der Abbildung 4.6 dargestellt. Insgesamt sind die Abweichungen relativ gering. Bei den mit der verfügbaren Datengrundgrundlage abgeschätzten Werten sind insbesondere auffällig eine Überschätzung bei Metoprolol mit einem berechneten Verkauf von 9,69 gegenüber 5,26 mg/E/d sowie eine große Unterschätzung bei einzelnen Röntgenkontrastmitteln.

Tabelle 4.3: Vergleich der aus Messungen an Kläranlagenzuläufen rückgerechneten Verbrauchsmengen mit Literaturangaben

Substanz	Kläranlagenzulauf	Anteil MWE [%]	Kanal [mg/E/d]	Ausscheidung [%]	Verbrauch rückgerechnet [mg/E/d]	Compliancefaktor [-]	Verkauf rückgerechnet [mg/E/d]	Verkaufsmengen gemäß Literatur (UBA, 2014) (Klasmeier, 2019)	
	[mg/E/d]							[t/a]	[mg/E/d]
Ibuprofen	4,46	4,3%	4,66	20%	23,31	90%	25,90	846,13	28,36
Carbamazepin	0,16	4,3%	0,16	15%	1,10	90%	1,22	37,30	1,25
Clarithromycin	0,11	4,3%	0,11	25%	0,45	90%	0,50	13,87	0,46
Diclofenac	0,79	4,3%	0,82	27%	3,04	90%	3,38	92,38	3,10
Metoprolol	0,92	4,3%	0,96	11%	8,72	90%	9,69	157,00	5,26
Sulfamethoxazol	0,23	4,3%	0,24	20%	1,20	90%	1,33	32,70	1,10
Terbutryn	0,01	70,0%	0,03	1%	2,53	90%	2,81	76,64	2,57
Benzotriazol	4,44	4,3%	4,64	100%	4,64	90%	5,15	46,60	4,91
Amidotrizoesäure	0,79	4,3%	0,82	99%	0,83	90%	0,92	63,99	2,14
lomeprol	3,13	4,3%	3,27	99%	3,30	90%	3,67	224,82	7,53
Iopamidol	0,07	4,3%	0,07	99%	0,07	90%	0,08	42,99	1,44

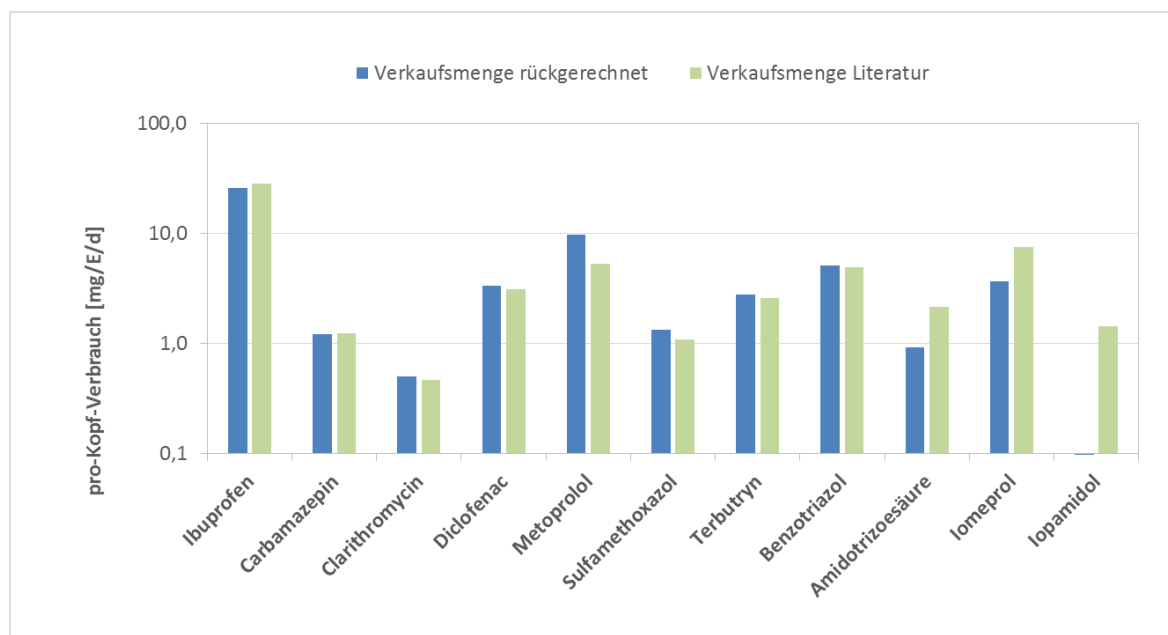


Abbildung 4.6: Grafischer Vergleich des aus Messwerten im Kläranlagenzulauf rückgerechneten Pro-Kopf-Verbrauchs mit Literaturangaben

In der verwendeten Version des Modellsystems GREAT-ER ist nur die Nutzung eines einzelnen Emissionswertes pro Substanz möglich, d.h. es können keine kläranlagenspezifischen

Emissionen berücksichtigt werden. Nur über einen Zugriff auf das Datenbanksystem, entweder extern (z.B. über Access) oder im Programm über einzeln einzutragende Korrekturwerte im Szenariomanager, können individuelle Eingangswerte je Kläranlage vorgegeben werden. Aus Gründen der Handhabung wurde daher immer mit einem mittleren Wert für jede Substanz gerechnet.

Der Vergleich der mittleren Frachten je Kläranlage mit dem Mittelwert für alle acht betrachteten Kläranlagen in Abbildung 4.7 zeigt aber insbesondere für Diclofenac, Carbamazepin und Ibuprofen nur geringe Unterschiede der Kläranlagen. Differenzen zeigen sich dagegen bei den Antibiotika Sulfamethoxazol und Clarithromycin, was eventuell auf einen Einfluss durch den Einsatz in Krankenhäusern schließen lässt, der näher in Kapitel 4.1.8 betrachtet wird. Weitere Unterschiede wurden bei Terbutryn und Metoprolol ermittelt. Dies kann im Falle von Terbutryn am unterschiedlichen Kanalsystem und/oder Einsatz des Produkts im Einzugsgebiet liegen. Die Frachten sind aber allgemein sehr niedrig und waren häufig auch nicht quantifizierbar. Für eine bessere Regionalisierung und Übertragung der Frachten fehlen daher konkrete Bedingungen. Bei dem Betablocker Metoprolol kann die Altersturkur in den Einzugsgebieten eine Rolle spielen, aber auch hier liegen keine ausreichenden Daten vor, um dies zu verifizieren oder einen Faktor für eine individualisierte Übertragung zu bilden.

Zusammengefasst erscheint der stoffspezifische Mittelwert daher für alle Substanzen repräsentativ.

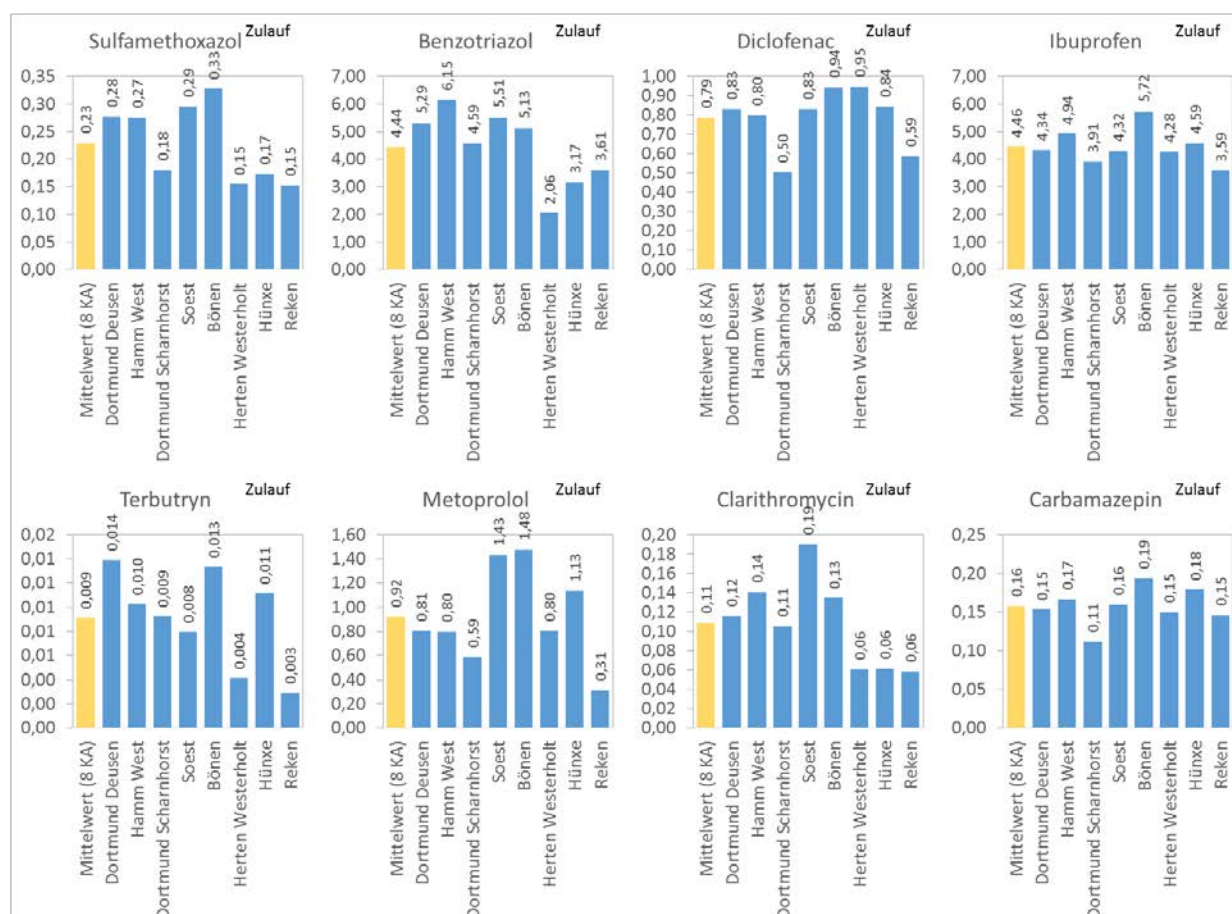


Abbildung 4.7: Vergleich der einwohnerspezifischen Zulauffrachten (mg/E/d) je Kläranlage mit dem Mittelwert für alle acht Anlagen

4.1.6 Wirkungen von Kläranlagen

Bereits in den bestehenden konventionellen Reinigungsstufen einer kommunalen Kläranlage kommt es zu einer teilweisen Elimination der Spurenstoffe durch Verflüchtigung (Stripping), biochemischen Abbau und Sorption an Partikel oder Belebtschlamm. Ein hohes Schlammalter in der biologischen Stufe, eine Kaskadierung und damit ein hoher Konzentrationsgradient innerhalb der biologischen Stufe sowie eine möglichst weitgehende Suspensaentnahme, beispielsweise durch eine Filtrationsstufe, wirken sich positiv auf eine Spurenstoffelimination aus (Bode et al., 2010).

Für eine ausreichende Reduzierung aller Spurenstoffe genügt die Reinigungsleistung der konventionellen Abwasserbehandlung in Belebtschlammanlagen allerdings nicht. Die in Abbildung 4.8 zusammengefassten Ergebnisse einer Literaturrecherche zur Elimination von Spurenstoffen zeigt, dass viele Substanzen in der biologischen Stufe zu weniger als 50% reduziert werden (Schmitt et al, 2019).

In einer Spurenstoffeliminationsstufe wird für viele Stoffe eine zusätzliche Reduzierung um bis zu 98 % erreicht. Bedingt durch das gewählte Verfahren und die Stoffeigenschaften (Polarität, Molekülgröße etc.) variieren die Wirkungsgrade von Ozon und Aktivkohle je nach Substanz.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Die Elimination kann dabei durch die Dosierung an PAK, die Austauschintervalle der GAK oder die Ozondosis beeinflusst werden, was jedoch Einfluss auf die Kosten hat.

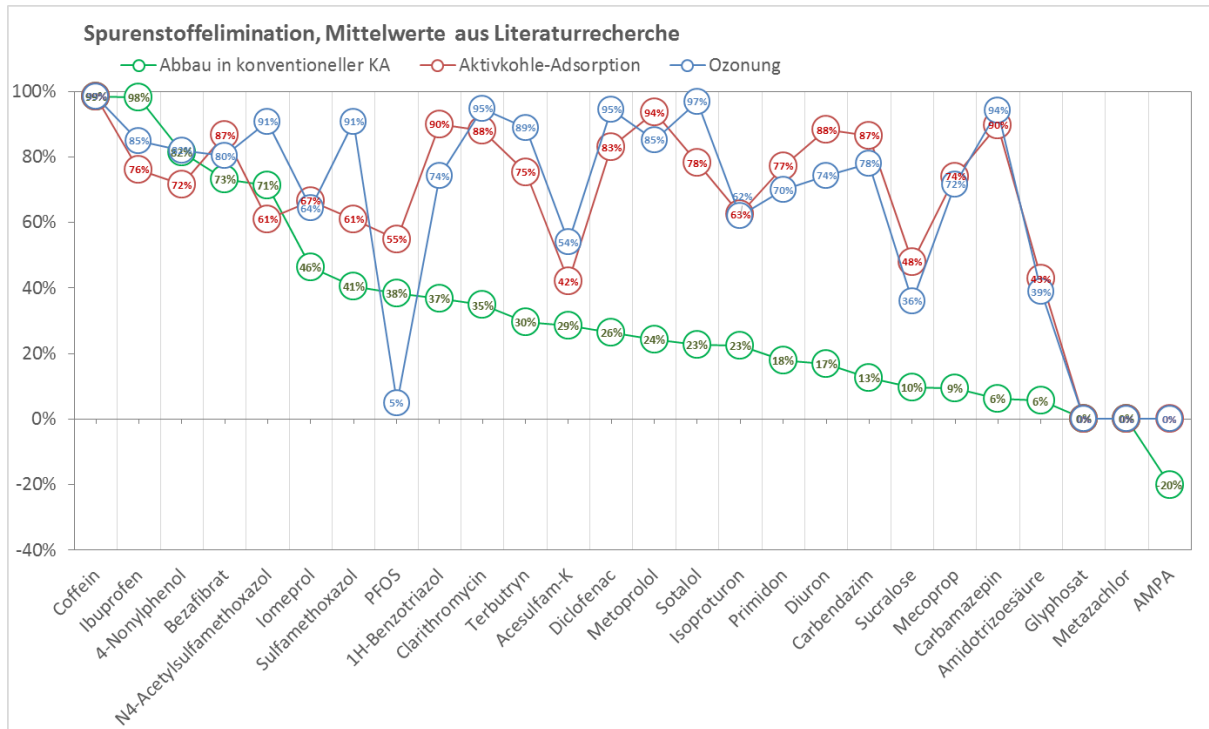


Abbildung 4.8: Reinigungsleistung von Ozon und Aktivkohle im Vergleich zum Wirkungsgrad der Abwasserbehandlung in Belebtschlammmanlagen (nach Schmitt et al., 2019)

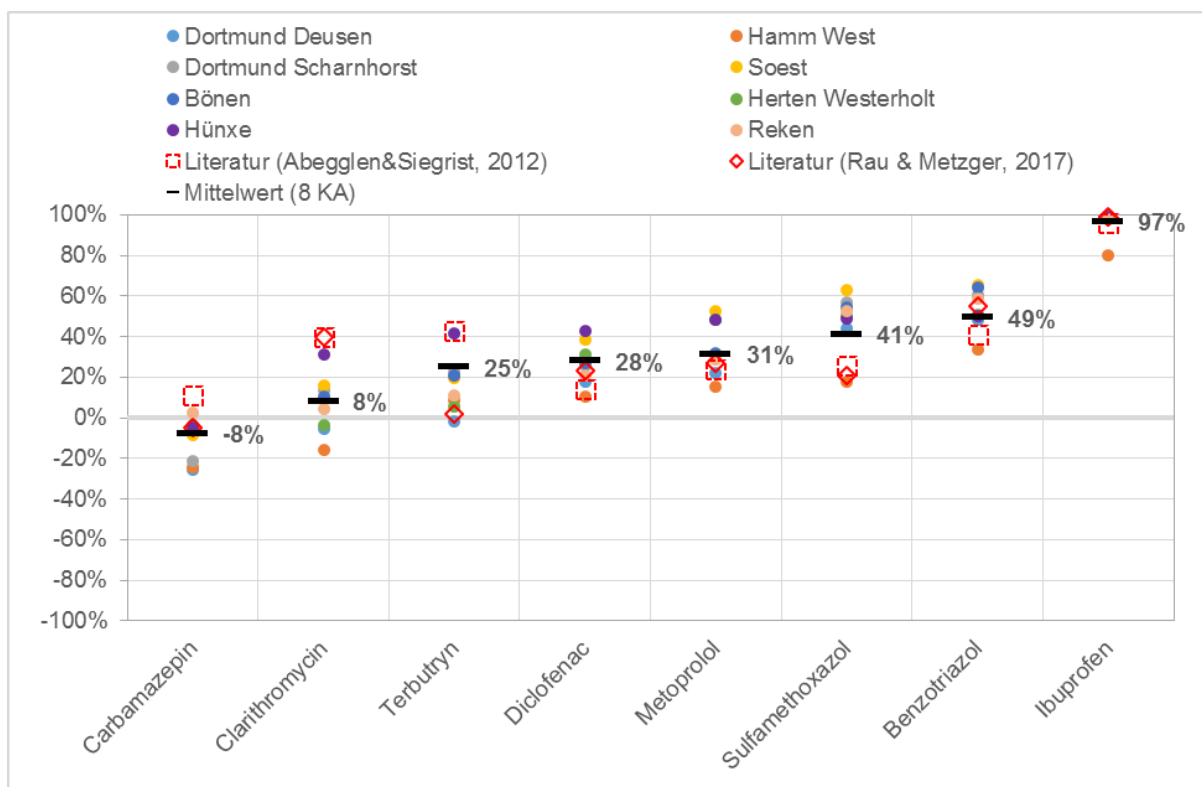


Abbildung 4.9: Aus den Median-Frachten im Zu- und Ablauf gemittelte Eliminationsraten der untersuchten Kläranlagen und Vergleich mit Literaturwerten

Aus den gemessenen Zu- und Ablauffrachten der Kläranlagen wurde jeweils eine mittlere Eliminationsrate der Substanzen berechnet, die in Tabelle 4.4 als Mittelwert für alle acht Kläranlagen zusammengefasst ist. Dabei wurde die prozentuale Elimination aus den Median-Frachten im Zu- und Ablauf der Kläranlagen ermittelt und mit Literaturangaben plausibilisiert. Der Median wurde hier gewählt, damit einzelne Ausreißer der gemessenen Tagesfrachten den Wert weniger stark beeinflussen. Der ermittelte Wert weicht damit aber zum Teil von dem im Kapitel 2.3.3.2 beschriebenen Mittelwert ab, der stattdessen aus den mittleren Konzentrationen im Kläranlagenzu- und -ablauf berechnet wurde. Insgesamt liegen die Werte aber in einem Bereich, der sich mit Literaturangaben deckt. Erwartungsgemäß wird der gut abbaubare Wirkstoff Ibuprofen in der Mehrheit zu 99 % eliminiert, während viele der anderen Substanzen kaum oder wenig reduziert werden (vgl. Abbildung 4.9). Negative Werte wurden in dem Modell als Nullwert angesetzt.

Tabelle 4.4: Aus den Median-Frachten im Zu- und Ablauf gemittelte Eliminationsraten in den biologischen Reinigungsstufen der untersuchten Kläranlagen

	Mittelwert (8 KA)	Dortmund Deusen	Hamm West	Dortmund Scharnhorst	Soest	Bönen	Herten Westerholt	Hünxe	Reken
Ibuprofen	97%	99%	80%	99%	99%	99%	100%	99%	98%
Carbamazepin	-8%	-25%	-16%	-21%	-9%	-4%	-4%	-5%	21%
Clarithromycin	8%	-5%	-24%	23%	16%	10%	-4%	48%	2%
Diclofenac	28%	22%	15%	26%	39%	21%	31%	42%	28%
Metoprolol	31%	-1%	10%	61%	63%	32%	51%	31%	4%
Sulfamethoxazol	41%	48%	8%	30%	65%	27%	49%	43%	59%
Terbutryn	25%	18%	18%	13%	20%	64%	6%	49%	11%
Benzotriazol	49%	44%	34%	57%	53%	54%	50%	50%	53%
Amidotrizoessäure	-6%	22%	7%	27%	28%	-33%	-8%	-160%	72%
Iomeprol	68%	67%	59%	80%	42%	73%	91%	62%	70%
Iopamidol	-59%	-26%	0%	0%	-73%	0%	1%	-434%	63%

Farben nur zur Visualisierung negative Werte durch Ablaufkonzentrationen > Zulaufkonzentrationen aus verschiedenen Gründen

4.1.7 Berücksichtigung von Mischwasserentlastungen

In der verwendeten Version 4.1. von GREAT-ER können Überlauffrachten aus dem Mischwassersystem nicht als eigene Punktquellen berücksichtigt werden. Um dennoch Mischwasserentlastungen (MWE) als Emissionspfad abzubilden, muss der Frachtanteil der MWE stattdessen anteilig in die Kläranlagenparameter eingerechnet werden. Zunächst wird dazu der Anteil des entlasteten Schmutzwassers (f_{MWE}) als aggregierter Parameter für das gesamte Gebiet abgeschätzt. Auf Basis dieses Wertes wird dann die Reinigungsleistung der Kläranlagen anteilig so abgemindert, dass die Mehrfracht der MWE entspricht.

Mit Daten der Kläranlageneinzugsgebiete (Speichervolumen und Niederschlag) wird in einem ersten Schritt die Entlastungsrate (RE) nach Meißner berechnet. Die Entlastungsrate gibt an, welcher Anteil des Jahresniederschlagsabflusses in das Gewässer entlastet. Sie wird gemäß (Meißner, 1991; Schmitt et al., 2008, Schmitt et al., 2016) wie folgt berechnet:

$$RE = \frac{2595}{V_s + 33} - 6 + \frac{N_a - 800}{40} \text{ mit Regenabflussspende } q = 1,0 \text{ l/(s ha)}$$

mit:	RE	Entlastungsrate nach Meißner	[%]
	V_s	spezifisches Speichervolumen V_{RB}/A_u pro ha EZG	[m ³ /ha]
	N_a	mittlerer jährlicher Niederschlag	[l/m ²]
	V_{RB}	Speichervolumen des Systems	[m ³]
	A_u	undurchlässige Fläche	[m ²]

Mit der Entlastungsrate kann das entlastete Schmutzwasservolumen (V_{MSS}) abgeschätzt werden. Dazu wird über die Entlastungsrate das entlastete Volumen berechnet und mit einem geschätzten Schmutzwasseranteil von 10 % multipliziert.

$$V_{MSS} = N_a \cdot A_u \cdot RE \cdot 0,1$$

mit:	N_a	mittlerer jährlicher Niederschlag	[l/m ²]
	A_u	undurchlässige Fläche	[m ²]
	RE	Entlastungsrate nach Meißner	[%]

Aus dem Verhältnis von entlastetem Schmutzwasservolumen zum jährlichen Trockenwetterabfluss der Kläranlage ($Q_{T,a}$ = Jahresschmutzwassermenge) ergibt sich der Faktor der Mischwasserentlastung f_{MWE} zu:

$$f_{MWE} = V_{MSS}/Q_{T,a}$$

mit:	f_{MWE}	Faktor des entlasteten Schmutzwassers	[-]
	V_{MSS}	Entlastetes Schmutzwasservolumen	[m ³ /a]
	$Q_{T,a}$	Trockenwetterwassermenge der Kläranlage	[m ³ /a]

Um die entlastete Fracht anteilig bezogen auf die Fracht der Kläranlagen zu berücksichtigen, wird die Abbauleistung in der konventionellen Kläranlage (η_{KA}) folgendermaßen abgemindert:

$$\eta_{KA,MWE} = \eta_{KA} * (1 - f_{MWE})$$

mit:

$\eta_{KA,MWE}$	abgeminderte Abbauleistung in der konventionellen Kläranlage zur Berücksichtigung der MWE [%]
η_{KA}	Abbauleistung der konventionellen Kläranlage [%]
f_{MWE}	Faktor des entlasteten Schmutzwassers [-]

Zusätzlich muss auch die Abbauleistung einer optionalen Spurenstoffelimination ($\eta_{4,RS}$) abgemindert werden, da die Frachten der Mischwasserentlastung hier ebenfalls nicht behandelt werden. Diese Abminderung ergibt sich zu:

$$\eta_{4,RS,MWE} = \frac{1 - [1 - (1 - f_{MWE}) * [1 - ((1 - \eta_{4,RS}) * (1 - \eta_{KA}))]]}{1 - (1 - f_{MWE}) * \eta_{KA}}$$

mit:

$\eta_{4,RS,MWE}$	abgeminderte Abbauleistung in der Kläranlage zur Berücksichtigung der MWE
η_{KA}	Abbauleistung der konventionellen Kläranlage [%]
$\eta_{4,RS}$	Eliminationsrate der Spurenstoffeliminationsstufe [%]
f_{MWE}	„Pro-Patient-Verbrauch“ [g/(Pat·a)]

Mit der vorgenannten Methodik wurden Daten zu 46 Kläranlageneinzugsgebieten im Lippeverbandsgebiet ausgewertet. Es standen jeweils Daten des Kanalsystems und der Niederschläge zur Verfügung. Im mengengewichteten Mittel werden 4,3% der jährlichen Schmutzwasserfracht über die Mischwasserentlastung eingeleitet (Abbildung 4.10). Dieser Anteil von 4,3% der Jahresfrachten wird bei der Modellierung des Einflusses von Mischwasserentlastungen angesetzt.

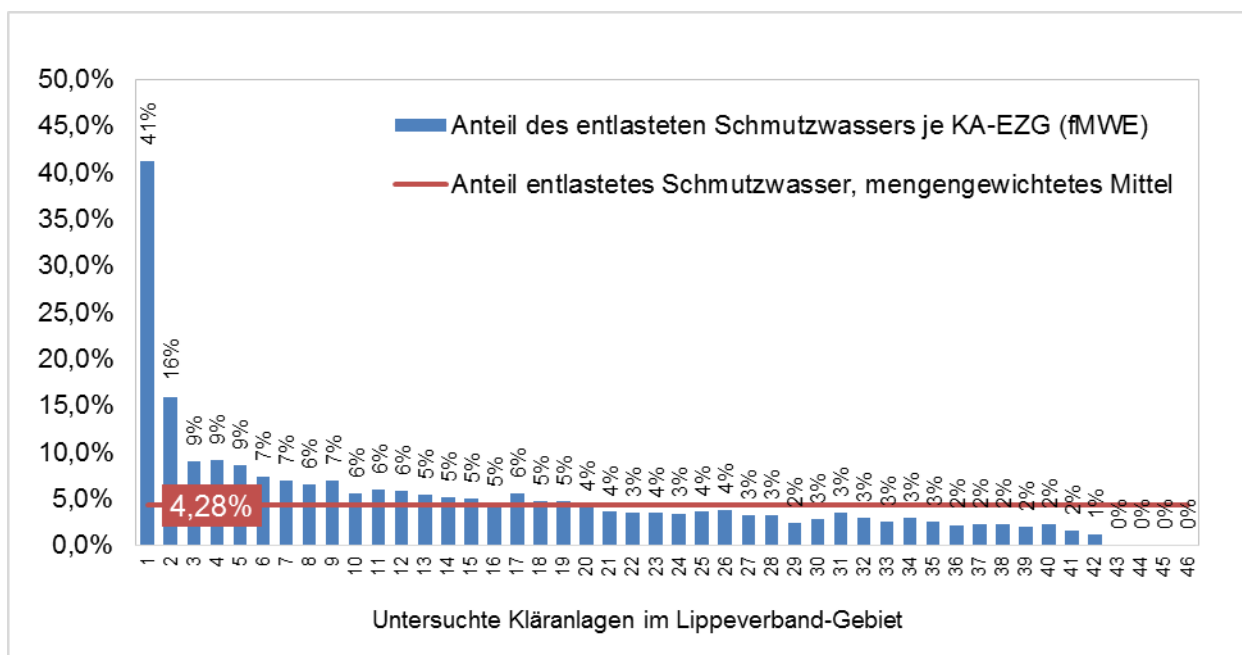


Abbildung 4.10: Berechnete Anteile des entlasteten Schmutzwassers je Kläranlage

Zur Plausibilisierung wird diese Abschätzung mit Literaturwerten verglichen. In Abbildung 4.11 ist die Verteilung der Emissionen aus Kläranlagen und MWE auf Basis von gemessenen Bilanzen in der Region der Korsch (Baden-Württemberg) dargestellt (Launay et al, 2016). Der Anteil für Substanzen, die nur im Schmutzwasser erwartet werden (z.B. Humanpharmaka), liegt demnach in einem vergleichbaren Bereich von unter 5%. Dagegen ist der Anteil der MWE an den Gesamtemissionen in die Gewässer besonders relevant für Substanzen, die mit dem Regenwasserpfad eingeleitet werden. Dies sind beispielsweise Pestizide aus Fassadenanstrichen oder Substanzen, die mit einem Reifenabrieb in das Regenwasser gelangen. Aber auch bei schmutzwasserbürtigen Stoffen, die zu einem großen Teil in Kläranlagen eliminiert werden, können die Emissionen über MWE in die Gewässer verhältnismäßig höher als die aus Kläranlagenabläufen anfallen. Beispielsweise wird Ibuprofen zu ca. 98 % in Kläranlagen abgebaut, womit der eingetragene Anteil der MWE für diesen Stoff mit ca. 85 % größer ist als der Anteil für das schwer abbaubare Diclofenac mit nur ca. 3 % MWE.

Daraus ergab sich zunächst eine Verteilung der Jahresvolumina (Abbildung 4.12), die aufzeigt, dass der abgeschätzte entlastete Schmutzwasseranteil überwiegend nur einen geringen Anteil des entlasteten Mischwasservolumens ausmacht.

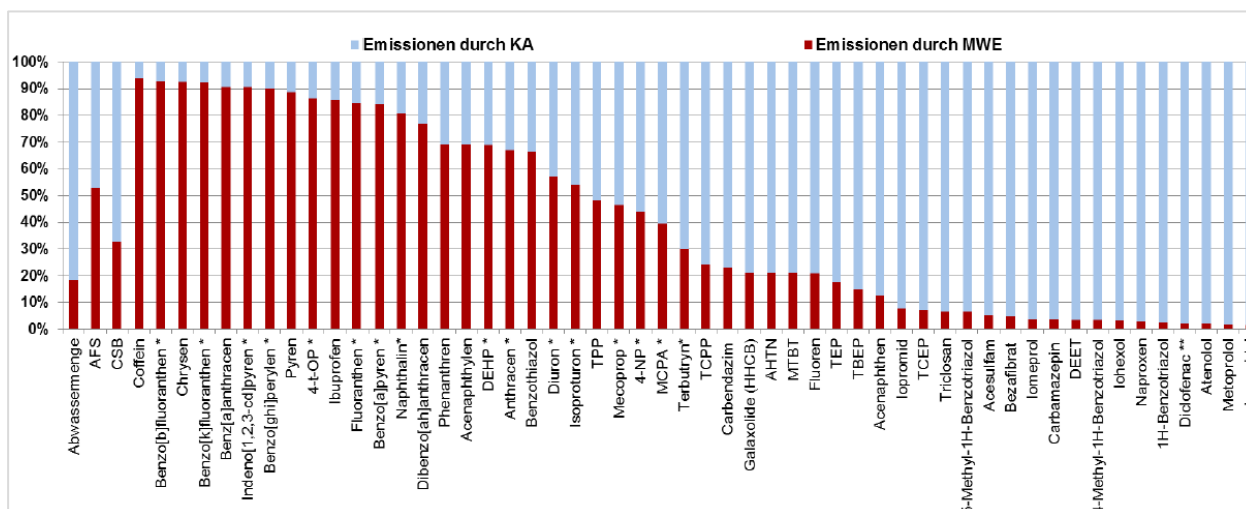


Abbildung 4.11: Anteil der Emissionen von Spurenstoffen aus Kläranlagen und Mischwasserentlastungen auf Basis von Messwerten an einer Beispielregion in Baden-Württemberg. (Launay et al., 2016)

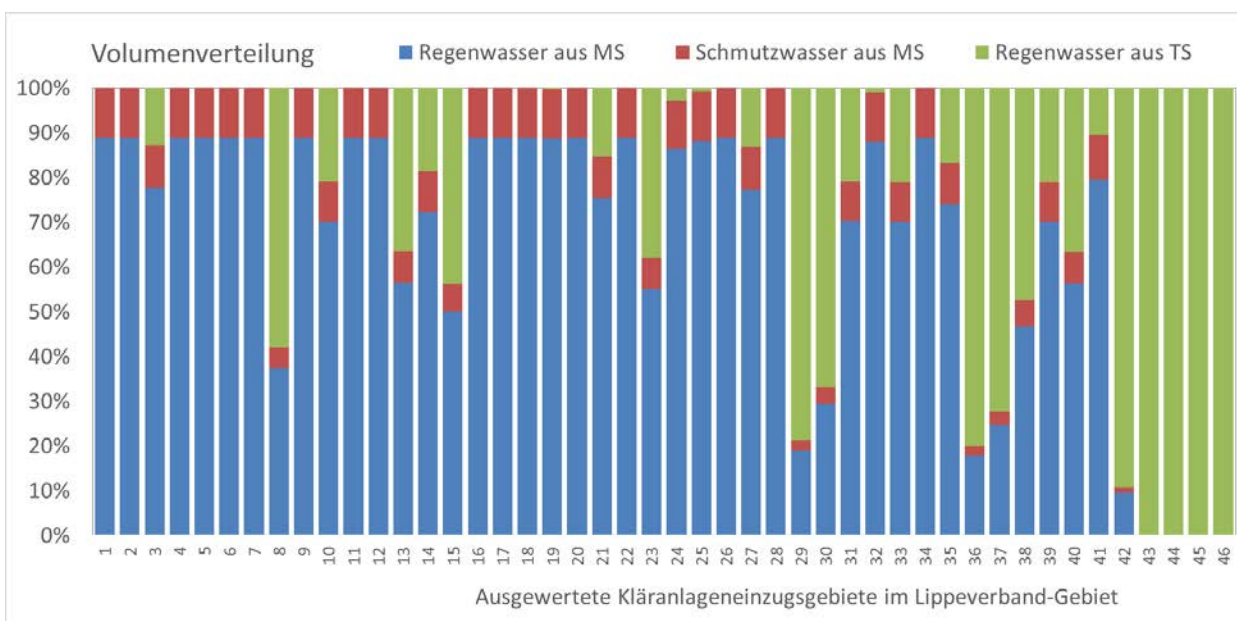


Abbildung 4.12: Verteilung der bilanzierten Jahresvolumina für Regenwasser aus Mischsystem (MS), Schmutzwasser aus MS und Regenwasser aus Trennsystem (TS) für 46 Kläranlageneinzugsgebiete im Lippeverbandsgebiet

4.1.8 Berücksichtigung von Krankenhäusern

Bestimmte Wirkstoffgruppen wie vor allem Röntgenkontrastmittel werden zu einem großen Anteil in Krankenhäusern bzw. spezialisierten Arztpraxen eingesetzt (Tabelle 4.5). Sofern diese Wirkstoffe stationär eingesetzt und von den Patienten vor Ort ausgeschieden werden, gelangen sie mit dem Abwasser zu den örtlichen Kläranlagen. Hierdurch kann es zu einer

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

regionalen Umverteilung der Emissionen kommen, sodass Kläranlagen mit angeschlossenen Kliniken höhere Frachten im Zulauf aufweisen als solche ohne.

Tabelle 4.5: Verkaufszahlen von ausgewählten Medikamenten für Krankenhäuser und Apotheken (Schulte-Oehlmann et al., 2007, mit Daten aus BLAC, 2003)

Wirkstoff	Verkaufsmenge 2001 Krankenhaus in kg	Verkaufsmenge 2001 Apotheke in kg	Verkaufsmenge 2001 gesamt in kg
Amidotrizoesäure	59.539,8	1.147,0	60.686,8
Bezafibrat	309,2	33.166,5	33.475,6
Carbamazepin	4.094,3	83.510,6	87.604,9
Clofibrat	0	2,3	2,3
Diclofenac	4.657,4	81.143,3	85.800,7
Erythromycin	1.279,0	17.920,0	19.199,0
Iomeprol	83.377,0	0	83.377,0
Iopromid	63.786,5	269,0	64.055,5
Metoprolol	1.873,8	91.100,6	9.2974,4
Phenazon	13,4	24.829,9	24.843,2
Sotalol	458,9	26.190,3	26.649,2
Sulfamethoxazol	6.539,2	47.061,1	53.600,3

Befragungen in ausgewählten Stadtgebieten haben aufgezeigt, dass etwa 20 % der Röntgenkontrastmittel auf stationäre Patienten entfallen und die restlichen Patienten nach ambulanter Behandlung die Einrichtung wieder verlassen (Niederste-Hollenberd, et al, 2017). Somit ist der Effekt der regionalen Umverteilung wahrscheinlich kleiner als der Blick auf die reinen Verkaufszahlen schließen lässt.

Die Auswertung der Messungen im Rahmen dieses Projekts zeigt allerdings einen gewissen, auch wenn nicht stark korrelierenden Zusammenhang zwischen Krankenhausedichte und RKM-Frachten in den Kläranlagenzuläufen. In Abbildung 4.13 sind exemplarisch die für die beiden RKM Iomeprol und Amidotrizoesäure berechneten spezifischen Frachten in mg/E/d den jährlichen Fallzahlen gegenübergestellt.

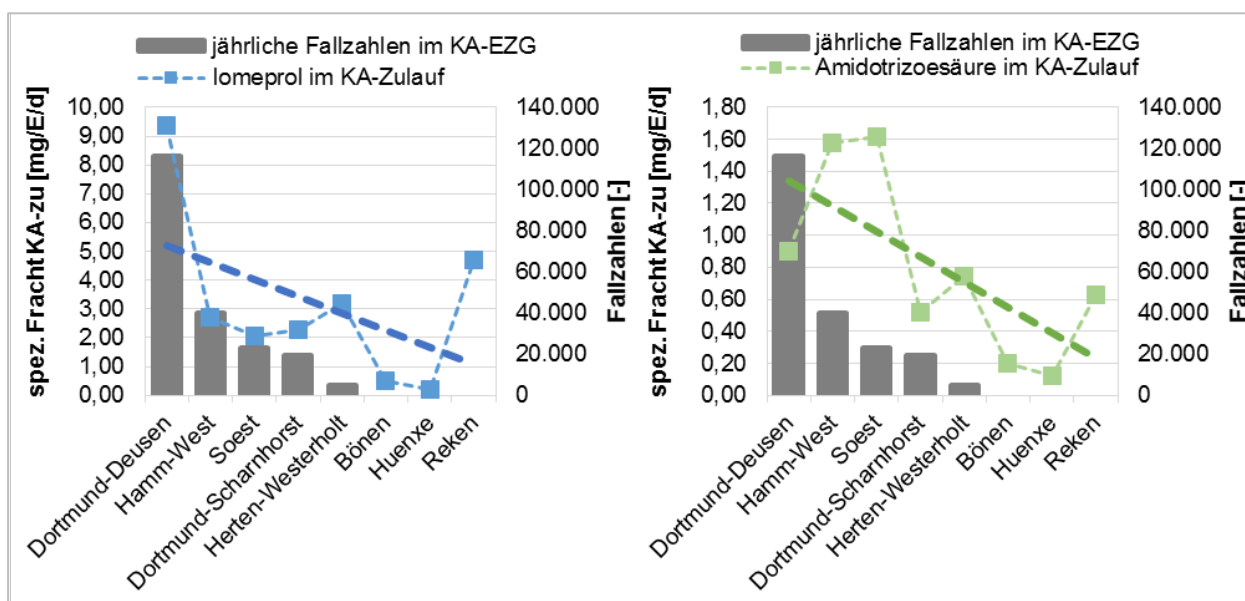


Abbildung 4.13: Kumulierte jährliche Fallzahlen der Krankenhäuser je Kläranlageneinzugsgebiet im Vergleich zu den mittleren Frachten im Kläranlagenzulauf

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

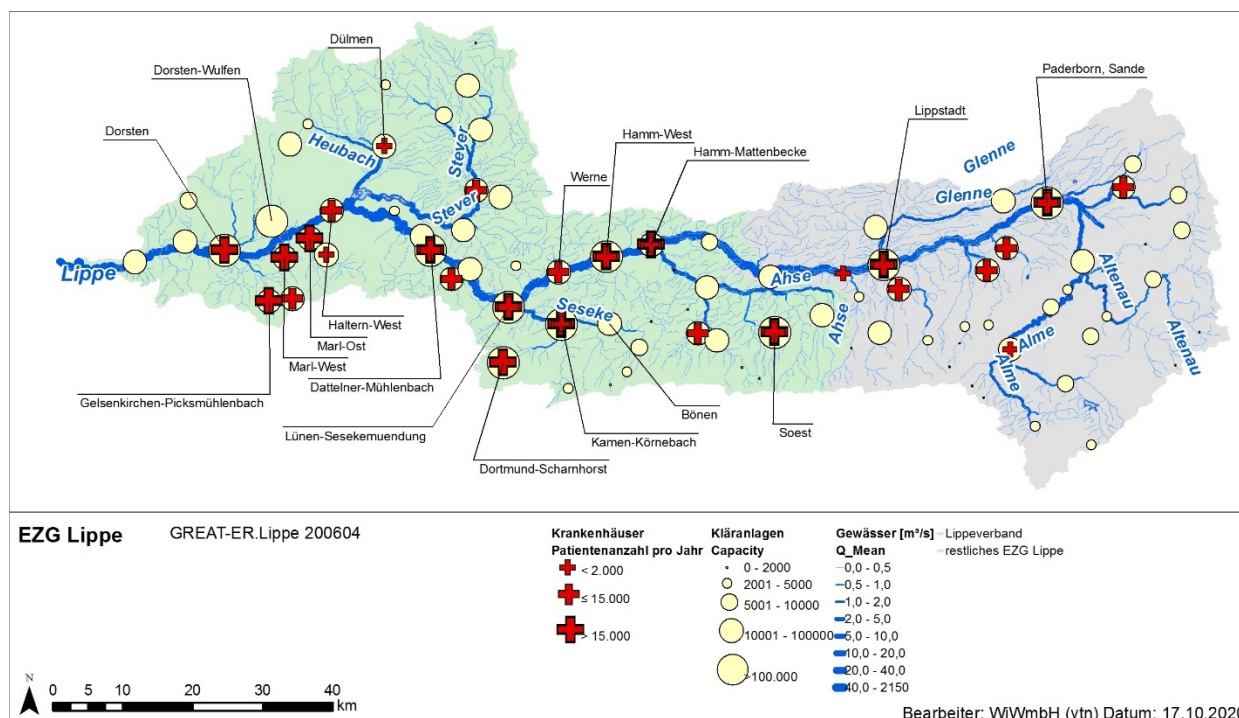


Abbildung 4.14: Kläranlagen mit angeschlossenen Krankenhäusern im Einzugsgebiet der Lippe

Im gesamten Lippegebiet befinden sich 42 Krankenhäuser mit zusammen 11.508 Betten und einer jährlichen Fallzahl von 362.000 Patienten (Tabelle 4.6). Die Krankenhäuser leiten ihr Abwasser zu 25 der 89 Kläranlagen ab (Abbildung 4.14). Besonders Paderborn, Haltern, Kamen-Körnebach und Soest weisen einen hohen Anteil an den gesamten Fallzahlen auf.

Zur Berücksichtigung der Krankenhäuser als Indirekteinleiter mit erhöhten Stofffrachten für verschiedene Substanzen werden die Kliniken im Modell den Kläranlagen zugeordnet. Dabei erhält jede Kläranlage als zusätzlichen Parameter die Anzahl der behandelten Patienten (Fallzahl). Die zur Kläranlage weitergeleitete Fracht ergibt sich damit aus der Patientenzahl (Pat) und einem spezifischen „pro-Patient-Verbrauch“:

$$L_{KH} = Pat \cdot PPV$$

mit: L_{KH} = Eintragsfracht über Krankenhäuser [kg/a]
 Pat = Anzahl der Patienten (pro Einzugsgebiet Kläranlage) [-]
 PPV = „Pro-Patient-Verbrauch“ [g/(Pat·a)]

Der Verbrauch pro Patient (PPV) ergibt sich aus dem substanzspezifischen Krankenhausanteil an der Verbrauchsmenge (f_{KH}) sowie der Zahl der stationären Patienten. Dazu wird zunächst der Gesamtverbrauch im Untersuchungsgebiet (Produkt aus dem Pro-Kopf-Verbrauch und den Einwohnern im Gebiet) mit dem Krankenhausanteil multipliziert und auf die Summe der Patienten im Gebiet bezogen.

$$PPV = \frac{(\sum E \cdot PKV) \cdot f_{KH}}{\sum Pat}$$

mit: PPV = „Pro-Patient-Verbrauch“	[g/(Pat·a)]
$\sum E$ = Summe der angeschlossenen Einwohner (im EZG)	[-]
PKV = Pro-Kopf-Verbrauch	[g/(Einwohner • a)]
f_{KH} = Anteil der Krankenhäuser am Wirkstoffverbrauch	[%]
$\sum Pat$ = Summe der behandelten Patienten pro Jahr	[-]

Die Umrechnung des Gesamtverbrauchs in Abhängigkeit des Krankenhausanteils auf die Patientenzahl erfolgt intern im Simulationsmodell. Eingabewert bleibt dabei der „Pro-Kopf-Verbrauch“ (PKV) als einheitlicher Substanzparameter für alle simulierten Spurenstoffe. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, dass auch unterschiedliche Verbrauchsanteile der Krankenhäuser über den Faktor f_{KH} nachträglich angepasst und bewertet werden können.

Tabelle 4.6: Anzahl der Betten und Fallzahlen der Krankenhäuser in Kläranlageneinzugsgebieten

		angeschlossene Krankenhäuser			Summe Fallzahlen	
		Anzahl	Summe Betten			
1	Paderborn-Sande	4	1.388	12,1%	53.343	14,7%
2	Haltern-West	4	1.485	12,9%	46.905	13,0%
3	Kamen-Körnebach	4	941	8,2%	36.323	10,0%
4	Soest	3	870	7,6%	23.398	6,5%
5	Lippstadt	3	853	7,4%	22.883	6,3%
6	Dattlener-Mühlenbach	2	602	5,2%	22.592	6,2%
7	Lünen-Sesekemündung	2	750	6,5%	20.503	5,7%
8	Hamm-Mattenbecke	3	1.139	9,9%	19.931	5,5%
9	Dortmund-Scharnhorst	1	451	3,9%	19.299	5,3%
10	Dorsten	1	323	2,8%	12.714	3,5%
11	Marl-West	1	293	2,5%	10.881	3,0%
12	Marl-Ost	1	283	2,5%	10.351	2,9%
13	Gelsenkirchen-Picksmühlenbach	1	310	2,7%	10.007	2,8%
14	Salzkotten, Verne	1	222	1,9%	8.772	2,4%
15	Werne	1	216	1,9%	8.576	2,4%
16	Bad Lippspringe	1	208	1,8%	7.929	2,2%
17	Herten-Westerholt	1	170	1,5%	5.277	1,5%
18	Lüdinghausen	1	173	1,5%	4.747	1,3%
19	Erwitte-Nord	1	120	1,0%	4.697	1,3%
20	Werl	1	138	1,2%	4.377	1,2%
21	Geseke	1	65	0,6%	2.663	0,7%
22	Waltrop	1	151	1,3%	2.181	0,6%
23	Dülmen	1	120	1,0%	1.386	0,4%
24	Bueren-Nord	1	60	0,5%	1.342	0,4%
25	Marl-Lenkerbeck	1	177	1,5%	1.024	0,3%
Summe		42	11.508		362.101	

4.1.9 Abbildung der Abbauprozesse im Gewässer

In dem Oberflächengewässermodul von GREAT-ER wird jeweils am Anfang und am Ende eines Segments die Masse der Substanz in der Wasserphase als Fracht bilanziert (L_0 bis L_{end}).

Entlang der Gewässerabschnitte können Verlustprozesse wie Hydrolyse, Bioabbau, Photoabbau, Sedimentation oder Ausgasung wirksam werden. In der Grundeinstellung von GREAT-ER (Modus1) werden alle Verlustprozesse summarisch unter Annahme einer Kinetik (pseudo)-erster Ordnung mit einer Abbauratenkonstante modelliert. Dazu wird für jeden Gewässerabschnitt die Eingangsfracht des Abschnitts (L_0) bis zum Ende des Abschnitts (L_{end}) entsprechend der folgenden Formel reduziert (Klasmeier et al., 2018):

$$L_{end} = L_0 * e^{-k*HRT}$$

mit:	L_{end} = Fracht am Ende des Gewässerabschnitts	[kg]
	L_0 = Fracht am Anfang des Gewässerabschnitts	[kg]
	k = Abbauratenkonstante im Gewässer	[1/h]
	HRT = hydraulische Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt	[s]

Die Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt wird im Modell aus dem Quotienten der Abschnittslänge (l_n) und der Fließgeschwindigkeit (u) berechnet (Klasmeier et al., 2011):

$$HRT = \frac{l_n}{u}$$

mit:	HRT = hydraulische Aufenthaltszeit im Gewässerabschnitt	[s]
	l_n = Länge des Gewässerabschnitts	[m]
	u = Fließgeschwindigkeit	[m/s]

Eine realistischere Simulation für nicht-persistente Substanzen ist in Modus 2 möglich. Hierbei werden einige der Austrags- und Verlustprozesse explizit und getrennt voneinander modelliert. Dazu wird eine eigene Abbauratenkonstante entsprechend dem Prozess für jeden Flussabschnitt in Abhängigkeit der örtlichen Randbedingungen wie Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeit ermittelt.

Die Photolyse wird beispielsweise in Modus 2 als mittlere Abminderungsrate mit spezifischer Abminderung durch Abschwächung der Lichtintensität in Abhängigkeit der Gewässertiefe berechnet. Dazu werden ein Literaturwert für eine Photolyserate an der Oberfläche und ein Absorptionskoeffizient für das Gewässer verwendet. Die oberflächennahe Photolyse liegt für Diclofenac beispielsweise bei 0,035 1/h (Klasmeier et al, 2011) und mindert sich bei einer Gewässertiefe von 2 m mit einer Lichtadsorption im relevanten Wellenlängenbereich (295 – 325 nm) von 0,03 1/ccm auf 0,033 1/h gemäß folgender Formel:

$$k_{photolysis} = k_{ph,0} \cdot \frac{1 - e^{-k_z \cdot d}}{k_z \cdot d}$$

Detaillierte Beschreibungen der weiteren in GREAT-ER enthalten Formeln zur Bestimmung der Abbauraten können u.a. Klasmeier et al. (2018) für die Fließgewässer in NRW entnommen werden. Die verwendeten substanzspezifischen Abbauratenkonstanten (k) sind in Tabelle 4.8 zusammengefasst.

4.1.10 Zusammenfassung und Vergleich zum NRW-Modell

Einige Modellparameter des Lippe-Modells entsprechen dem NRW-Modell, wie zum Beispiel das Fließgewässernetz und die Fließgeschwindigkeiten je Segment. Auch die angeschlossenen Einwohner wurden aus den LANUV-Daten übernommen. Bei anderen Parametern wurden jedoch Anpassungen vorgenommen - beispielsweise bei der hydrologischen Parametrierung, den Pro-Kopf-Verbrauchswerten und der Elimination in der Kläranlage.

Einen Überblick als Vergleich zu dem LANUV-Modell gibt Tabelle 4.7.

Die substanzbezogenen Eingangsparameter (Verbrauch, Ausscheidungsraten, Abbauraten, Beurteilungswerte etc.) der mit dem Modell untersuchten Substanzen sind in Tabelle 4.8 zusammengefasst.

Tabelle 4.7: Vergleich der Modellparameter des Lippe-Modells mit dem NRW-Modell
 (rot: angepasst, grün: weitgehend übernommen)

Substanzparameter	Pro-Kopf-Verbrauch	Rückgerechnet aus Ergebnissen des Monitorings
	Ausscheidungsraten	Literaturwerte (weitgehend aus NRW-Modell)
	Elimination KA	Mittelwerte aus Ergebnissen des Monitorings
	Elimination 4.RS	Literaturauswertung WiW und Vergleich mit Ergebnissen des Monitorings
	Beurteilungswert (PNEC/UQN)	Aktuelle D4-Liste
Gebietsparameter	Einwohner	Entspricht weitgehend NRW-Modell
	Befestigte Flächen	Daten Lippeverband je Kanaleinzugsgebiet zur Abschätzung Entlastungsfrachten
	Rückhaltevolumina	
	Niederschlag	
Gewässerparameter	Abfluss	25 Jahre Zeitreihe für MQ, MNQ, Q183 aus N/A-Modell übernommen (NASIM) an 108 Stützstellen parametrierung und überprüft
	Fließgeschwindigkeit	Analog LANUV-NRW-Modell
	Tiefe / Länge	Analog LANUV-NRW-Modell
Verlustprozesse	Abbauraten - Bioabbaurate - Hydrolyserate - Photoabbaurate - Ausgasungsrate - Sedimentation	Literaturwerte (entspricht weitgehend NRW-Modell mit einzelnen Aktualisierungen für Substanzen.)

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Tabelle 4.8: Überblick über die verwendeten Eingangsdaten des Modells

Identifikation	Name	Einheit	1		2		3		4		5		6		7		8	
			Carbamazepin	Clarithromycin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Benzotriazol	Ibuprofen	Amidotrifluorsäure	Carbamazepin	Clarithromycin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Benzotriazol	Ibuprofen	Amidotrifluorsäure
Phys. Chem. Eigenschaften	CAS Nummer	[-]	298.46.4	81103.11.9	15307.86.5	37350.58.6	723.46.6	95.14.7										117.96.4
	Synonyme	[-]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Diatrizoat
	Molekulargewicht	[g/mol]	236,3	748,0	296,2	272,4	253,3	119,0										613,9
	Wasserlöslichkeit	[mg/l]	120	0,336	0,82	16900	370	19800										890000
Kilranlagen-eliminierung	Dampfdruck	[Pa]	1,38E-09	1,20E-24	3,61E-08	k.A.	4,95E-10	1,00E-05										2,85E-17
	pK _s (Säure-Base-Dissoziationskonstante)	[-]	14	8,95	4,2	9,7	5,7	8,37										3,4
	K _{ow} (Verteilungskoeffizient Luft/Wasser)	[-]	7,00E-13	1,10E-24	1,00E-08	1,00E-10	0,00	k.A.	k.A.									k.A.
	log K _{ow} (Verteilungskoeffizient Octanol/Wasser)	[-]	1,51	3,16	4,51	1,88	1,23	1,23										1,68
zus. Spurenstoff-eliminierung (4.RS)	log K _{oc} (Verteilungskoeffizient Organ.Kohlenstoff / Wasser)	[-]	k.A.	k.A.	0,78	1,49	0,85	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	((log D _{ow}))	[-]	-	-	-1,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Henry coefficient (H)	[Pa m ³ /mol]			4,75E-07	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Dissoziation	[-]	Neutral	Base	Säure	Base	Base	Säure	Base	Säure	Base	Base	Säure	Säure	Säure	Säure	Säure	Säure
Abbau Gewässer (Modus 2)	Teichkläranlage / Pflanzenkläranlage	[%]	0%	3%	9%	9%	11%	18%										0%
	Biofilm (Tropf-/tauchkörper)	[%]	0%	8%	23%	25%	30%	47%										0%
	Belechtschlamm (im Modell verwendet)	[%]	0%	10%	29%	31%	37%	58%										0%
	Aktivkohle	[%]	90%	88%	83%	85%	61%	90%	76%									43%
Verbrauch	Ozonbehandlung	[%]	94%	95%	95%	94%	91%	74%										39%
	Gesamtabbaurrate (Modell)	[1/h]	0,0000	0,0007	0,0020	0,0008	0,0050	0,0001	0,0156									0,0000
	Bioabbaurrate	[1/h]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Hydrolyserate	[1/h]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,00008									k.A.
Ausscheidung	Photoabbaurrate (Oberfläche)	[1/h]	0,01000	k.A.	0,03500	0,00079	0,04680	0,00024										k.A.
	Ausgasung	[m/h]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Sedimentation (Kd Fluss)	[L/kg(dw)]	7,0	k.A.	450,0	16,0	4,0											10,00
	Pro-Kopf-Verschreibung	[kg/(EW*a)]	7,88 x 10 ⁻⁴	0,0016														
Beurteilungswert	tatsächlich eingenommener Anteil	[%]	0,000383	0,000158	0,001063	0,003048	0,000419	0,001620	0,008143									0,000290
	Pro-Kopf-Verbrauch (Modell)	[mg/E/d]	0%	30%	0%	0%	10%	0%	0%									90%
	Ausgeschiedener Anteil in Krankenhaus/Praxis über Fäzes	[%]	13%	5%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	über Urin	[%]	2%	20%	11%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beurteilungswert	Abspülung von der Haut	[%]	0%	-	16%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Modell (Urin + Fäzes + Abspülung)	[%]	0,15	0,25	0,270	0,11	0,20	1,00	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,99
	Präventivwert (rechtlich nicht bindend)	[ng/l]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ID-UQN	[µg/l]	2,00	0,12	0,05	7,30	0,60	19										
PNEC	[µg/l]	0,5	0,02	0,05	43,00	0,60	-											
Vorschlagswert für Beurteilung nach WRRL	[µg/l]																	

4.2 Modellierung der derzeitigen Situation

Vor der Untersuchung der Wirkungen von Maßnahmenszenarien muss zunächst ein Modell aufgestellt werden, das die aktuelle Belastungssituation als Vergleichsmaßstab gut abbildet.

4.2.1 Grundlagen und Randbedingungen

4.2.1.1 Beurteilungskriterien der Modellierungsergebnisse

Als Bewertungsreferenz der modellierten Ergebnisse aus Immissionsicht dienen die in Tabelle 2.6 dargestellten Qualitätsziele. Diese stammen aus der Anlage D4 des „Monitoringleitfaden Oberflächengewässer“ von NRW (D4-Liste, 3. Zyklus). Bei den hier betrachteten Substanzen liegen außer für Terbutryn keine gesetzlich festgelegten Umweltqualitätsnormen vor. Für alle anderen hier modellierten Substanzen handelt es sich bei den Beurteilungskriterien um Orientierungswerte oder allgemeine Präventivwerte.

4.2.1.2 Plausibilitätsprüfung von Messwerten

Die ersten Vergleiche der berechneten und gemessenen Konzentrationen zeigten insbesondere für die Messstelle in der Lippe unterhalb der Sesekekündung sehr hohe Abweichungen (Abbildung 4.15). Die Differenz konnte nicht durch mögliche Fehler in den Modell-Eingangsdaten erklärt werden. Die Probenahmestelle in der Lippe unterhalb der Seseke liegt weniger als 2 km von der Mündung entfernt (Abbildung 4.16). Dadurch ist nicht auszuschließen, dass die Durchmischung an dieser Stelle noch nicht gegeben ist bzw. in der „Einstrom-Fahne“ der Seseke gemessen wurde. Für die Modellvalidierung und Beurteilung der Modellgenauigkeit wurde diese Messstelle daher nicht weiter verwendet.

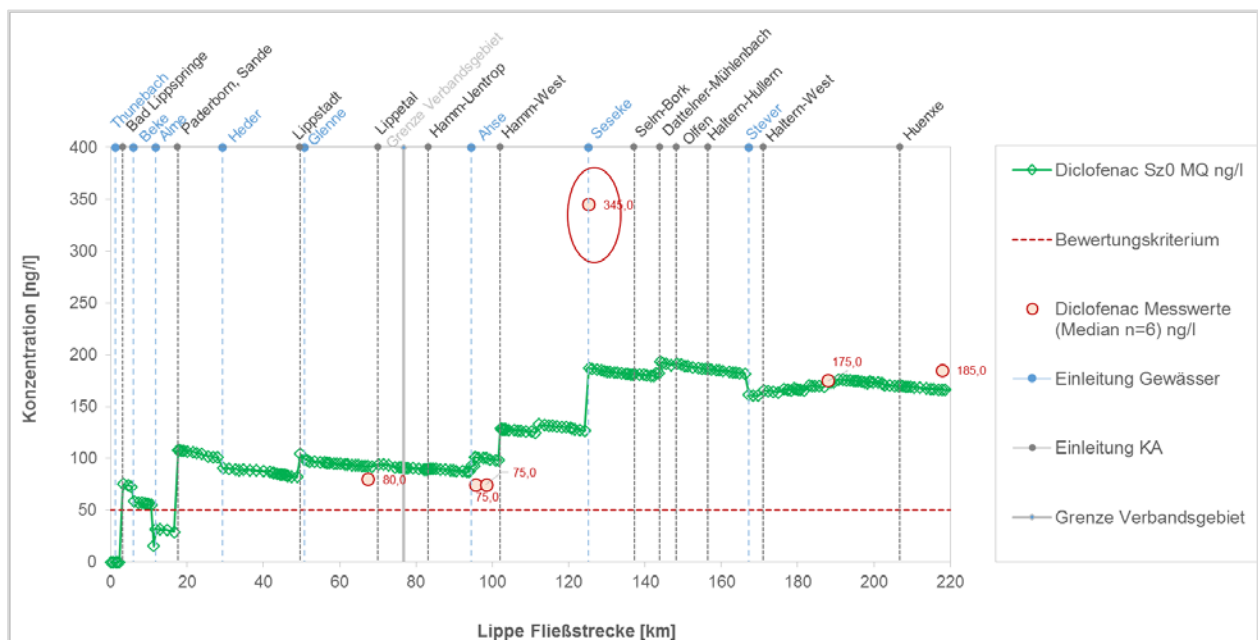


Abbildung 4.15: Vergleich Messwerte und Modellergebnisse mit hohen Abweichungen an der Messstelle unterhalb Sesekekündung

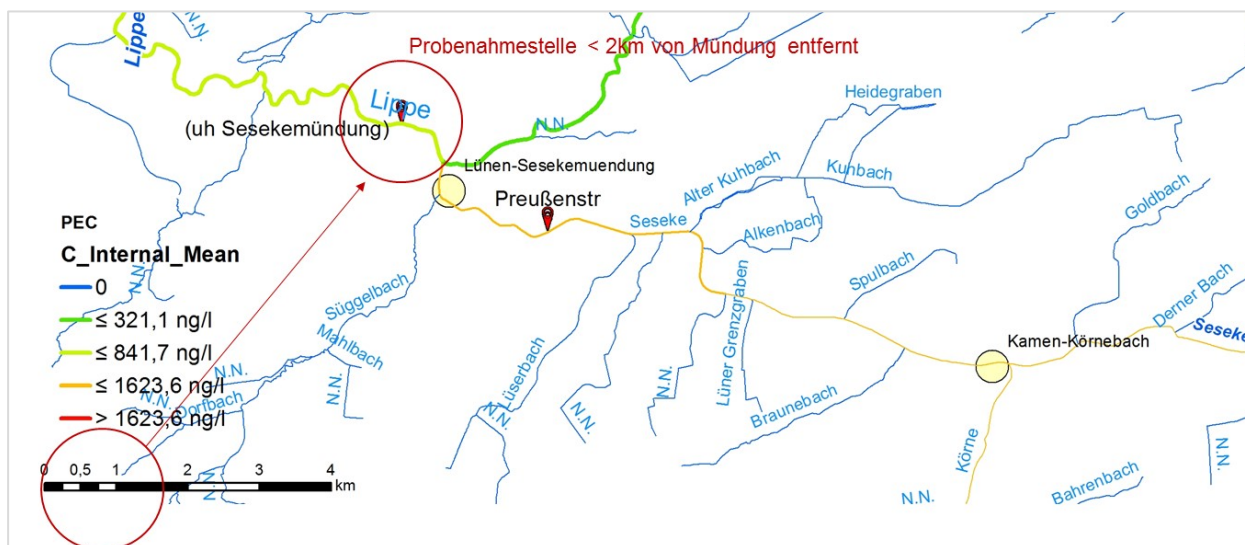


Abbildung 4.16: Lage der Probenahmestelle „uh. Sesekemündung“

4.2.1.3 Abflusskorrektur der Messwerte an Zeitreihe

Grundlage der im Modell hinterlegten Abflusswerte ist gemäß hydrologischer Parametrisierung (Kapitel 4.1.3) eine 25 jährige Zeitreihe (1998 – 2019). Der Abfluss der Messtage entspricht dagegen sechs Einzelwerten aus dem Zeitraum 12/2018 bis 09/2019. Die mittleren Abflussmengen der Probenahmetage sind nicht zwingend repräsentativ für die mittleren Abflüsse der Zeitreihe an den Gewässerstützstellen. In der folgenden Abbildung 4.18 ist das Verhältnis der Abflüsse der Zeitreihe zu den mittleren Abflusswerten der Probenahmetage je Messstelle dargestellt. Für das Verhältnis von $MQ_{Modell}/Q_{Messtage}$ zeigt sich dabei eine bessere Übereinstimmung (Faktor 1,0) als für das Verhältnis $Q_{183Modell}/Q_{Messtage}$. Insbesondere die Probenahmestellen 6 und 7, die am Ende des EZG Lippe liegen, zeigen eine bessere Übereinstimmung mit dem MQ.

Für den Vergleich der Modellergebnisse mit den Messungen wird daher eine Abflusskorrektur mit dem Faktor $f_{Korrektur} = Q_{Modell} / Q_{Messtage}$ durchgeführt, um die hydraulischen Bedingungen vergleichbar zu machen (Tabelle 4.9). Diese Methode entspricht auch dem als abflusskorrigierte Standardmethode beschriebenen Ansatz in LAWA (2003) bei Einzelprobenahmen. Weiterführende Regressionsverfahren könnten eine noch bessere Korrektur zeigen. Diese sind aber aufwändiger in der Durchführung.

$$L_{Mess,kor} = \frac{Q_{Modell}}{Q_{Messtage}} * \left(\frac{1}{J} * \sum_{n=1}^J C_t * Q_t \right)$$

mit:	L_J	= jährliche Nährstofffracht	[g/s]
	Q_{Modell}	= mittl. Jährlicher Abfluss aus der langjährigen Zeitreihe	[g/s]
	$Q_{Messtage}$	= mittl. Jährl. Abfluss für Messtage	[m³/s]
	n	= Anzahl Messwertwe pro Jahr	[-]
	C_t	= P-Konzentration zum Messzeitpunkt t	[mg/l]
	Q_t	= Abfluss zum Messzeitpunkt t	[m³/s]

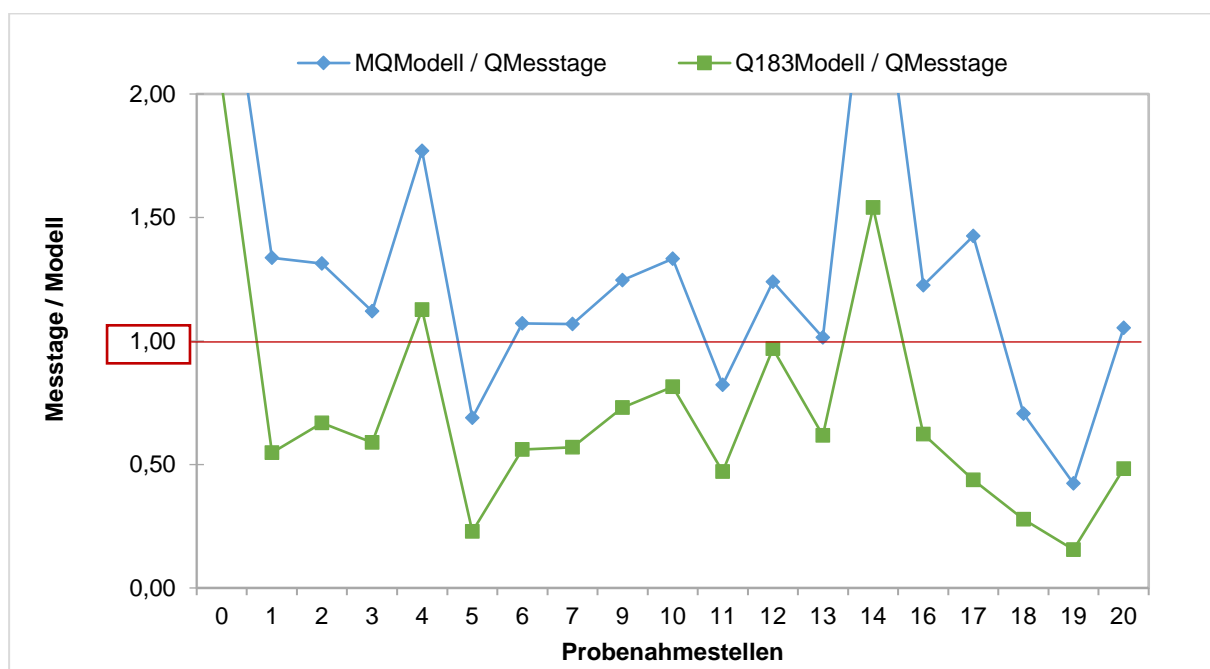


Abbildung 4.17: Verhältnis der Abflusswerte im Modell auf Basis einer 25 jährigen Zeitreihe mit den mittleren Abflüssen der Probenahmetage an Messstellen

Die so an die hydraulische Situation des Modells angepasste Fracht der Messtage $L_{\text{Mess, kor}}$ wird anschließend auf den Abfluss im Modell bezogen, um eine entsprechend korrigierte Konzentration zu berechnen.

Für die Validierung des Modells werden Gewässerkonzentrationen anhand von Durchflussdaten an den Pegeln berechnet. An Messstellen ohne Pegel erfolgt die Berechnung über die Durchflussmengen aus dem NASIM-Modell des Lippeverbands.

Tabelle 4.9: Abfluss im Modell aus der 25-jährigen Zeitreihe für MQ und Q183 im Vergleich zum Mittelwert der Messtage (Q_{Messtage}) in m^3/s

FID	Name	Art	GEW	MQ	Q183	Q_Messtage (Mittel)	MQ _{Modell} / Q _{Messtage}	Q183 _{Modell} / Q _{Messtage}
0	Kesslerer	Pegel	Lippe	22,55	16,80	8,25	2,73	2,04
1	Westuennen	Pegel	Ahse	2,70	1,11	2,02	1,34	0,55
2	KA Hamm (Radbodstr)	Pegel	Lippe	21,99	11,18	16,74	1,31	0,67
3	(uh Sesekemündung)	Pegel	Lippe	28,65	15,06	25,57	1,12	0,59
4	Preußenstr	Pegel	Seseke	3,31	2,11	1,87	1,77	1,13
5	Huellerner Damm	Pegel	Stever	4,21	1,40	6,11	0,69	0,23
6	Dorsten	Pegel	Lippe	38,02	19,88	35,48	1,07	0,56
7	Fusternberg	Pegel	Lippe	40,66	21,68	38,07	1,07	0,57
9	KA Dortmund-Scharnhorst	uh. KA	Körme	0,71	0,42	0,57	1,25	0,73
10	KA Herten-Westerholt;	uh. KA	Hasselner Mü	0,15	0,09	0,11	1,33	0,82
11	KA Reken (KA 13;	uh. KA	Boombach	0,09	0,05	0,11	0,82	0,47
12	Soest (MS NR.	uh. KA	Soestbach	0,29	0,22	0,23	1,24	0,97
13	Mündung Rexebach	uh. KA	Seseke	0,75	0,46	0,74	1,01	0,62
14	KA Bönen (MS Nr.	oh. KA	Rexebach	0,0037	0,00	0,0013	2,79	1,54
16	KA Hamm-West (MS	oh. KA	Lippe	21,99	11,18	17,95	1,22	0,62
17	KA Herten-Westerholt,	oh. KA	Hasselner Mü	0,04	0,01	0,03	1,42	0,44
18	KA Reken (KA 12;	oh. KA	Boombach	0,06	0,02	0,08	0,71	0,28
19	KA Soest	oh. KA	Soestbach	0,10	0,04	0,23	0,42	0,16
20	Mündung Rexebach	oh. KA	Seseke	0,53	0,24	0,50	1,05	0,48

4.2.2 Modellergebnisse Ist-Zustand

Das Modell berechnet Gewässerkonzentrationen für jeden der insgesamt 3.777 Flussabschnitte. Damit können im Gegensatz zu einem punktuellen Messprogramm flächendeckend Belastungen abgeschätzt werden. In Abbildung 4.18 sind die Gewässerkonzentrationen bei MQ beispielhaft für Diclofenac für die Klassenbereiche < 25, < 50, < 100 und > 100 ng/l grafisch dargestellt. Die Schwerpunkte der Belastung liegen demnach im Bereich der mittleren und unteren Lippe sowie der Seseke und der Ahse.

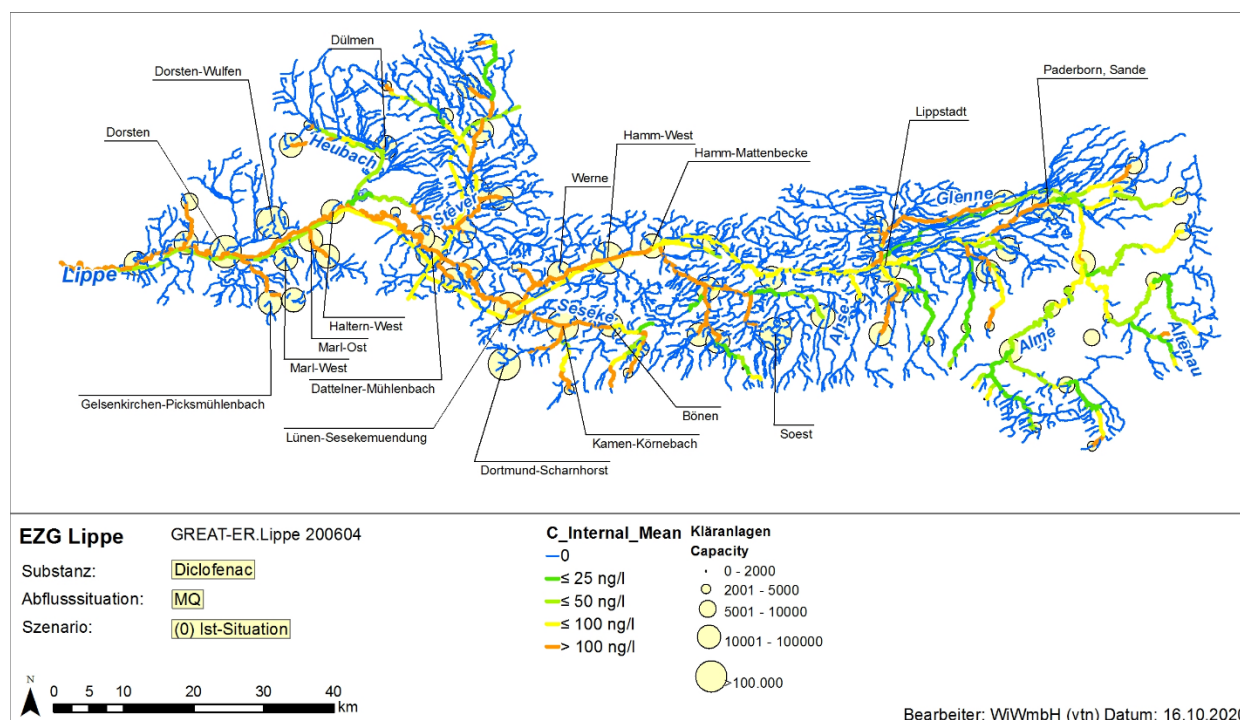


Abbildung 4.18: Modellierte Gewässerkonzentrationen von Diclofenac bei MQ im Einzugsgebiet der Lippe beispielhaft

Weitere stoffspezifische Karten für die Abflusssituation bei MQ können Abbildung 4.19 entnommen werden (siehe auch Anhang 10.1). Dabei ist jeweils der Belastungsfaktor BF als Quotient der berechneten Konzentration (PEC = Predicted Environmental Concentration) zu dem Qualitätskriterium (QK) dargestellt. Überschreitungen der Qualitätskriterien um den Faktor 1 bis 2 x QK sind jeweils gelb markiert. Alle Überschreitungen über 2 x QK sind rot markiert. Im Substanzvergleich zeigen sich Überschreitungen der Qualitätsziele nur für Diclofenac, Clarithromycin, Ibuprofen und Amidotrizoesäure. Die anderen vier Substanzen (Carbamazepin, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Benzotriazol) liegen rechnerisch bei MQ in allen Flussabschnitten unter den jeweiligen Qualitätszielen.

Um die Fließkilometer mit Überschreitungen zu quantifizieren werden zusätzlich in Abbildung 4.20 die berechneten Konzentrationen für die untersuchten acht Substanzen als statistische Verteilung bezogen auf die einzelnen Flussabschnitte dargestellt. Dabei werden neben der Lippe auch die Hauptnebegewässer Stever, Ahse und Seseke separat ausgewertet.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

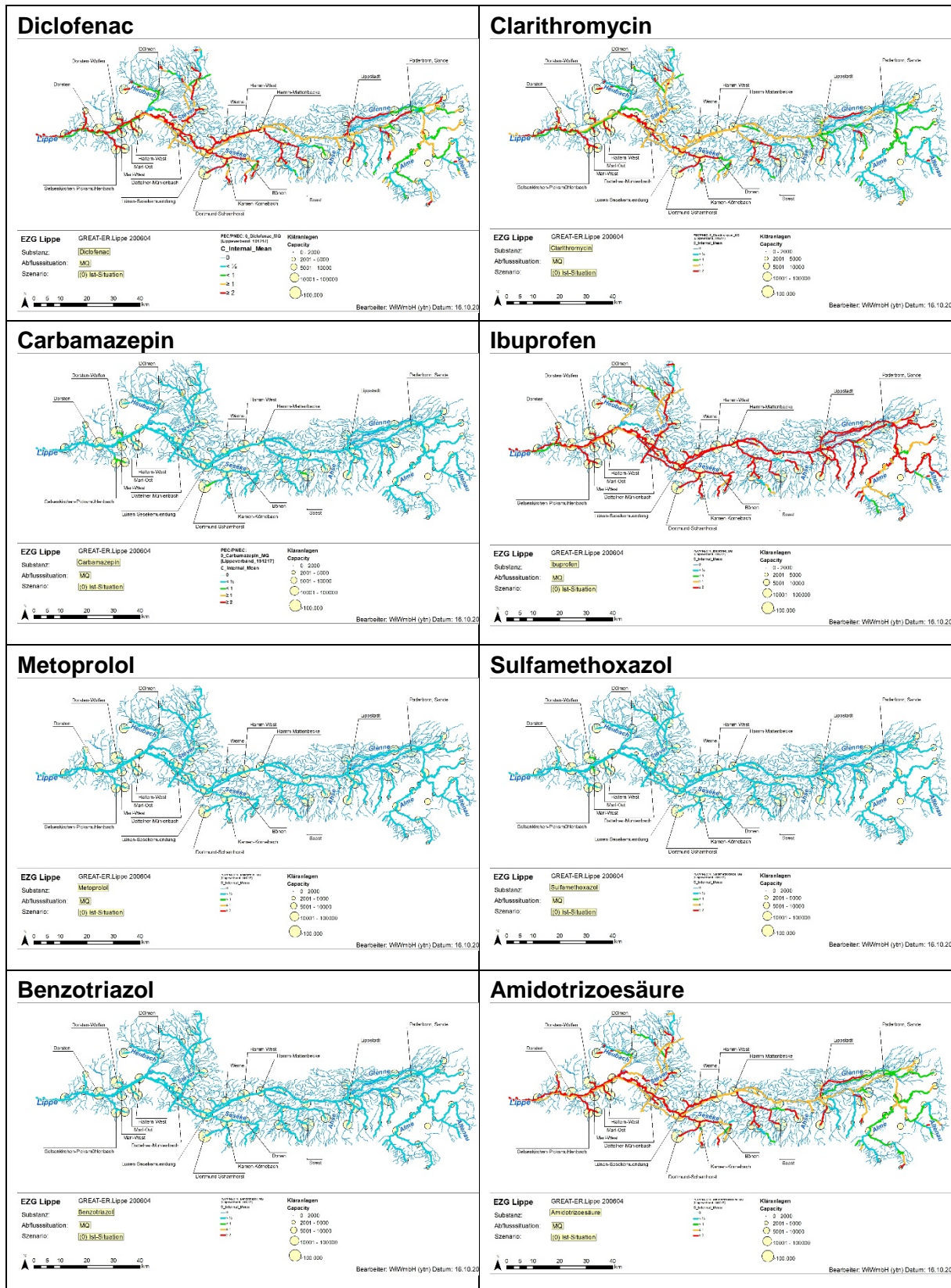


Abbildung 4.19: Modellierter Ist-Zustand als Quotient der berechneten Konzentrationen zu dem Qualitätskriterium für acht Spurenstoffe bei MQ

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

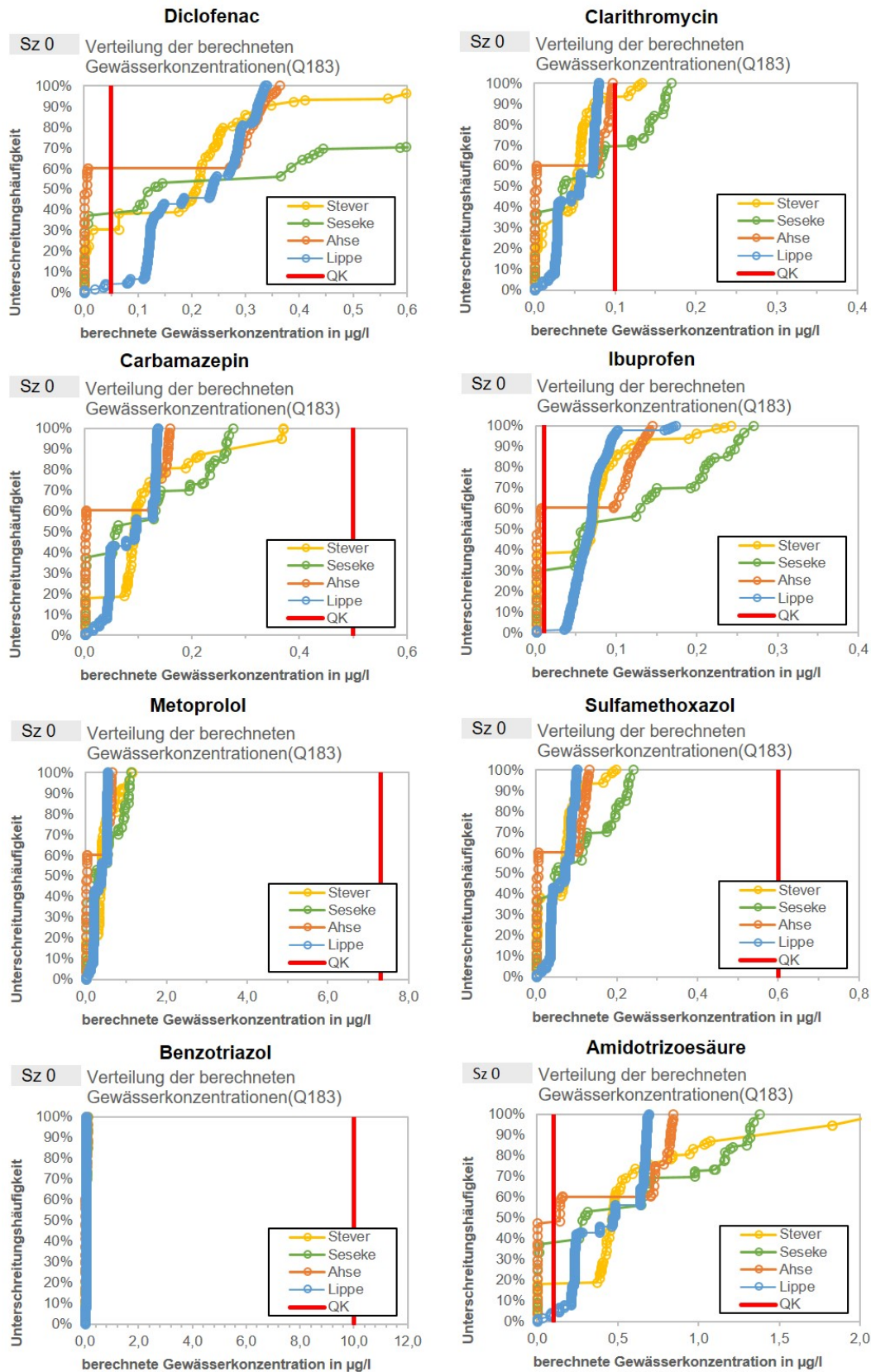


Abbildung 4.20: Unterschreitungshäufigkeit der Gewässerkonzentrationen von acht Spurenstoffen im Ist-Zustand in der Lippe und drei Nebengewässern bei Q183

4.2.3 Vergleich Modell- und Monitoringergebnisse

Für die Validierung des Modells werden die berechneten Frachten und Konzentrationen den entsprechenden Messwerten (vgl. Kapitel 2.3.1 und Kapitel 2.3.2) gegenübergestellt. Die Ergebnisse des im Rahmen des Projektes durchgeführten Gewässermonitorings mit je sechs Probenahmen an acht Messstellen an Pegeln (Nr. 0 bis 7, Abbildung 4.21) dienen zur Validierung der Stoffflussbilanzierung. Die Ergebnisse der Messungen an sieben weiteren Messstellen im Gewässer unter- und oberhalb von Einleitstellen von Kläranlagen (Nr. 8 bis 19) wurden ebenfalls tlw. für Überprüfungen der Modellergebnisse herangezogen.

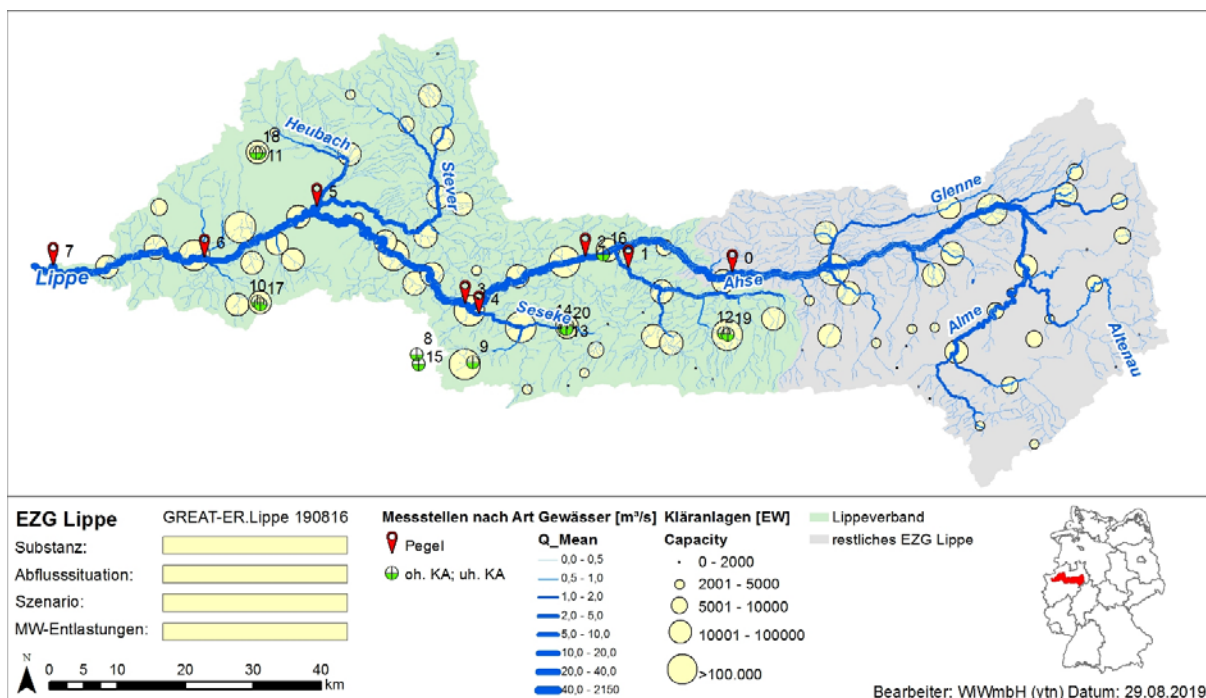


Abbildung 4.21: Messstellen für die Modellvalidierung

Die Messwerte wurden dabei gemäß Kapitel 4.2.1.3 abflusskorrigiert, um die Abflüsse der Probenahmetage an die mittleren Abflüsse der langjährigen Zeitreihe anzupassen. In Abbildung 4.22 sind die berechneten Frachten im Fließverlauf der Lippe den Frachten aus den Messwerten gegenübergestellt. Die Messstelle unterhalb der Sesekemündung ist hier aufgrund einer fehlenden Plausibilität nicht dargestellt. Für die meisten Stoffe ergibt sich eine gute Übereinstimmung der bilanzierten Frachten mit den Messwerten. Unterschätzungen bei Ibuprofen insbesondere am Ende des Einzugsgebietes liegen daran, dass hier die Mischwasserentlastung nicht einbezogen wurde, wobei zu berücksichtigen ist, dass lediglich 20 % der Messwerte über der Bestimmungsgrenze lagen.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

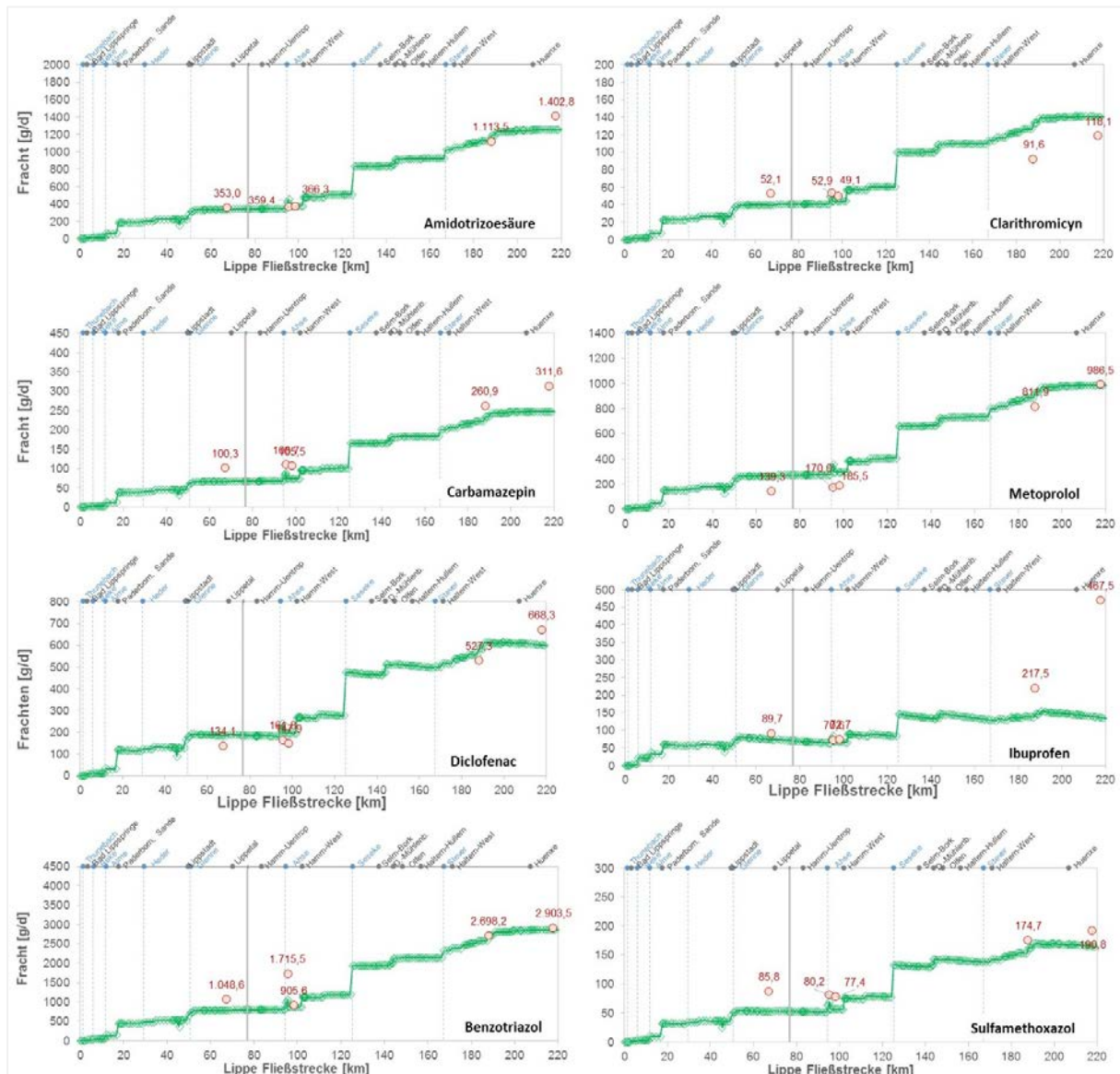


Abbildung 4.22: Berechnete Frachten im Fließverlauf der Lippe im Vergleich zu den abfluss-korrigierten Frachten aus den Messwerten von acht Spurenstoffen bei MQ

Die ebenfalls betrachtete Substanz Terbutryn konnte weder mit noch ohne Mischwasseranteil in einem plausiblen Bereich simuliert werden (Abbildung 4.23). Sie wurde durchgehend überschätzt. Grund dafür kann das in der Praxis zeitlich sehr ungleichmäßige Eintragsverhalten dieses regenwasserbürtigen Stoffs sein, der mit dem gewählten Modell und den Eingangswerten nicht ausreichend abgebildet werden kann. Aus diesem Grund wird Terbutryn nicht weiter betrachtet.

In Abbildung 4.24 ist dazu exemplarisch die Diclofenac Konzentration für MNQ, MQ, und Q183 den Messwerten gegenübergestellt. Die aus den korrigierten Frachten rückgerechneten Gewässerkonzentrationen werden in der Simulation bei MQ mit den geringsten Abweichungen abgebildet. Gemeinsam mit den beteiligten Bezirksregierungen ist daher festgelegt worden, die Szenarienbetrachtungen im Rahmen dieses Projekts auf Basis von MQ durchzuführen.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

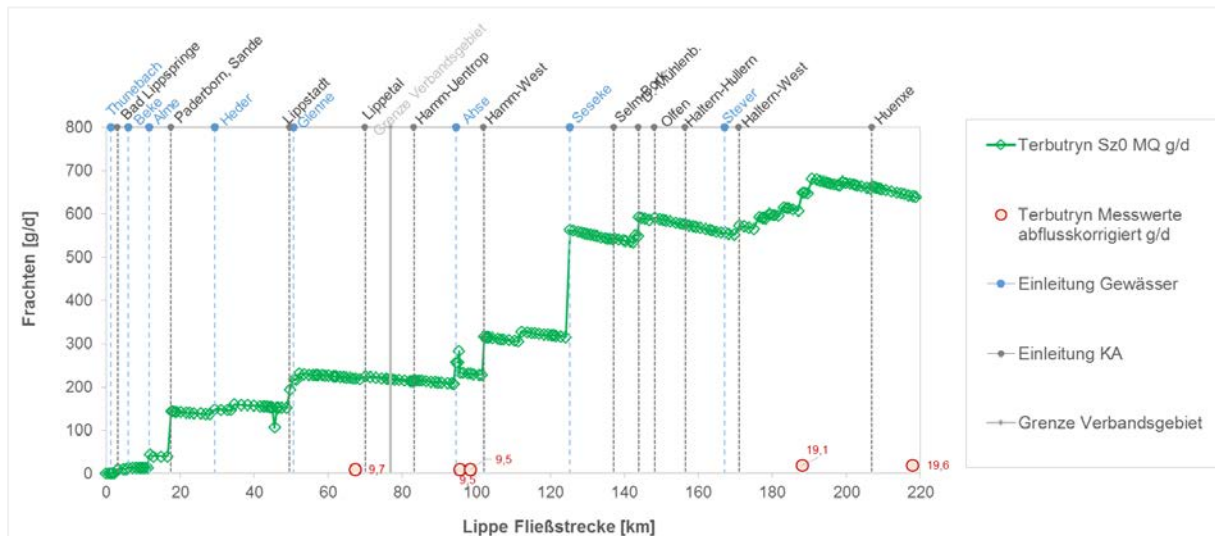


Abbildung 4.23: Vergleich der berechneten Frachten mit den abflusskorrigierten Frachten der Messwerte für Terbutryn in der Lippe bei MQ

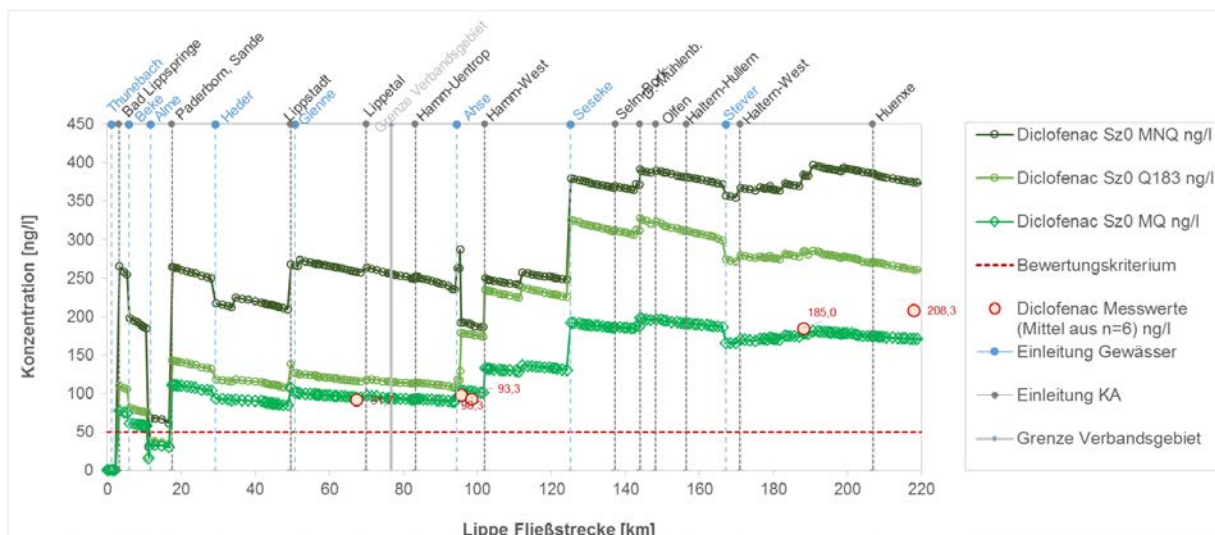


Abbildung 4.24: Vergleich der berechneten Diclofenac-Konzentrationen bei MNQ, MQ und Q183 im Verlauf der Lippe mit den gemessenen mittleren Konzentrationen

Der Vergleich der berechneten Konzentrationen mit den mittleren Messwerten zeigt wie bei den Frachten eine gute Übereinstimmung für die meisten Substanzen (Abbildung 4.25). Ibuprofen wird auch hier unterschätzt, vermutlich weil hier der Einfluss von Mischwasserentlastungen geringer ist als tatsächlich angenommen wurde. Die besten Übereinstimmungen werden für Diclofenac und Metoprolol erzielt.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

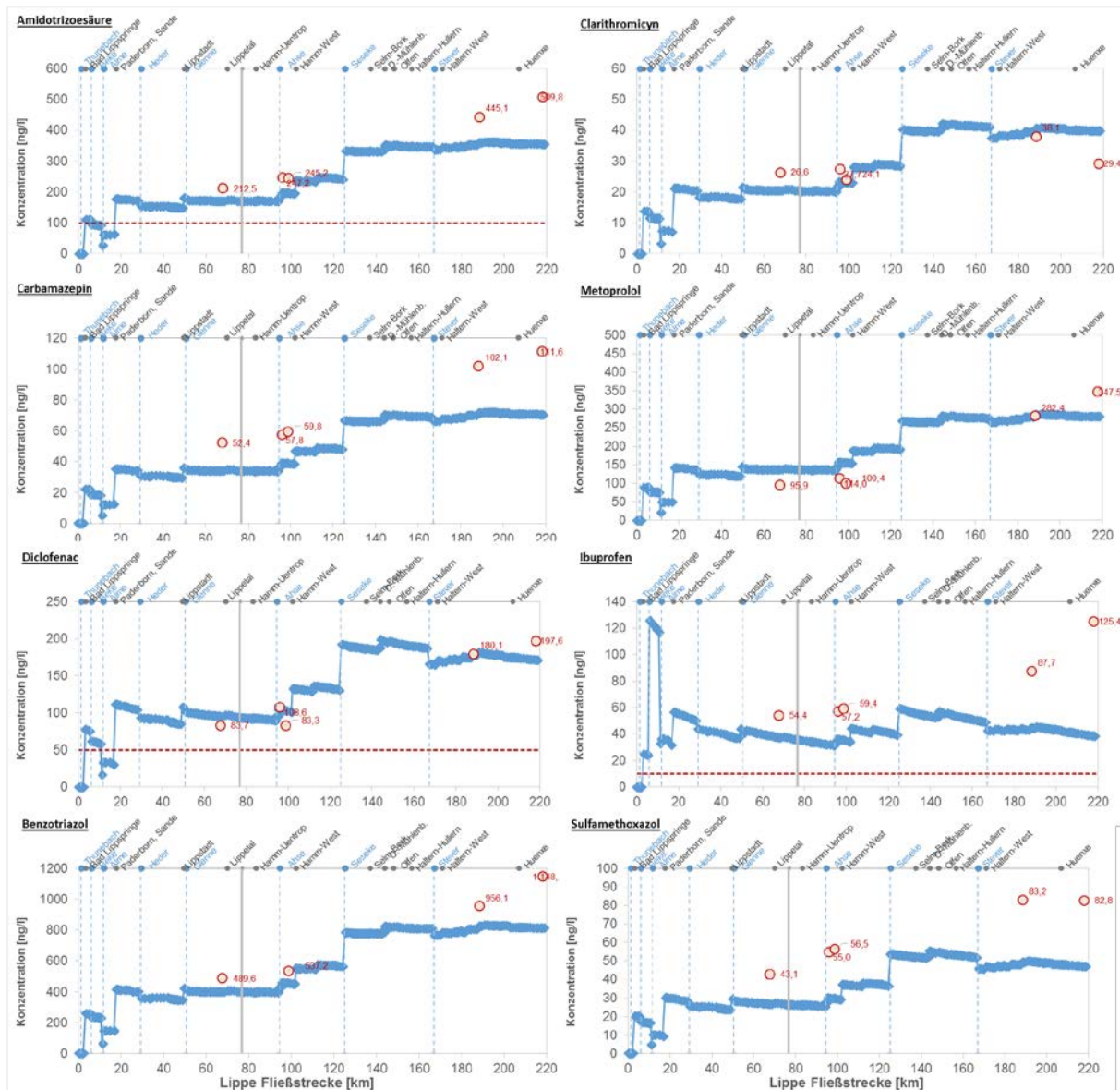


Abbildung 4.25: Vergleich der berechneten Konzentrationen mit den mittleren Messwerten bei MQ

5 Szenarien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen

In diesem Abschnitt werden die betrachteten Ausbauszenarien sowie das Vorgehen zur Auswahl der darin betrachteten Kläranlagen beschrieben. Ferner werden die Wirkungen der Szenarien hinsichtlich der dadurch resultierenden Gewässerkonzentrationen miteinander verglichen. Schließlich werden im Sinne einer Sensitivitätsanalyse verschiedene Einflüsse auf die Modellierungsergebnisse geprüft.

5.1 Betrachtete Ausbauszenarien

5.1.1 Kriterien zur Auswahl von Kläranlagen für die Spurenstoffelimination

Derzeit bestehen keine rechtlichen Anforderungen zur Elimination von Spurenstoffen. Auch bestehen zum aktuellen Stand keine bundesweit verbindlichen Kriterien zur Auswahl von Kläranlagenstandorten für die Implementierung einer zusätzlichen Stufe für die Spurenstoffelimination. Im Maßnahmenprogramm zur Umsetzung der WRRL in NRW (MKULNV NRW, 2015b) wurden im Falle des Nichterreichens des guten ökologischen Gewässerzustands bzw. Potentials mögliche Kläranlagenstandorte für die Prüfung der Spurenstoffelimination nach den folgenden Kriterien benannt:

- Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW oder
- Kläranlagen mit einem Kläranlagenabflussanteil > 1/3 MNQ an der Einleitstelle oder
- Kläranlagen, die maximal 10 km oberhalb von Rohwasserentnahmen zur Trinkwasseraufbereitung in Fließgewässer einleiten.

In einem Arbeitspapier des Umweltministeriums von Baden-Württemberg werden ebenfalls verschiedene Kriterien für die Priorisierung von Kläranlagen für die Spurenstoffelimination genannt (MUKE B-W, 2018). Dabei wird unterschieden zwischen „eindeutigen Kriterien“, bei denen die Spurenstoffelimination als „No-Regret-Maßnahme“ angesehen wird, sowie „weiteren Kriterien zu Einzelfallüberprüfung“. Als eindeutige Kriterien gelten zum Beispiel:

- Kläranlagen der Größenklassen GK 5 mit einer Ausbaugröße > 500.000 EW
- Kläranlagen mit einem Abwasseranteil von > 50 % des Gewässerabflusses bei MNQ (mit Ausnahme GK 1 bis 3)
- Kläranlagen mit Einleitung in den Bodensee oder in das Grundwasser oder in ein Gewässer mit ungünstigen Untergrundverhältnissen (bspw. Karst).

Als weitere Kriterien zu Einzelfallüberprüfung gelten zum Beispiel:

- Belastungsschwerpunkte aufgrund großer Frachten für das Gewässer, z. B. Infrastruktureinrichtungen wie Krankenhäuser oder angeschlossene Industriebetriebe
- Kläranlagen der GK 5 mit einer Ausbaugröße < 500.000 EW
- Kläranlagen mit einem Abwasseranteil von > 33 % des Gewässerabflusses bei MNQ
- Kläranlagen mit Einleitung in ein schutzbedürftiges Gewässer

Als ein Ergebnis der zweiten Phase des Spurenstoffdialogs des Bundes wurde für die weitergehende Abwasserbehandlung auf kommunalen Kläranlagen als ein wichtiger Baustein zur Reduzierung der Gewässerbelastungen mit relevanten Spurenstoffen ein bundeseinheitlicher

Orientierungsrahmen empfohlen (BMU/UBA 2019). Als mögliche Kriterien hierfür wurde ebenfalls bspw. die Belastungssituation der Gewässer, Nutzungsanforderungen und Empfindlichkeit der Gewässer genannt. Verantwortlich für die Umsetzung des Orientierungsrahmens sind die Bundesländer, die über die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) als Zusammenschluss der für die Wasserwirtschaft und das Wasserrecht zuständigen Ministerien der Länder und des Bundes an der Erarbeitung beteiligt waren.

Vielfach diskutierte Ansätze für die Auswahl von Kläranlagen für eine Spurenstoffelimination sind also u.a.:

- Größe der Kläranlage aufgrund der Skaleneffekte (bspw. Kläranlagen > 100.000 EW aufgrund der geringeren spezifischen Kosten)
- Belastungssituation des Gewässers (bspw. Kläranlagen ab 10.000 EW)
 - aufgrund des Abwasseranteils
 - aufgrund des ökologischen Zustands des Gewässers
- Schutzbedürftigkeit des Gewässers (bspw. Kläranlagen ab 10.000 EW)
 - hinsichtlich der Ökologie des Gewässers selbst oder bei Gewässern in ökologisch sensiblen Gebieten (wie z. B. FFH-Gebiete oder andere gewässerrelevante Schutzgebiete)
 - wegen ungünstigen Untergrundverhältnissen (bspw. Karst)
 - hinsichtlich Nutzungsanforderungen (bspw. Trinkwassergewinnung aus dem Oberflächengewässer oder Uferfiltrat, Grundwasseranreicherung bzw. Versickerung aus dem Oberflächengewässer in Grundwasserleiter, die als Trinkwasserressource dienen).
- Synergien mit anderen Reinigungsanforderungen (z. B. weitergehende Phosphorelimination, Verbesserung der hygienischen Ablaufqualität des Abwassers)

Für das vorliegende Projekt wurde die Auswahl der Kläranlagen im Rahmen der Maßnahmen-szenarien basierend auf den folgenden Überlegungen getroffen, die sich an die oben genannten Ansätze anlehnen:

- Auswahl von Kläranlagen der GK5 (> 100.000 EW), weil losgekoppelt vom Abwasseranteil im Gewässer eine Reduzierung der Eintragsfrachten an den Standorten mit dem größten Frachtanteil kosteneffizienter sein kann (Kapitel 5.1.3).
- Auswahl von Kläranlagen aufgrund des Abwasseranteils im Gewässer oder Priorisierung nach Gewässernutzung bzw. Synergie mit anderen Reinigungsanforderungen aus Sicht des ökologischen Gewässerzustandes (Kapitel 5.1.3).
- Priorisierung der Kläranlagen aufgrund der „Strahlwirkung“, also der beeinflussten Fließstrecke zusätzlich zur Frachtreduzierung, weil das Kriterium „Anlagengröße“ die Lage der Kläranlage innerhalb des Flussgebietes nicht berücksichtigt, und damit auch nicht die Fließstrecke, auf der die Maßnahmen zur Frachtreduzierung Wirkung zeigen können (Kapitel 5.1.4).
- Auswahl von Kläranlagen nach der Ausbaugröße über den Einwohnerwert aus Sicht des Gewässers mit Blick, neben emittierten Frachten, auf die resultierenden Konzentrationen hinsichtlich der Qualitätsziele (Kapitel 5.1.5).

5.1.2 Basisszenario

Das Basisszenario soll als Referenz für die Beurteilung der Maßnahmenzenarien dienen. Die ersten Berechnungen des Ist-Zustandes (Szenario 0) zeigten, dass durch die Vorbelastung als Folge der kommunalen Kläranlagen im Oberlauf der Lippe bereits an der Grenze zum Verbandsgebiet stoffspezifische Qualitätsziele überschritten werden. Das Ziel ist, nur die Wirkungen der Maßnahmen im Lippeverbandsgebiet abzubilden. Es wurde daher gemeinsam mit den beteiligten Bezirksregierungen ein Szenario 0b als Vergleichsmaßstab für die Maßnahmenzenarien festgelegt, bei dem die Vorbelastung in der Lippe bei Eintritt in das Lippeverbandsgebiet (vgl. Abbildung 5.1) auf Höhe des Qualitätsziels für Diclofenac liegt.

Dafür wurden im Modell iterativ Maßnahmen im Oberlauf der Lippe so implementiert, dass beispielsweise das Qualitätsziel für den Parameter Diclofenac an der Grenze zum Lippeverbandsgebiet erreicht wird. Für das Basisszenario wird entsprechend mit einer sich daraus ergebenden Diclofenac-Konzentration zum Eintritt in das Verbandsgebiet mit 44 ng/l gerechnet. Für die anderen Substanzen werden gleichermaßen die entsprechend im Oberlauf angesetzten Maßnahmen angenommen.

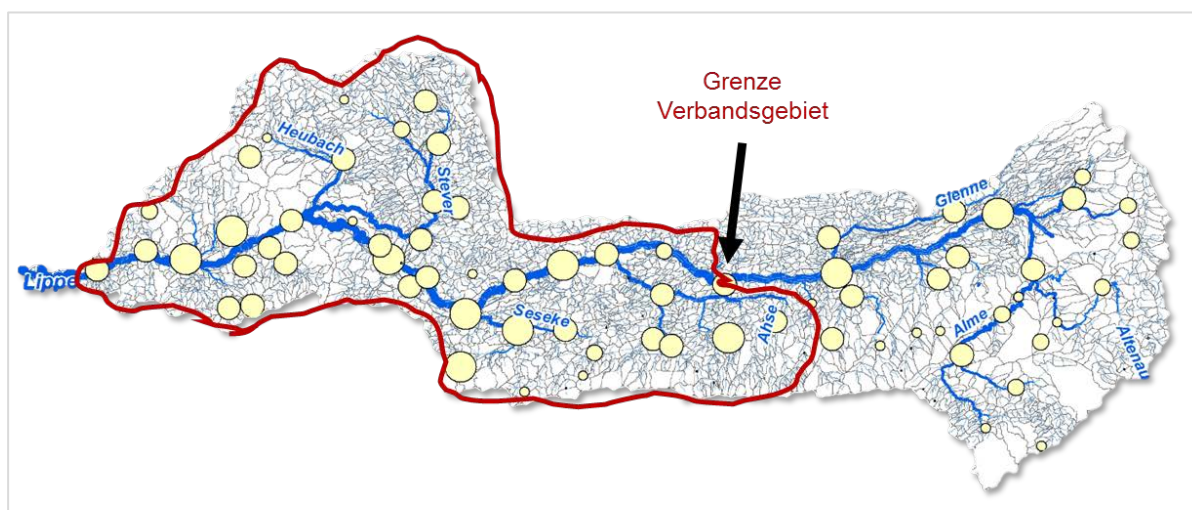


Abbildung 5.1: Referenzpunkt für die Betrachtung der Maßnahmen im Lippeverbandsgebiet

5.1.3 Szenarien 1-3 – Auswahl über Ausbaugröße

Die Auswahl von Kläranlagen für einen Ausbau mit einer Spurenstoffelimination erfolgt in den Szenarien 1 bis 3 pauschal nach der Ausbaugröße über den Einwohnerwert. Dabei wurde differenziert in:

- Sz 1: Ausbau aller Kläranlagen der GK 5 > 100.000 EW
- Sz 2: Ausbau aller Kläranlagen der GK 4 > 50.000 EW
- Sz 3: Ausbau aller Kläranlagen der GK 4 und 5 > 10.000 EW

Über diese Kriterien nach pauschaler Ausbaugröße werden 10, 18 oder 33 Kläranlagen erfasst (Abbildung 5.2), wobei jeweils in der Anzahl der „Ausgewählten“ die beiden Kläranlagen Dülmen und Bad Sassendorf enthalten sind, weil diese bereits mit einer Stufe zur Spurenstoffelimination betrieben werden. Dabei machen die zehn Anlagen (acht Anlagen > 100.000 EW +

zwei bereits mit einer Spurenstoffeliminationsstufe ausgebauten Kläranlagen) in Sz 1 anzahlmäßig zwar nur 20 % der Anlagen aus, sie umfassen aber etwa die Hälfte der angeschlossenen Einwohner im betrachteten Flusseinzugsgebiet (Abbildung 5.3). Die Kläranlagen in Sz 2 entsprechen etwa 38 % der Anlagen mit rund 1,0 Mio. EW Ausbaugröße.

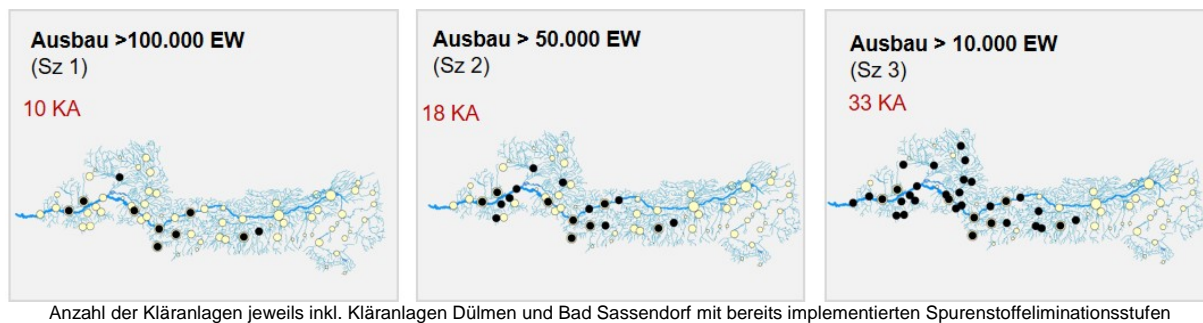


Abbildung 5.2: Lage und Anzahl der ausgewählten Kläranlagen nach der Ausbaugröße

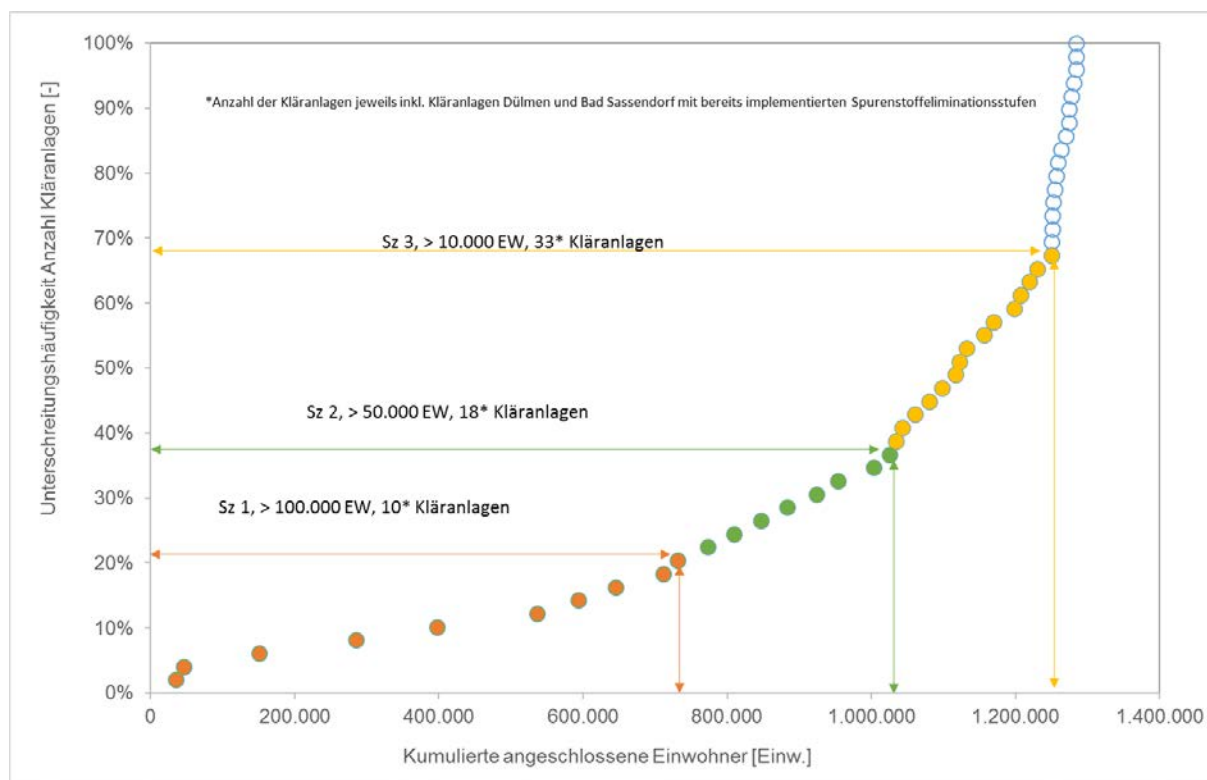


Abbildung 5.3: Anzahl und kumulierte angeschlossene Einwohner der Szenarien mit Kläranlagenauswahl nach Anlagengröße

5.1.4 Szenario 4 – Auswahl über streckengewichtete Fracht

Das Kriterium der Anlagengröße berücksichtigt nicht die Lage der Kläranlage innerhalb des Flussgebiets und damit auch nicht die Strahlwirkung, also die Fließstrecke, auf der die Maßnahmen zur Frachtreduzierung Wirkung zeigen können. Für die Auswahl der Kläranlagen kann es daher effizienter sein, Anlagen im Gewässeroberlauf auszubauen, insbesondere wenn hier bereits der Abwasseranteil hoch ist.

Für eine Priorisierung der Kläranlagen wurde daher neben der reinen Frachtemission (am Beispiel von Diclofenac) auch die insgesamt von einer Kläranlage beeinflusste Fließstrecke ermittelt und eine streckengewichtete Emission berechnet:

Streckengewichtete Emission der Kläranlage = Emissionsfracht der Kläranlage [kg/a]
 * von der Kläranlage insgesamt beeinflussten Fließkilometer bis zur Mündung der Lippe in den Rhein [km]

In Abbildung 5.4 ist beispielhaft ein Vergleich für zwei ausgewählte Kläranlagen dargestellt. Dieses Beispiel zeigt, dass die Kläranlage Hamm-Mattenbecke mit 40.444 angeschlossenen Einwohnern zwar kleiner als die Kläranlage Dorsten mit 57.096 angeschlossenen Einwohnern ist. Da jedoch die Einleitstelle der Kläranlage Hamm-Mattenbecke in einer Entfernung von 126 km von der Mündung der Lippe entfernt ist, statt 32 km für die Kläranlage Dorsten, ist die streckengewichtete Fracht der Kläranlage Hamm-Mattenbecke mit 1.043 kg*km/a höher als die der Kläranlage Dorsten i.H.v. 369 kg*km/a.

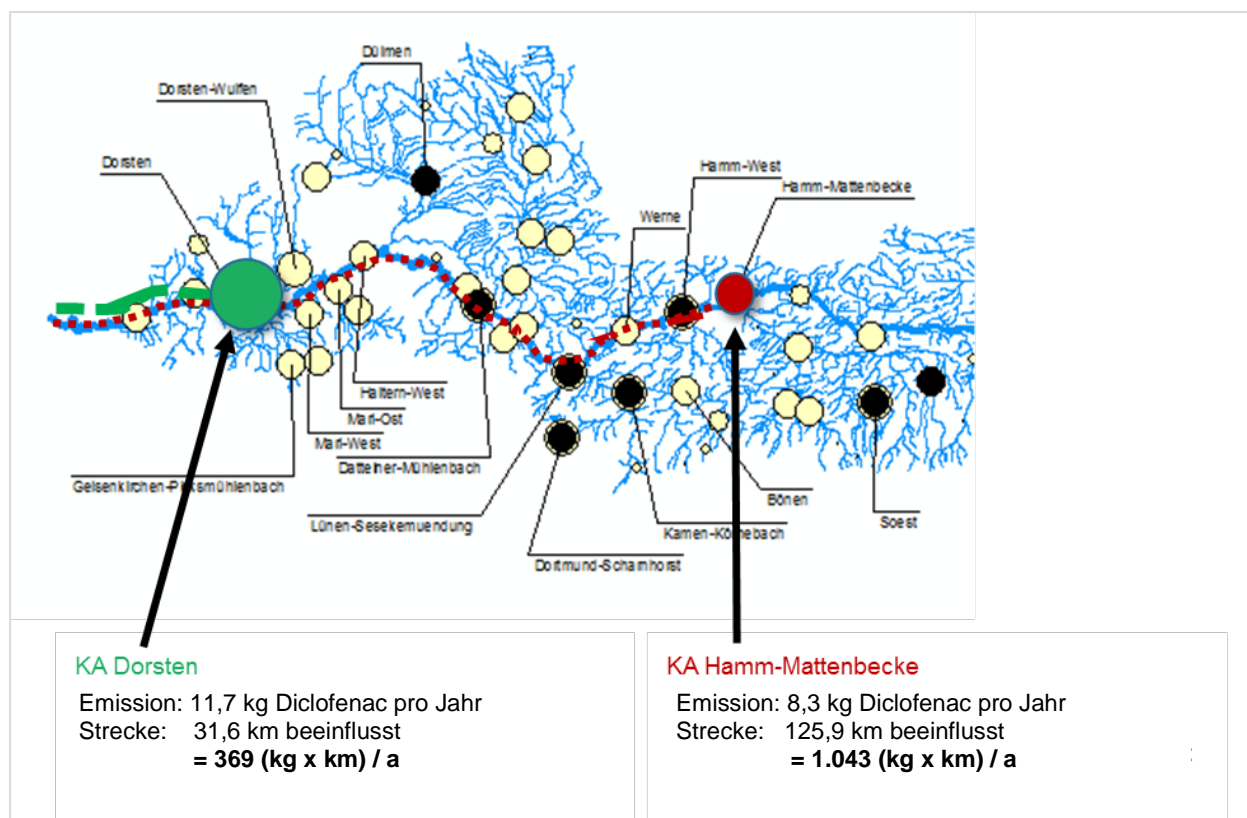


Abbildung 5.4: Beispielhafter Vergleich der streckengewichteten Emission von zwei Kläranlagen

Anhand der streckengewichteten Emission wurde eine Priorisierungs-Rangfolge ermittelt (Abbildung 5.5), die das Ziel hat, möglichst hohe Frachten über möglichst viele Fließkilometer zu reduzieren. Die zehn Kläranlagen mit den höchsten streckengewichteten Frachten haben alle bis auf die KA Werl (36.000 EW), Ausbaugrößen über 50.000 EW. Sechs dieser zehn Kläranlagen mit den höchsten streckengewichteten Frachten sind in der GK5. Über das Kriterium

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

können sowohl mittelgroße Kläranlagen mit viel beeinflussten Fließkilometern (Hamm-Mattenbecke, Bönen, Werne, Werl) als auch große Anlagen mit wenig beeinflussten Fließkilometern (bspw. Hamm-West, Lünen, Soest) erfasst werden.

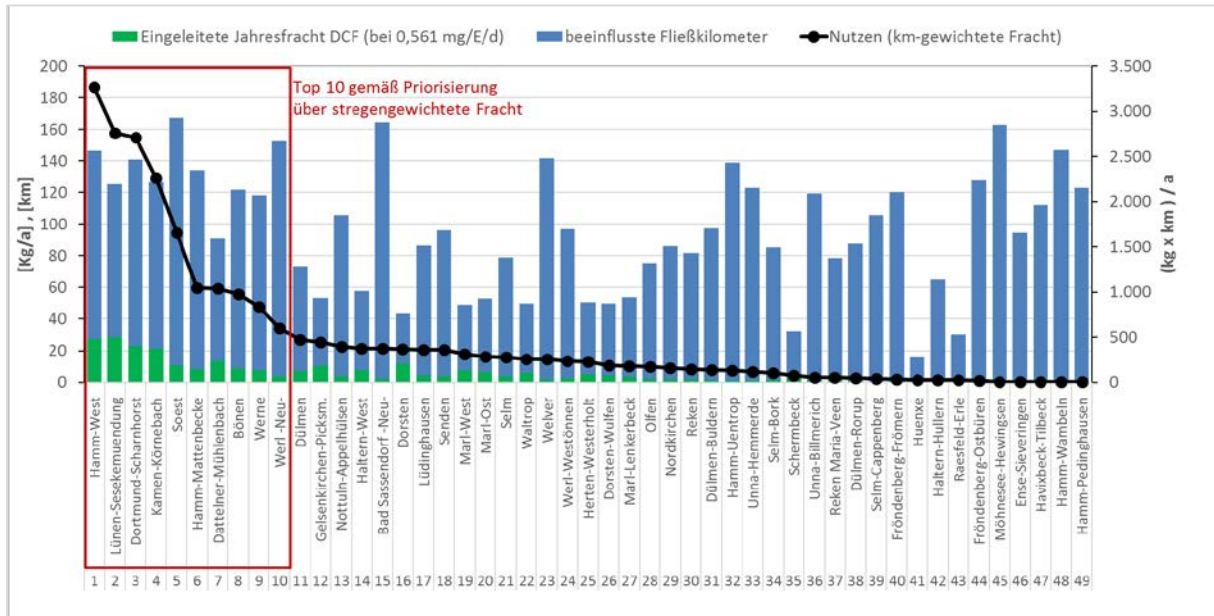


Abbildung 5.5: Diclofenac-Jahresfracht, beeinflusste Fließkilometer und streckengewichtete Emission der Kläranlagen

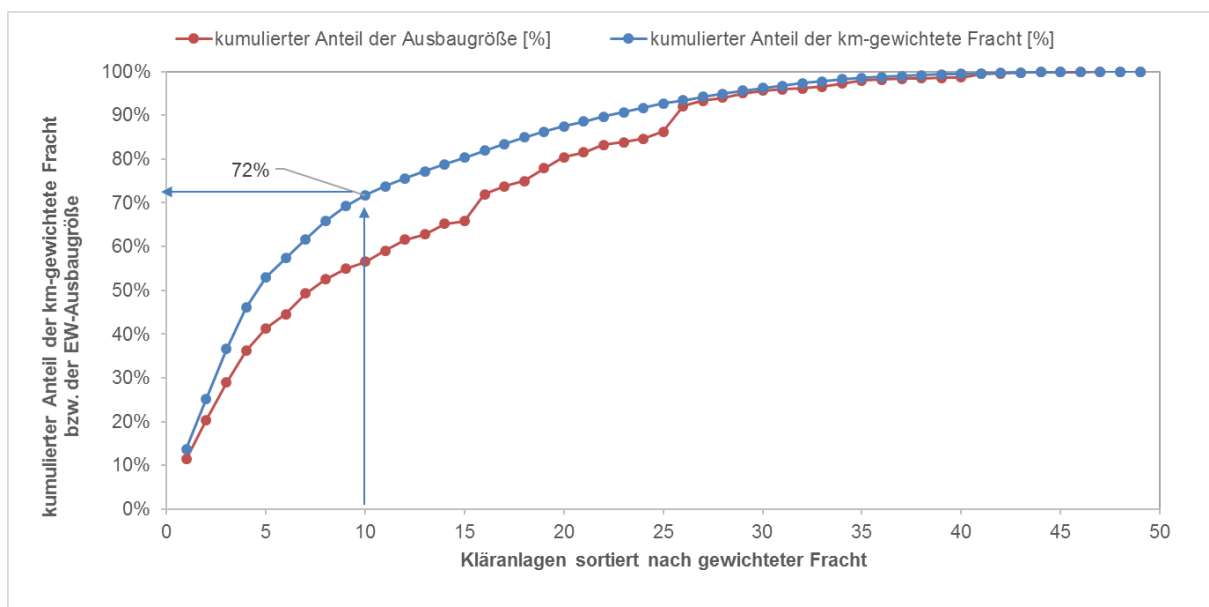


Abbildung 5.6: Kumulierter Anteil der streckengewichteten Fracht und der kumulierten EW-Ausbaugröße in Abhängigkeit der priorisierten Kläranlagen

Insgesamt können mit den Top 10 (der über die streckengewichtete Fracht priorisierten Kläranlagen) 57% der Ausbaugröße bezüglich der Einwohnerwerte bzw. 72% der kumulierten streckengewichteten Fracht im betrachteten Flussgebiet erfasst werden (Abbildung 5.6).

5.1.5 Szenario 5 – Auswahl über Abwasseranteil und weitere Kriterien

Zusätzlich zu den Priorisierungskriterien anhand der streckengewichteten Emissionen werden in Szenario 5 weitere individuelle Kriterien für die Auswahl der Kläranlagen berücksichtigt. Insbesondere wird dazu der Abwasseranteil in den Fließgewässern betrachtet. Weitere Kriterien wurden hier ebenfalls berücksichtigt, wie die vorhandene Gewässernutzung zur Trinkwassergewinnung, der defizitäre ökologische Gewässerzustand oder die Synergie mit Anforderungen zur Phosphorelimination.

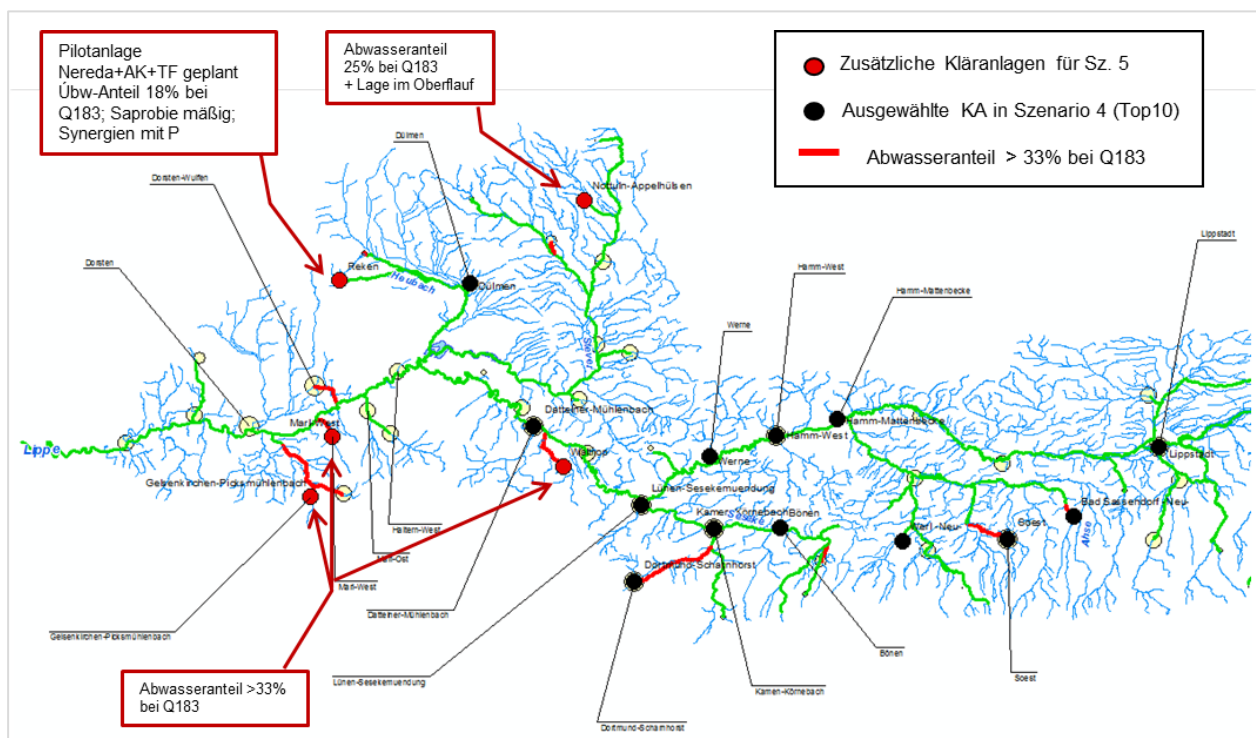


Abbildung 5.7: Nach weiteren Kriterien ausgewählte Kläranlagen in Szenario 5

In Abbildung 5.7 sind Gewässerabschnitte rot markiert, die gemäß der verwendeten Modellierung einen Abwasseranteil von über 33 % beim Median-Abfluss (Q183) aufweisen. Einige dieser Schwerpunkte sind bereits in Szenario 4 erfasst (schwarze Punkte).

Drei weitere Kläranlagen werden zusätzlich in Szenario 5 aufgrund des Abwasseranteils ausgewählt (KA Gelsenkirchen-Picksmühlenbach, KA Marl-West, KA Waltrop). Hinzu kommt die Kläranlage Nottuln-Appelhülsen, die einen Abwasseranteil von über 25 % bei Q183 aufweist, aber aufgrund ihrer Lage und Größe im Oberlauf die Stever auf einer größeren Fließlänge beeinflusst. Bezüglich der streckengewichteten Emission steht Nottuln-Appelhülsen auf Rang 13 von 49 betrachteten Kläranlagen. Zusätzlich wird auch die Kläranlage Reken für Szenario 5 ausgewählt. Sowohl aufgrund ihrer Lage im Oberlauf des Heubachs als auch wegen einer geplanten verfahrenstechnischen Umrüstung ist auf dieser Kläranlage eine Integration einer Spurenstoff- und Phosphorelimination günstig. Mit 18 % Abwasseranteil an der Einleitstelle in den Boombach liegt die Kläranlage Reken bei der strecken gewichteten Emission auf Platz 30 der 49 Lippeverbandskläranlagen.

5.1.6 Zusammenfassung der betrachteten Szenarien

Die betrachteten Ausbauszenarien gliedern sich zusammengefasst in ein Basisszenario als Vergleichsmaßstab für die Ausbauszenarien, bei dem die Vorbelastung in der Lippe am Eingang in das Lippeverbandsgebiet auf der Höhe des Qualitätsziels für Diclofenac liegt, drei Szenarien mit pauschaler Auswahl nach Anlagengrößen sowie zwei Szenarien mit gezielter Auswahl der Kläranlagen (hier Priorisierungsszenarien genannt). Anzahl und Lage der ausgebauten Kläranlagen sind für alle Szenarien in Abbildung 5.8 zusammengefasst.

In den Szenarien beträgt der Anteil der um eine Stufe zur Spurenstoffelimination erweiterten Kläranlagen an der Gesamt-Ausbaukapazität bezogen auf das Lippeverbandsgebiet 3 % im Ist-Zustand sowie 60,8 % bzw. 80,3 % für die Szenarien 1 und 2 (Tabelle 5.1; Abbildung 5.9). Szenario 3 gilt mit den 33 betrachteten Kläranlagen und einem Anteil von 97,8 % der Ausbaukapazität im Lippeverbandsgebiet als das „Maximalszenario“. In den Priorisierungsszenarien Sz 4 und Sz 5 beträgt der entsprechende Anteil an der Ausbaukapazität der Kläranlagen des Lippeverbands 59,2 % bzw. 68,1 %. Eine namentliche Auflistung der ausgewählten Kläranlagen in den Szenarien geht aus Tabelle 5.2 hervor.

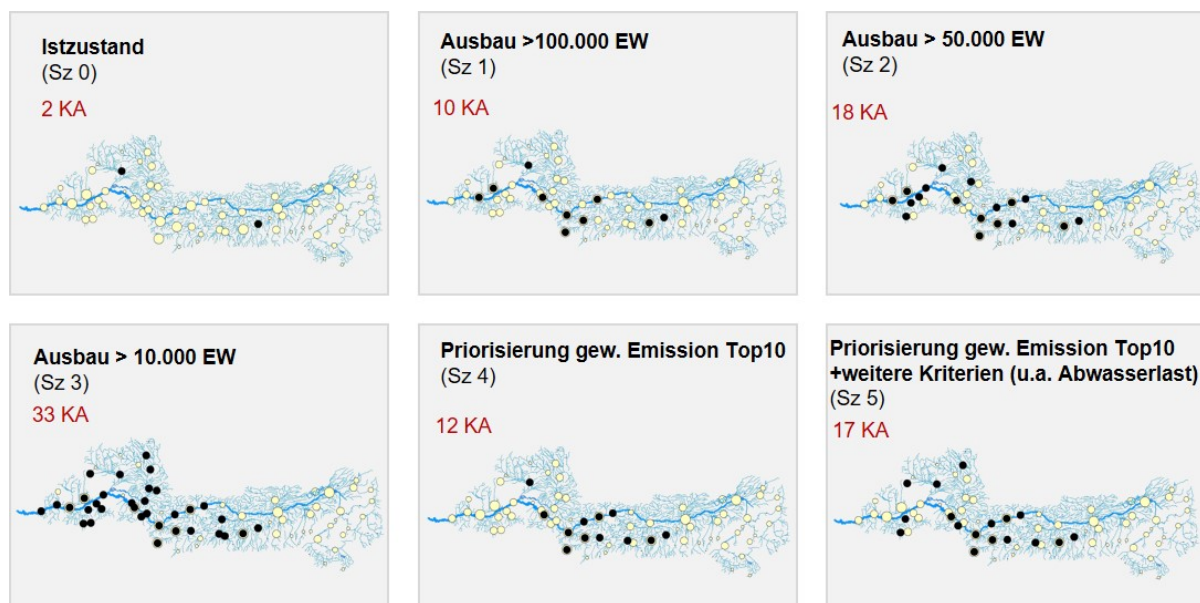


Abbildung 5.8: Betrachtete Ausbauszenarien mit Lage der ausgewählten Kläranlagen

Tabelle 5.1: Kenndaten der betrachteten Ausbauszenarien

Szenario	Ausbaukriterium	Anzahl KA ausgebaut		Summe EW ausgebaut		Anteil ausgebaut	
		EZG Lippe	Lippeverband	EZG Lippe	Lippeverband	EZG Lippe	Lippeverband
SZ 0	Ist-Zustand (inkl. Dülmen und Bad Sassendorf)	n=2	n=2	68.000	68.000	2,1%	3,0%
SZ 0b	Basiszenario (inkl. 2 ext. Kläranlagen ¹)	n=4 ¹	n=2 ²	734.000	68.000	22,5%	3,0%
SZ 1	KA > 100.000 EW (für Verbandsgebiet)	n=12 ¹	n=10 ²	2.023.800	1.357.800	62,0%	60,8%
SZ 2	KA > 50.000 EW (für Verbandsgebiet)	n=20 ¹	n=18 ²	2.503.300	1.837.300	76,7%	82,3%
SZ 3	KA > 10.000 EW (für Verbandsgebiet)	n=35 ¹	n=33 ²	2.848.600	2.182.600	87,3%	97,8%
SZ 4	Priorisierung TOP10 streckengew. Emission	n=14 ¹	n=12 ²	1.987.800	1.321.800	60,9%	59,2%
SZ 5	Zusätzliche Priorisierung über Abwasseranteil	n=19 ¹	n=17 ²	2.186.300	1.520.300	67,0%	68,1%

¹ inkl. modelltechnische Betrachtung von 2 Kläranlagen im Lippeoberlauf zur Einstellung der Vorbelastung auf Höhe des Qualitätsziels für Diclofenac am Eingang des Lippeverbandsgebietes
² jeweils inkl. Kläranlagen Dülmen und Bad Sassendorf mit bereits implementierter Spurenstoffeliminationsstufe

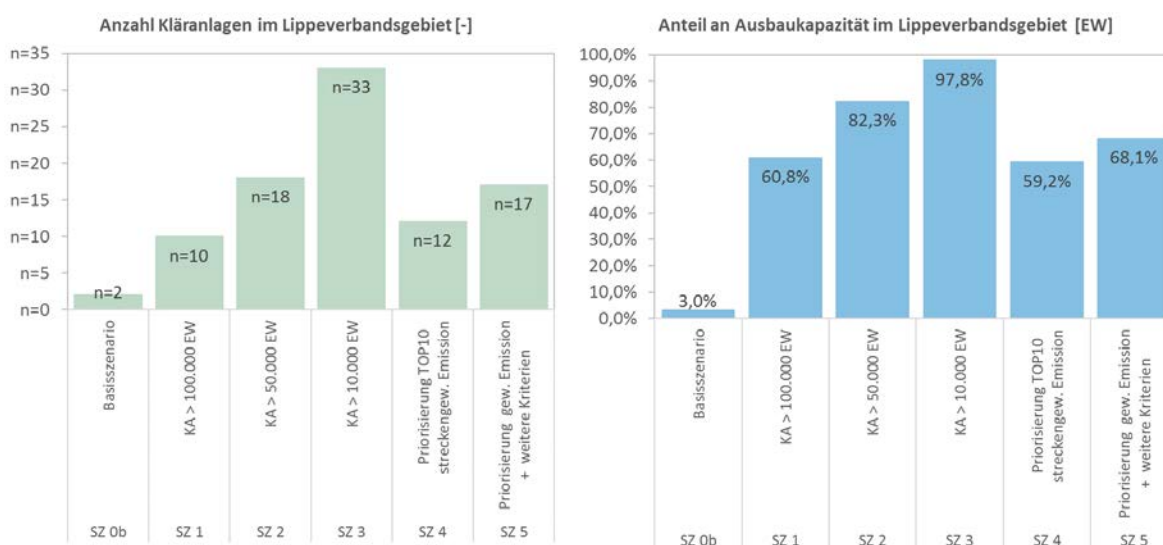


Abbildung 5.9: Anzahl der Kläranlagen und Anteil an der Gesamtausbaukapazität der betrachteten Ausbauszenarien

Tabelle 5.2: Auflistung der in den Ausbauszenarien enthaltenen Kläranlagen

Kläranlagen			Ausbauszenarien					
			Basis	Auswahl nach Größe			Priorisierung	
			Sz0b	Sz1	Sz2	Sz3	Sz4	Sz5
			2 KA	10 KA	18 KA	33 KA	12 KA	17 KA
Name	angeschl. Einwohner [-]	Ausbaugröße [EW]	Basisszenario	Ausbau > 100.000 EW	Ausbau > 50.000 EW	Ausbau > 10.000 EW	Ausbau Top 10 gew. Emission	Ausbau Top 10 gew. Emission + 5 ausgewählt
Hamm-West	134.081	252.000		x	x	x	x	x
Lünen-Sesekemündung	139.415	200.000		x	x	x	x	x
Dortmund-Scharnhorst	112.223	190.000		x	x	x	x	x
Kamen-Kömebach	104.925	160.000		x	x	x	x	x
Dorsten	57.096	137.000		x	x	x		
Dorsten-Wulfen	19.764	130.000		x	x	x		
Soest	51.545	115.000		x	x	x	x	x
Dattener-Mühlenbach	65.606	105.800		x	x	x	x	x
Bönen	42.191	71.000			x	x	x	x
Hamm-Mattenbecke	40.444	70.000			x	x	x	x
Marl-West	36.970	64.000			x	x		x
Gelsenkirchen-Picksmühlenbach	49.872	57.000			x	x		x
Marl-Ost	29.982	55.000			x	x		
Dülmen	34.690	55.000	x	x	x	x	x	x
Lüdinghausen	21.485	55.000			x	x		
Werne	36.901	54.000			x	x	x	x
Haltem-West	36.271	53.500			x	x		
Waltrup	28.511	38.000				x		x
Herfen-Westerholt	24.755	36.000				x		
Werl-Neu-	19.575	36.000				x	x	x
Nottuln-Appelhülsen	18.888	27.000				x		x
Senden	18.922	27.000				x		
Marl-Lenkerbeck	17.103	26.000				x		
Selm	18.038	25.500				x		
Nordkirchen	9.303	23.000				x		
Werl-Westönnen	11.992	18.800				x		
Huenxe	9.257	17.000				x		
Schembeck	12.788	16.000				x		
Olfen	11.695	15.500				x		
Selm-Bork	6.125	15.000				x		
Bad Sassendorf-Neu-	11.216	13.000	x	x	x	x	x	x
Reken	8.750	12.500				x		x
Welver	8.881	12.000				x		
Unna-Hemmerde	4.659	8.000						
Dülmen-Buldem	6.938	6.500						
Hamm-Uentrop	4.570	6.200						
Raesfeld-Erie	3.667	5.300						
Reken Maria-Veen	3.124	5.000						
Unna-Bilmerich	2.311	3.750						
Dülmen-Ronup	2.477	3.000						
Haltem-Hullem	1.992	2.500						
Fröndenberg-Ostbüren	780	2.222						
Selm-Cappenberg	1.734	2.150						
Fröndenberg-Frömem	1.404	2.000						
Havixbeck-Tilbeck	257	1.500						
Ense-Sieveringen	330	500						
Hamm-Wambeln	150	300						
Möhnesee-Hewingsen	216	230						
Hamm-Pedinghausen	58	70						

x = im Szenario ausgewählt

5.2 Wirkung der Ausbauszenarien

Da die Simulation ergeben hat, dass für die anderen betrachteten Substanzen die jeweiligen Qualitätsziele bereits im Ist-Zustand eingehalten werden (Kapitel 4.2.2), werden die Wirkungen der Ausbauszenarien lediglich für Diclofenac, Ibuprofen, Amidotrizoesäure und Clarithromycin in den Ausbauszenarien modelliert.

5.2.1 Auswahl von Gewässermessstellen für die Bewertung

Die Bewertung der Ausbauszenarien erfolgt an ausgewählten Gewässergütemessstellen (GÜS) im Einzugsgebiet der Lippe. In Summe existieren 482 GÜS-Messstellen, von denen in einem ersten Schritt Messstellen mit aktueller Probenahme (nach der Häufigkeit der Sauerstoffmessungen) gefiltert wurden. Es verbleiben 225 Messstellen, von denen 50 im Einzugsgebiet des Lippeverbands liegen (Abbildung 5.10). In einem nächsten Schritt wurden von diesen 50 Messstellen nur solche ausgewählt, die einem Kläranlageneinfluss unterliegen. Es verbleiben somit 21 repräsentative Messstellen zur Bewertung der Maßnahmenwirkungen in den Ausbauszenarien (Abbildung 5.11).

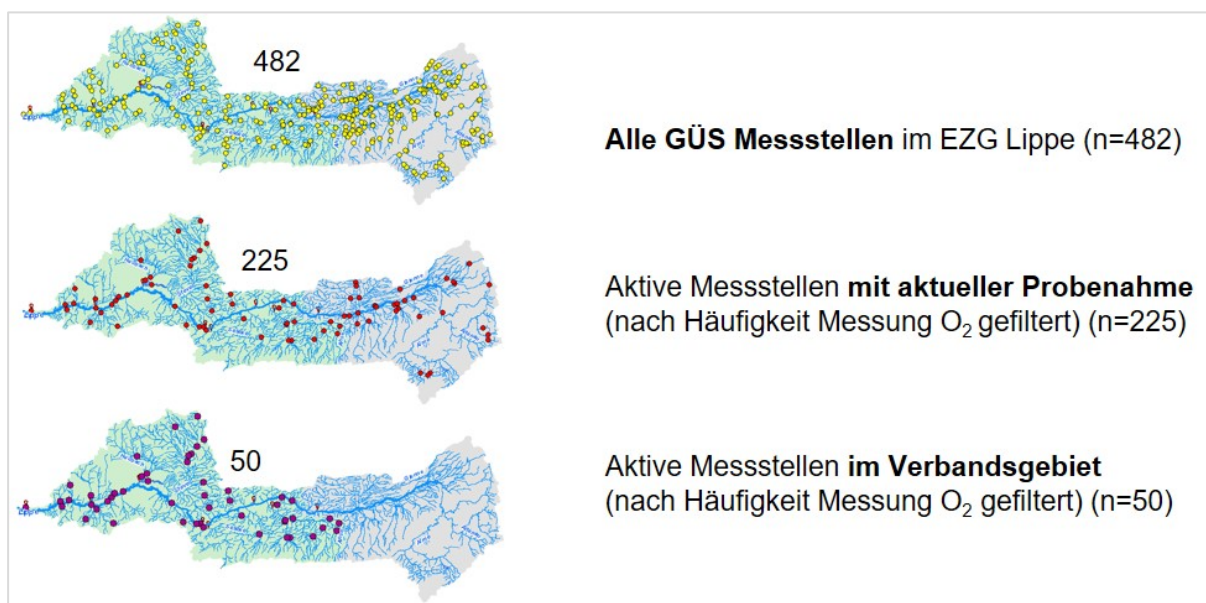


Abbildung 5.10: Eingrenzung der GÜS Messstellen zur Bewertung der Maßnahmenwirkung

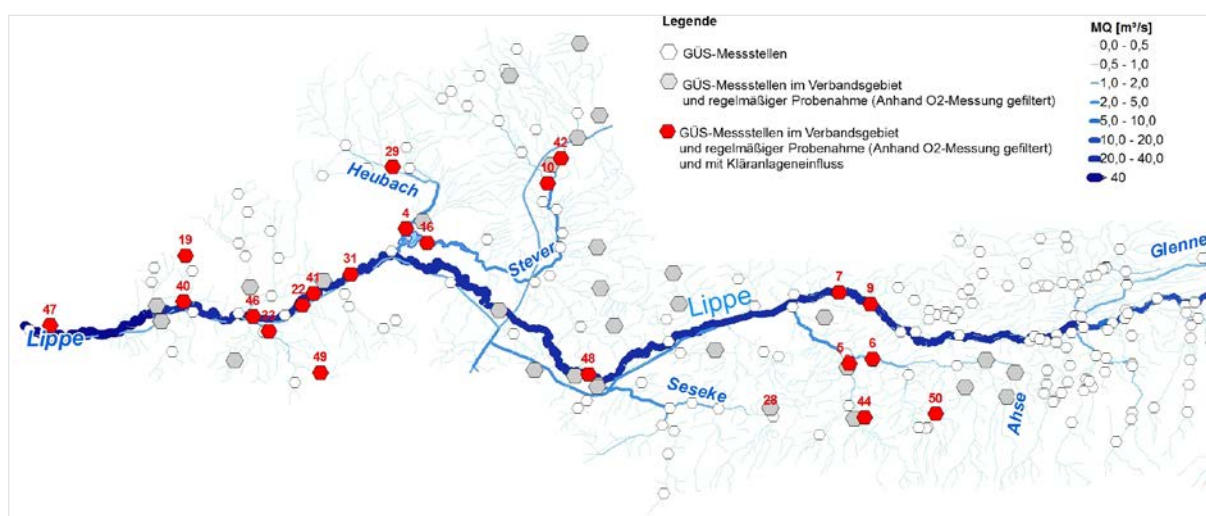


Abbildung 5.11: Ausgewählte Gewässermessstellen zur Bewertung der Maßnahmenwirkung

5.2.2 Szenarienergebnisse Diclofenac

Bei Diclofenac (DCF) handelt es sich um einen Arzneiwirkstoff aus der Wirkstoffgruppe der nicht-steroidalen Antirheumatika zur Behandlung von Schmerzen und Entzündungen. Die Verkaufsmengen des Wirkstoffs liegen in Deutschland bei 83 t/a bzw. umgerechnet 3,10 mg/E/d (UBA, 2014).

Die Messungen an den Zuläufen der beprobten Kläranlagen des Lippeverbands haben im Mittel eine spezifische Fracht in Höhe von 0,79 mg/E/d ergeben (vgl. Kapitel 4.1.5). Das entspricht ca. 25 % der Verkaufsmengen. Ausgehend von einer Mischwasserentlastung des Schmutzwasseranteils im Kanalnetz von 4,3 % sowie einer Ausscheidungsrate (Summe Urin, Fäzes, Abspülung) von 27 %, ergibt sich ein rückgerechneter Pro-Kopf-Verbrauch in Höhe von 3,04 mg/E/d. Wird ein Compliance-Faktor der tatsächlichen Anwendung von 0,9 angesetzt, liegt die aus den Messungen rückgerechnete Verkaufsmenge bei etwa 3,38 mg/E/d (vgl. Kapitel 4.1.5). Im Vergleich zu den Verkaufszahlen ist der Wert daher plausibel und wird für die Stoffflussbilanzierung für alle Kläranlagen verwendet.

Diclofenac wurde in die erste Beobachtungsliste (EU COM 2015/495) aufgenommen. Nachdem die Auswertung der Daten zur ersten Beobachtungsliste gezeigt hat, dass ausreichende Überwachungsdaten für das Priorisierungsverfahren der WRRL vorliegen, wird Diclofenac in der 2018 aktualisierten Beobachtungsliste (EU COM 2018/840) nicht mehr weiter geführt. Gemäß Entwurf eines Dossiers des *Sub-Group on Review of Priority Substances* (EU, 2017) liegt der Median der DCF-Konzentration in europäischen Oberflächengewässern bei 0,040 µg/l (alle Proben) bzw. bei 0,069 µg/l (nur qualifizierte Proben). Die aus ökotoxikologischen Studien abgeleitete PNEC (predicted no effect concentration) von Diclofenac liegt bei 0,05 µg/l. Dieser Wert wurde vom UBA (2017) als mögliche Umweltqualitätsnorm vorgeschlagen, die im Jahresdurchschnitt in Oberflächengewässer eingehalten werden sollte (JD-UQN).

Die im Rahmen dieses Projektes gemessenen mittleren Diclofenac-Konzentrationen lagen an 15 von 19 Gewässermessstellen über der PNEC vom 0,05 µg/l, die als Qualitätsziel berücksichtigt wurde. Dabei wurden mittlere Gewässerkonzentrationen von bis zu 2,6 µg/l unterhalb von Kläranlageneinleitungen gemessen (vgl. Kapitel 2.3.1.2).

5.2.2.1 Ist-Zustand und Basisszenario Diclofenac

Die als Jahresdurchschnitt bezogen auf MQ mit dem Spurenstoffmodell berechnete Konzentration von Diclofenac in der Lippe steigt im Ist-Zustand (Sz 0) bereits nach der ersten Kläranlageneinleitung (km 10) auf etwa 70 ng/l (Abbildung 5.12). Im weiteren Flussverlauf sinken die Konzentrationen infolge der Verdünnung durch die Alme für einen kurzen Fließabschnitt auf unter 50 ng/l. Nach einer Kläranlageneinleitung bei km 20 verbleiben die Konzentrationen allerdings kontinuierlich für die gesamte Fließstrecke der Lippe über dem Qualitätsziel. An der Grenze zum Lippeverbandsgebiet liegt die DCF-Konzentration bei etwa 100 ng/l. Im Flussverlauf des Verbandsgebietes steigt die Konzentration in der Lippe auf bis zu 200 ng/l kurz nach Einleitung der KA Dattelner-Mühlenbach (km 142). Insbesondere die Seseke (km 122) führt aufgrund der mitgeführten Diclofenac-Fracht zu einem großen Konzentrationssprung in der Lippe im Lippeverbandsgebiet. Bei der Mündung in den Rhein liegt die für MQ berechnete Konzentration schließlich bei ca. 160 ng/l.

In dem Basisszenario (Sz 0b) wurde das Modell mit Maßnahmen außerhalb des Lippeverbandsgebiets so eingestellt, dass an der Verbandsgrenze die DCF-Vorbelastung mit ca. 50 ng/l etwa dem Qualitätskriterium entspricht. Im Flussverlauf innerhalb des Verbandsgebiets steigt die Konzentration in diesem Szenario auf bis zu 170 ng/l und die Lippe mündet schließlich mit ca. 150 ng/l in den Rhein.

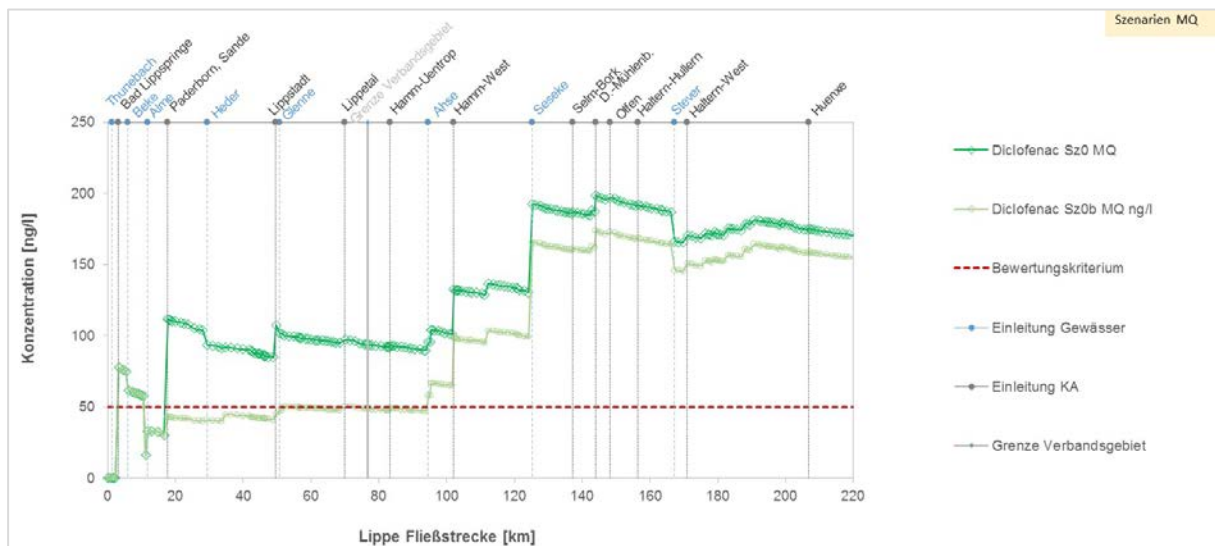


Abbildung 5.12: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ im Ist-Zustand (Sz 0) und Basisszenario (Sz 0b)

Die grafische Darstellung der modellierten Belastungen (BF als Quotient PEC/QK) in Abbildung 5.13 zeigt, dass nicht nur die Lippe, sondern auch die Nebengewässer Stever, Seseke und Ahse im Basisszenario tlw. Konzentrationen mit mehr als dem Faktor 2 über dem Qualitätsziel aufweisen. Gewässerabschnitte mit einem geringen Belastungsfaktor liegen insbesondere im Oberlauf von Nebengewässern ohne Kläranlageneinfluss bzw. am Oberlauf der Ahse und im Heubach, an denen die Kläranlagen schon mit einer Spurenstoffeliminationsstufe betrieben werden (Kläranlagen Dülmen und Bad-Sassendorf).

5.2.2.2 Szenarien 1-3 Diclofenac

In einem nächsten Schritt werden die drei Ausbauszenarien nach Kläranlagengrößen betrachtet, d.h. mit Ausbau von 10, 18 oder 33 Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet (jeweils inkl. der Kläranlagen Dülmen und Bad Sassendorf mit bereits implementierten Stufen zur Spurenstoffelimination). Die Diclofenac-Konzentration in der Lippe sinkt in allen drei Szenarien deutlich, kann jedoch nur in dem „Maximalszenario“ mit Maßnahmen an allen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW bei MQ über beinahe die gesamte Fließstrecke das Qualitätsziel von 50 ng/l einhalten (Abbildung 5.14). Dies verdeutlicht, dass selbst mit einer flächendeckenden Ausstattung der Kläranlagen mit einer Spurenstoffelimination und einer angesetzten mittleren Eliminationsrate von jeweils 83 % das Diclofenac-Qualitätsziel nicht überall erreicht wird.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

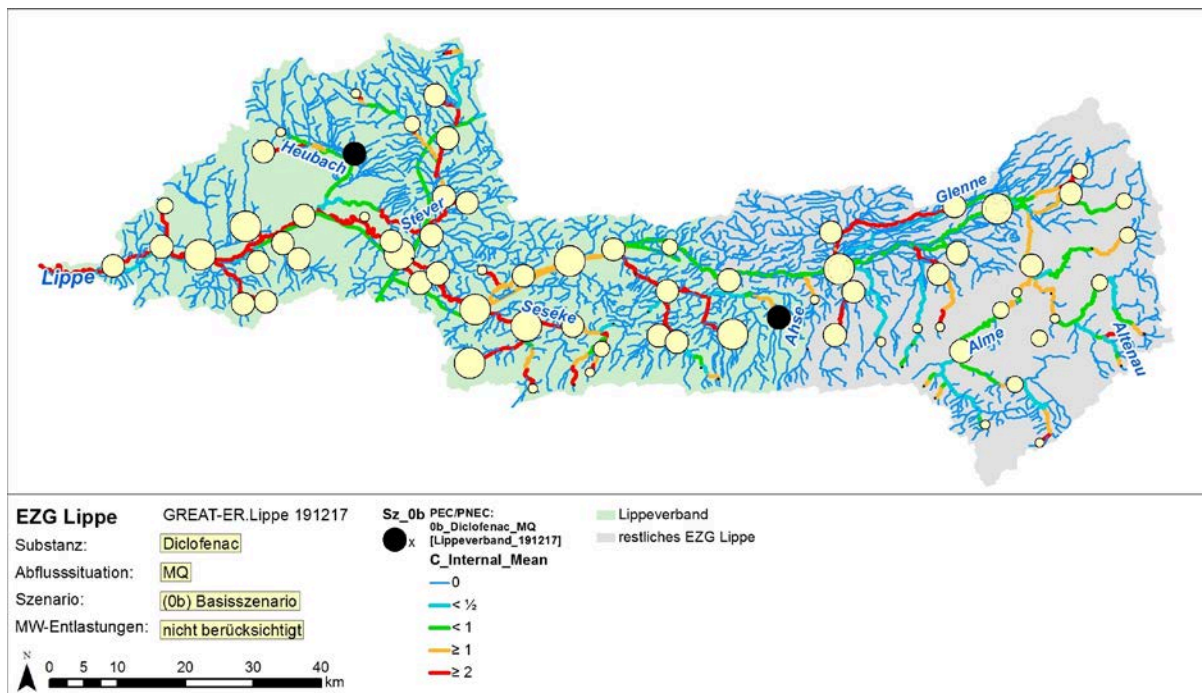


Abbildung 5.13: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ im Basisszenario (Sz 0b)

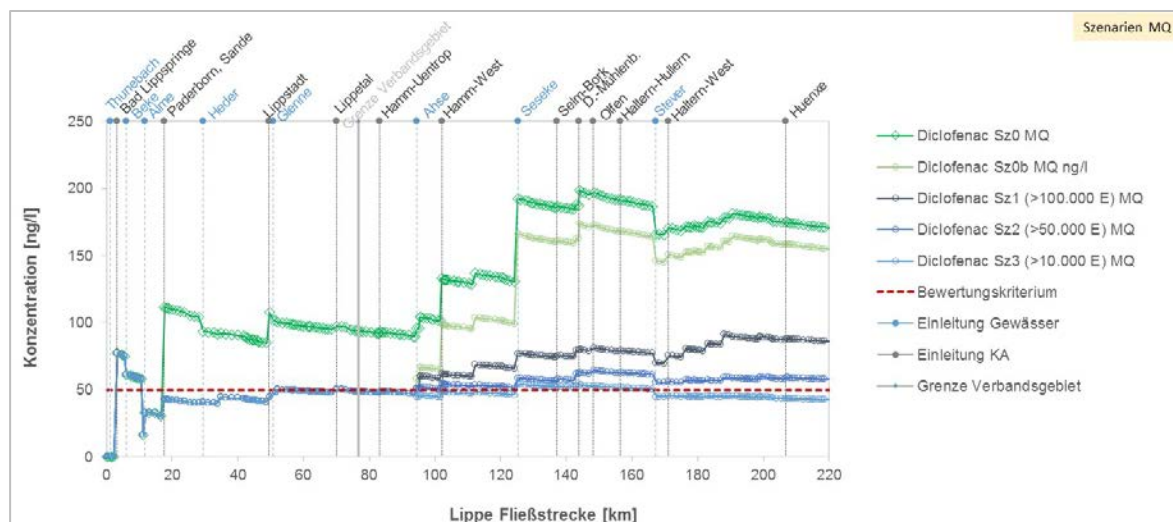


Abbildung 5.14: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ für die Szenarien 1-3 im Vergleich zum Ist-Zustand und Basisszenario

In Abbildung 5.15, Abbildung 5.16 und Abbildung 5.17 sind die DCF-Belastungskarten als Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätsziel von 50 ng/l (QK) bei MQ für die Szenarien 1, 2 und 3 dargestellt. Während in Szenario 1 mit Ausbau von acht Kläranlagen der GK 5 zusätzlich zu den Kläranlagen Dülmen und Bad Sassendorf mit bestehenden Spurenstoffeliminationsstufen noch viele Gewässerabschnitte einen hohen Belastungsfaktor aufweisen (Abbildung 5.15), zeigt der flächendeckende Ausbau von 33 Kläranlagen eine deutliche Verbesserung. Trotzdem sind auch in diesem Szenario insbesondere in den Nebengewässern

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

der Lippe noch einzelne Abschnitte über dem Qualitätsziel, teilweise trotz Ausbau fast aller einleitenden Kläranlagen (Abbildung 5.17).

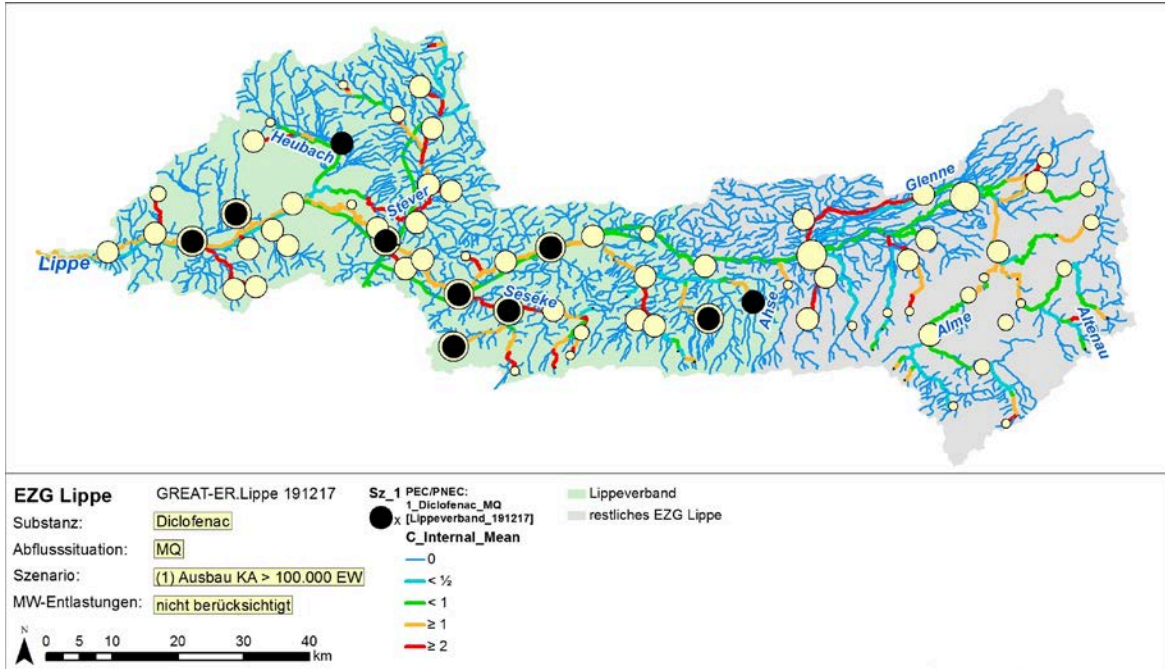


Abbildung 5.15: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 1

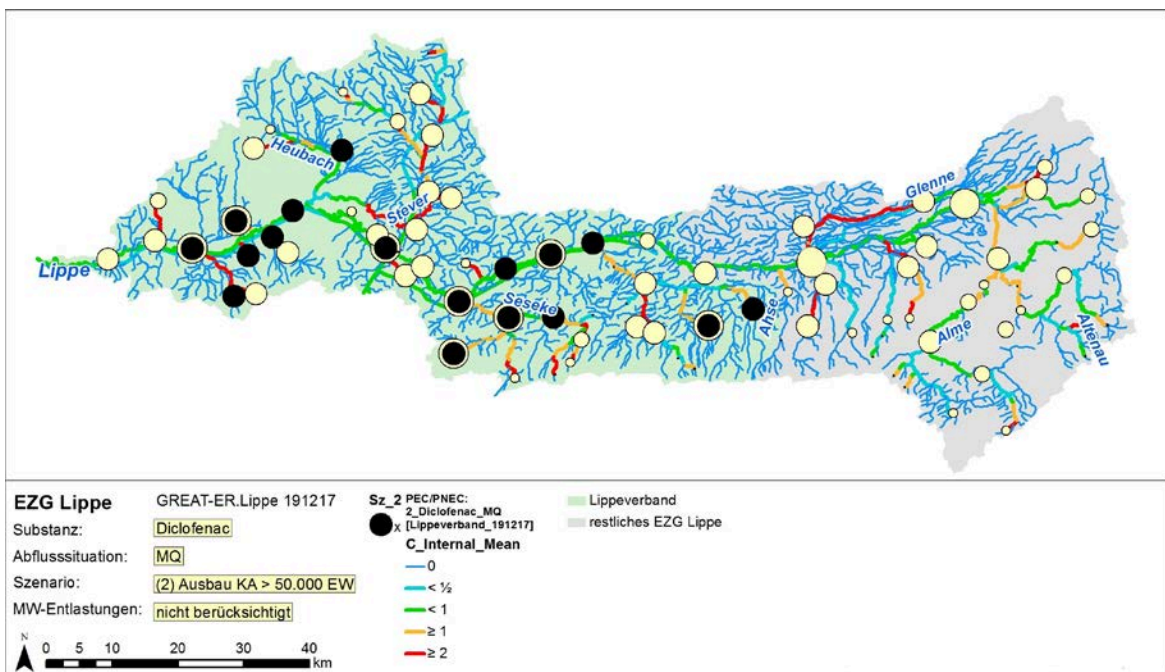


Abbildung 5.16: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 2

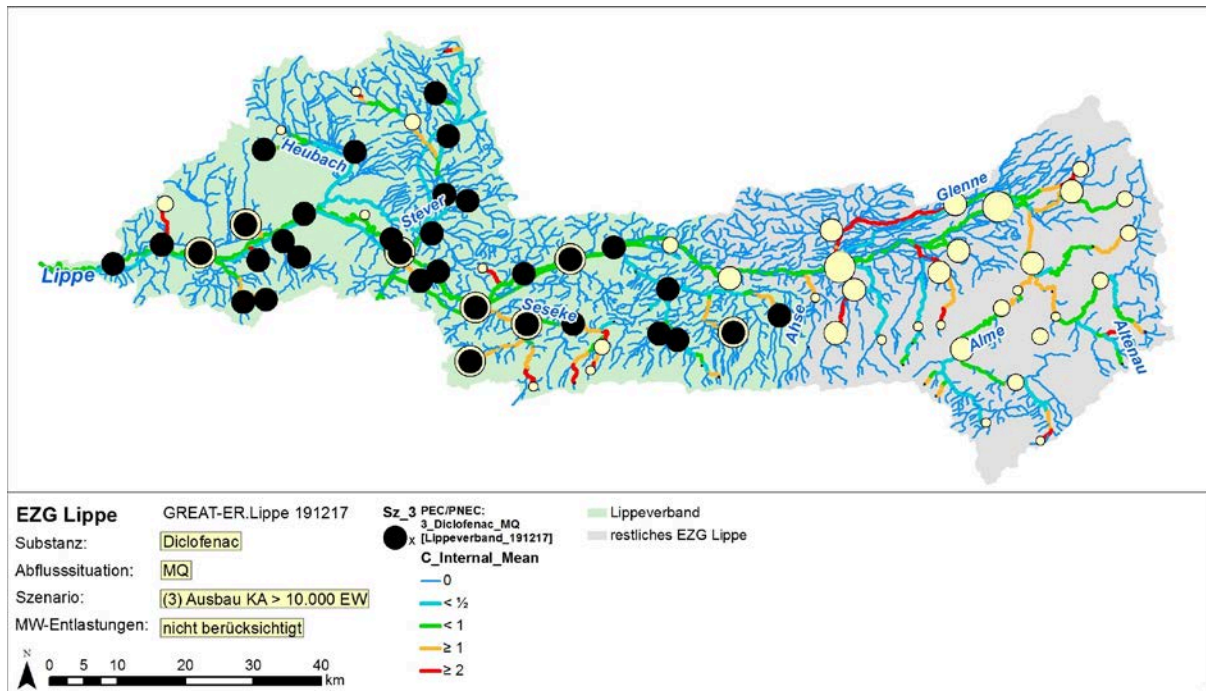


Abbildung 5.17: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 3

5.2.2.3 Szenarien 4 und 5 Diclofenac

In den beiden Priorisierungsszenarien Sz 4 und Sz 5 erfolgte die Auswahl der Kläranlagen über die streckengewichtete Fracht ($n=10$ Kläranlagen, siehe Kapitel 5.1.4) sowie über die Abwasserlast und weitere spezifische Auswahlfaktoren ($n=15$ Kläranlagen, siehe Kapitel 5.1.5).

In diesen beiden Szenarien Sz4 und Sz5 ist die resultierende Wirkung der Ausbaumaßnahmen auf die Diclofenac-Konzentration in der Lippe und den Nebengewässern geringer als in dem „Maximalszenario“ mit Ausbau von 33 Kläranlagen. Jedoch ist die Abminderung der DCF-Gewässerkonzentration in der Lippe zum Teil höher als durch den pauschalen Ausbau von 18 Kläranlagen > 50.000 EW in Szenario 2 (Abbildung 5.18). Auch wird in diesen beiden Szenarien auf weiten Fließstrecken der Lippe das DCF-Qualitätsziel eingehalten, jedoch nicht im Unterlauf ab ca. der Stevermündung bis zum Rhein (vgl. ebenfalls Abbildung 5.19 und Abbildung 5.20).

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

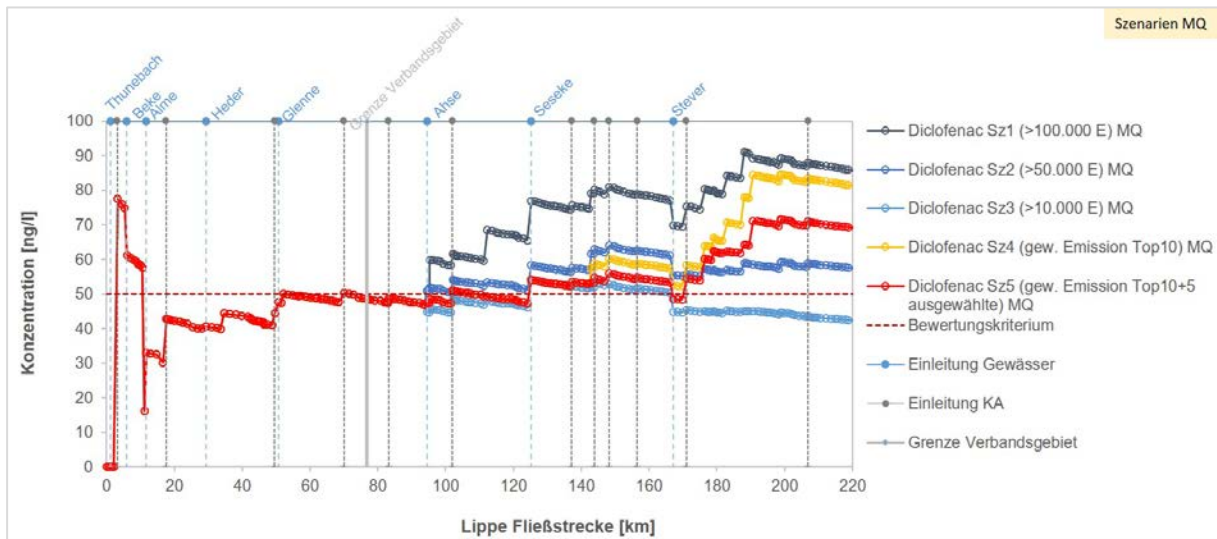


Abbildung 5.18: Berechnete Diclofenac-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ für die Szenarien 4 und 5 im Vergleich zu den Szenarien 1-3

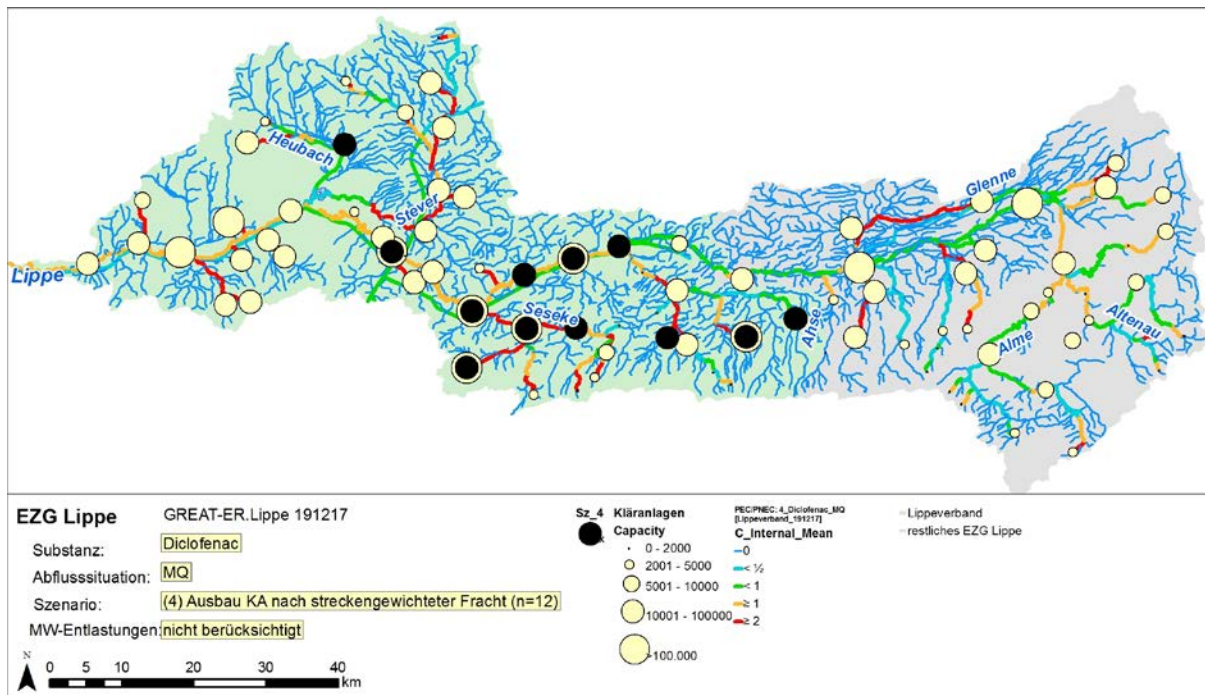


Abbildung 5.19: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 4

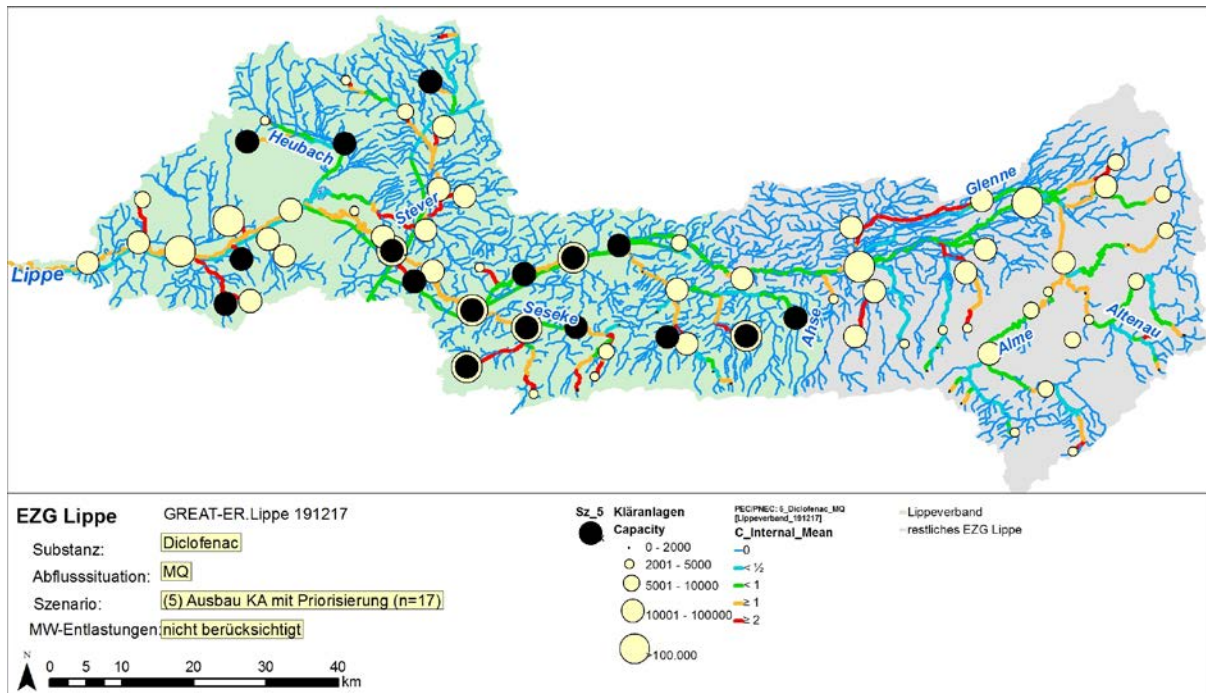


Abbildung 5.20: Verhältnis der modellierten Konzentration (PEC) zum Qualitätskriterium (QK) für Diclofenac bei MQ für das Ausbauszenario Sz 5






5.2.2.4 Wirkung der Szenarien Diclofenac an den repräsentativen GÜS Messstellen

Der Vergleich der Maßnahmenzenarien erfolgt für die 21 ausgewählten repräsentativen Messstellen (vgl. Kapitel 5.2.1). Die mittleren berechneten Diclofenac-Konzentrationen (PEC) bei MQ sind in Tabelle 5.3 für jedes Szenario aufgelistet und werden farblich entsprechend dem Verhältnis zu dem Qualitätskriterium (QK) von 50 ng/l hervorgehoben.

Im Ist-Zustand (Sz 0) liegt die berechnete Konzentration nur an 2 der 21 Messstellen unter dem Qualitätskriterium. Im Basisszenario 0b als Vergleichsmaßstab für die Maßnahmenzenarien liegen 4 der 21 Messstellen unter dem QK. Die Maßnahmen in den Ausbauszenarien Sz 1 (alle Kläranlagen > 100.000 EW) und Sz 2 (alle Kläranlagen > 50.000 EW) führen zwar stellenweise, insbesondere bei den direkt beanspruchten Gewässern, zu einer deutlichen Reduzierung der DCF-Konzentration (in Tabelle 5.3 gekennzeichnet durch die farblichen Änderungen der Zellen), jedoch ergeben sich hieraus keine weiteren Unterschreitungen des Qualitätsziels im Vergleich zum Basisszenario. Zum Beispiel wird in Sz 1 im Vergleich zu Sz 0b die DCF-Konzentration im Soestbach von 1,15 µg/l auf 0,2 µg/l reduziert und in der Lippe bei Wesel von 0,16 µg/l auf 0,09 µg/l knapp über das Qualitätsziel. Die Ergebnisse der Szenarien 4 und 5 sind ähnlich. Erst im „Maximalszenario“ 3 (alle Kläranlagen > 10.000 EW) sind insgesamt 13 der 21 Messstellen unter dem Qualitätskriterium (also neun mehr als in Sz 0b).

Tabelle 5.3: In den Szenarien resultierende Konzentrationen von Diclofenac an 21 ausgewählten operativen Messstellen im Vergleich zum Qualitätskriterium

Messstellen				Simulierte Konzentration in µg/L						
Object ID GIS	Messstelle Nr.	Gewässer	Bezeichnung	Sz0	Sz0b	Sz1	Sz2	Sz3	Sz4	Sz5
				2 KA	2 KA	10 KA	18 KA	33 KA	12 KA	17 KA
				Ist-Zustand	Basisszenario (Paderborn & Lippstadt)	Ausbau > 100.000 EW	Ausbau > 50.000 EW	Ausbau > 10.000 EW	Priorisierung nach gew. Emission (Top10)	Priorisierung nach gew. Emission (Top10) +5 ausgewählte KA
4	802049	Halterner Mühlenbach	HM2 vor Stausee/TM	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,04	0,02
5	620701	Salzbach	(A 47) vor Mdg. in die Ahse	0,18	0,18	0,18	0,18	0,03	0,07	0,07
6	685630	Lake	(A 30b) oh Borghauser Graben	0,18	0,18	0,18	0,18	0,03	0,07	0,07
7	514408	Lippe	(L 16) bei Hs Haaren	0,09	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
9	686268	Lippe	(L 15a) an der Brücke A 2	0,09	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
10	801707	Kleuterbach	StK5 vor Stever	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
16	501578	Stever	L68, T6, Heimingshof	0,05	0,05	0,05	0,05	0,01	0,05	0,04
19	549502	Schermecker Mühlenbach	L130, uh KA Erle	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35
22	545405	Weierbach	L92, v Mdg i d Lippe	1,55	1,55	1,55	0,26	0,26	1,55	0,26
29	801872	Halterner Mühlenbach	HMHe2 uh Boombach	0,07	0,07	0,07	0,07	0,03	0,07	0,03
31	515802	Lippe	L72, T12, oh Sickingmühlenbach	0,17	0,15	0,07	0,06	0,05	0,06	0,05
33	546203	Rapphofs Mühlenbach	L105, oh Einmdg Schölsbach	0,48	0,48	0,48	0,20	0,08	0,48	0,20
40	549708	Schermecker Mühlenbach	L132, uh KA Schermebeck	0,47	0,47	0,47	0,47	0,15	0,47	0,47
41	516004	Lippe	L88, T13, a d Kusenhorster Br	0,17	0,15	0,08	0,06	0,04	0,07	0,06
42	801446	Stever	St7a uh KA Senden	0,21	0,21	0,21	0,21	0,04	0,21	0,13
44	619905	Mühlenbach	(A 34) an der Eselstraße	0,23	0,23	0,23	0,23	0,05	0,23	0,23
46	516200	Lippe	L112, uh Rapphofs-mühlenbach	0,18	0,16	0,09	0,06	0,05	0,08	0,06
47	006002	Lippe	Wesel	0,17	0,16	0,09	0,06	0,04	0,08	0,07
48	515103	Lippe	(L 25) uh Seseke-Mdg.	0,19	0,17	0,08	0,06	0,05	0,05	0,05
49	545600	Rapphofs Mühlenbach	L95, uh KA Westerholt	1,05	1,05	1,05	1,05	0,18	1,05	1,05
50	619206	Soestbach	(A 21) uh KA Soest	1,15	1,15	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20

Legende Farbkodierung	PEC = 0	PEC: Konzentrationen in µg/L
	PEC < 1/2 QK	QK: Qualitätskriterium (hier 0.05 µg/l für Diclofenac)
	1/2 QK < PEC < 1 x QK	
	1 x QK < PEC < 2 x QK	
	2 x QK < PEC < 4 x QK	
	PEC > 4 x QK	

Die Wirkung der Maßnahmen in den Ausbauszenarien hinsichtlich der prozentualen Reduzierung der Belastungssituation an den Messstellen im Vergleich zu Basisszenario ist in Tabelle 5.4 erkennbar. Diese relativen Vergleiche zeigen den positiven Effekt der Maßnahmenzenarien. In Szenario 1 können an 7 der 21 Messstellen deutliche Verbesserungen in einem Bereich von 39 % bis 83 % im Vergleich zum Basisszenario erreicht werden. In Szenario 2 können weitere zwei Messstellen verbessert werden und schließlich in Szenario 3 fast alle Messstellen bis auf zwei. Mit der priorisierten Auswahl insbesondere in Szenario 5 mit 15 ausgebauten Kläranlagen findet eine vergleichbare Verbesserung als in Szenario 3 statt, allerdings werden hier 2 der 21 Messstellen weniger positiv beeinflusst. In Summe zeigen die Priorisierungsszenarien bei diesem relativen Vergleich einen deutlich positiveren Effekt als die Szenarien 1 und 2 mit pauschaler Auswahl von Kläranlagen für die Spurenstoffelimination.

Tabelle 5.4: Prozentuale Veränderung der Belastung bei MQ mit Diclofenac an 21 ausgewählten Messstellen im Vergleich zu der Ist-Situation

Messstellen								
Object ID GIS	Gewässer	Bezeichnung	Sz0b	Sz1	Sz2	Sz3	Sz4	Sz5
			2 KA	10 KA	18 KA	33 KA	12 KA	17 KA
			Basisszenario (Baderborn & Lippstadt)	Ausbau > 100.000 EW	Ausbau > 50.000 EW	Ausbau > 10.000 EW	Priorisierung nach gew. Emission (Top 10)	Priorisierung nach gew. Emission (Top 10) + 5 ausgewählte KA
4	Halterner Mühlenbach	HM2 vor Stausee/TM	0%	0%	0%	34%	0%	34%
5	Salzbach	(A 47) vor Mdg. in die Ahse	0%	0%	0%	82%	59%	59%
6	Lake	(A 30b) oh Borghauser Graben	0%	0%	0%	82%	59%	59%
7	Lippe	(L 16) bei Hs Haaren	48%	48%	48%	48%	48%	48%
9	Lippe	(L 15a) an der Brücke A 2	48%	48%	48%	48%	48%	48%
10	Kleuterbach	StK5 vor Stever	0%	0%	0%	0%	0%	0%
16	Stever	L68, T6, Heimingshof	0%	0%	0%	76%	0%	13%
19	Scherambecker Mühlenbach	L130, uh KA Erle	0%	0%	0%	0%	0%	0%
22	Weierbach	L92, v Mdg i d Lippe	0%	0%	83%	83%	0%	83%
29	Halterner Mühlenbach	HMHe2 uh Boombach	0%	0%	0%	58%	0%	58%
31	Lippe	L72, T12, oh Sickingmühlenbach	12%	56%	67%	73%	66%	68%
33	Rapphofs Mühlenbach	L105, oh Einmdg Schölsbach	0%	0%	57%	83%	0%	57%
40	Scherambecker Mühlenbach	L132, uh KA Scherbeck	0%	0%	0%	69%	0%	0%
41	Lippe	L88, T13, a d Kusenhorster Br	11%	54%	67%	74%	62%	64%
42	Stever	St7a uh KA Senden	0%	0%	0%	83%	0%	37%
44	Mühlenbach	(A 34) an der Eselstraße	0%	0%	0%	81%	0%	0%
46	Lippe	L112, uh Rapphofsmühlenbach	10%	49%	67%	75%	56%	64%
47	Lippe	Wesel	9%	50%	66%	75%	52%	59%
48	Lippe	(L 25) uh Seseke-Mdg. (rechtes Ufer)	14%	60%	70%	72%	72%	72%
49	Rapphofs Mühlenbach	L95, uh KA Westerholt	0%	0%	0%	83%	0%	0%
50	Soestbach	(A 21) uh KA Soest	0%	83%	83%	83%	83%	83%

Legende Farbkodierung

0%	% Veränderung ggn. Ist-Zustand
>0, <25%	
>25, <50%	
>50, <75%	
>75% <100%	

5.2.2.5 Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen in den Szenarien Diclofenac

Im Stoffflussmodell wird das komplette Fließgewässernetz in 2 km langen Abschnitten simuliert. Daher ist eine Darstellung der Wirkung der Maßnahmenszenarien als Häufigkeitsverteilung der daraus resultierenden Konzentrationen möglich. Der Vergleich der Konzentrationsverteilungen bezogen auf die jeweils simulierte Fließlänge der Lippe im Lippeverbandsgebiet sowie der Nebengewässer Ahse, Seseke und Stever in den betrachteten Ausbauszenarien ist in Abbildung 5.21 zusammengestellt.

Im Basisszenario als Vergleichsmaßstab wird das DCF-Qualitätsziel auf < 40% der Fließlänge der Lippe im Lippeverbandsgebiet, Stever und Seseke unterschritten. Bei ca. 50% der Fließlänge dieser Gewässer wird eine DCF-Konzentration von 100 ng/l überschritten. Im Basisszenario liegt eine Unterschreitung des DCF-Qualitätsziels bei 60 % der Fließlänge der Ahse vor.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Szenario 1 wirkt insbesondere auf Konzentrationen in der Lippe, dabei ändern sich im Vergleich zu Sz 0b zwar nicht die Unterschreitungshäufigkeit des DCF-Qualitätsziels, jedoch werden die übrigen ca. 50 % der Fließlänge, die über 100 ng/l bis 200 ng/l lagen, auf unter 100 ng/l reduziert.

Erst die weiteren Szenarien 2, 3, 4 und 5 wirken signifikant neben der Lippe auch auf die Nebengewässer Seseke, Stever und Ahse, wobei nur in „Maximalszenario“ Sz 3 die größte Unterschreitung des DCF-Qualitätsziels auf > 90 % der Fließlänge der Stever erzielt wird. In Szenario 5 mit gezielter Auswahl von Kläranlagen wird auch in der Stever eine DCF-Konzentration von 100 ng/l auf 80 % der Fließlänge unterschritten.

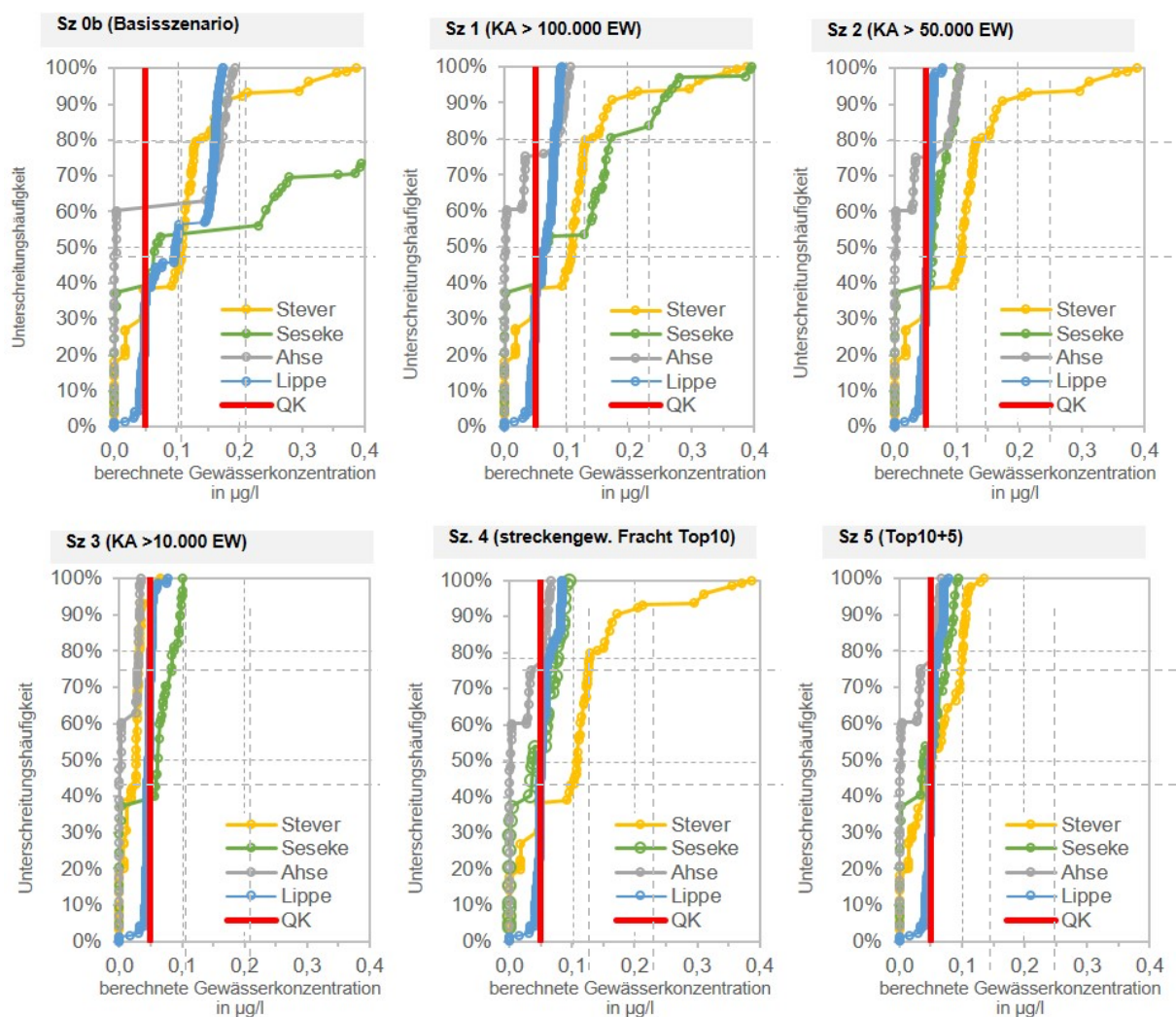


Abbildung 5.21: Unterschreitungshäufigkeit der Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe, Seseke, Ahse und Stever in den betrachteten Szenarien

5.2.3 Szenarienergebnisse Ibuprofen

Bei Ibuprofen (IBU) handelt es sich um einen Arzneiwirkstoff aus der Wirkstoffgruppe der nicht-steroidalen Antirheumatika zur Behandlung von Schmerzen und Entzündungen. Die Verkaufsmenge des Wirkstoffs liegt in Deutschland bei 846 t/a bzw. umgerechnet 28,4 mg/E/d und damit etwa um den Faktor 10 über Diclofenac (UBA, 2014).

Die Messungen im Rahmen des Projekts haben in den betrachteten Kläranlagenzuläufen im Mittel eine spezifische Fracht in Höhe von 4,5 mg/E/d ergeben (vgl. Kapitel 4.1.5). Das entspricht ca. 16 % der Verkaufsmenge. Ausgehend von einer Mischwasserentlastung (MWE) des Schmutzwasseranteils im Kanalnetz von 4,3 % sowie einer Ausscheidungsrate (Summe Urin, Fäzes, Abspülung) von 20 %, ergibt sich ein rückgerechneter Pro-Kopf-Verbrauch in Höhe von 23,3 mg/E/d. Wird ein Compliance-Faktor der tatsächlichen Anwendung von 0,9 angesetzt liegt die aus den Messungen rückgerechnete Verkaufsmenge bei etwa 25,9 mg/E/d (vgl. Kapitel 4.1.5). Im Vergleich zu den Verkaufszahlen ist der Wert daher plausibel und wird für die Stoffflussbilanzierung für alle Kläranlagen verwendet.

Als Eliminationsrate von Ibuprofen durch das konventionelle Reinigungsverfahren auf den Kläranlagen wurde basierend auf den Monitoringergebnissen 98 % angesetzt (Kapitel 4.1.6). Der für die MWE angesetzte Frachtanteil von 4,3 % entspricht rückgerechnet aus der Schmutzfracht im Kläranlagenzulauf 0,2 mg/E/d, während rechnerisch in den Kläranlagenabläufen nur 0,03 mg/E/d eingeleitet werden, also um den Faktor 10 weniger als die Überlaufmengen.

Ibuprofen wurde zwar als Kandidat für die Watch List untersucht, aber nicht in die erste EU-Beobachtungsliste (EU COM 2015/495) aufgenommen. Der Umweltqualitätsnorm-Vorschlagswert als Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) liegt bei 0,01 µg/l.

An allen betrachteten Gewässermessstellen im Rahmen dieses Projekts wurden bei Nachweis von Ibuprofen über der Bestimmungsgrenze das IBU-Qualitätsziel überschritten und dies trotz der hohen Eliminationsraten auf den Kläranlagen von i.M. 98 %. Dabei lag in der Regel die mittlere Gewässerkonzentration bei $\leq 0,12$ µg/l außer im Boombach unterhalb der KA Reken mit einem maximal gemessenen Mittelwert von 1,14 µg/l (vgl. Tabelle 2.10 in Kapitel 2.3.1.2).

Die als Jahresdurchschnitt bezogen auf MQ nur für die Kläranlageneinleitungen berechnete Ibuprofen-Konzentration in der Lippe im Lippeverbandsgebiet liegt im Basisszenario Sz 0b bei ca. 30 - 60 ng/l (Abbildung 5.22). Durch die Maßnahmen in den Szenarien 1-3 können die Konzentrationen in der Lippe auf einen Wert von ca. 13 ng/l reduziert werden, der über dem Qualitätsziel von 10 ng/l liegt (Abbildung 5.22). Dabei sind die Wirkungen der drei Ausbauszenarien Szenarien mit pauschaler Auswahl von Kläranlagen zur Spurenstoffelimination (alle KA > 100.000 EW, alle KA > 50.000 EW und alle KA > 10.000 EW) und wegen der bereits vorhandenen hohen Eliminationsraten in der konventionellen Stufe der Kläranlagen sehr eng beieinander. Auf eine Betrachtung der Szenarien 4 und 5 wurde daher für Ibuprofen verzichtet.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

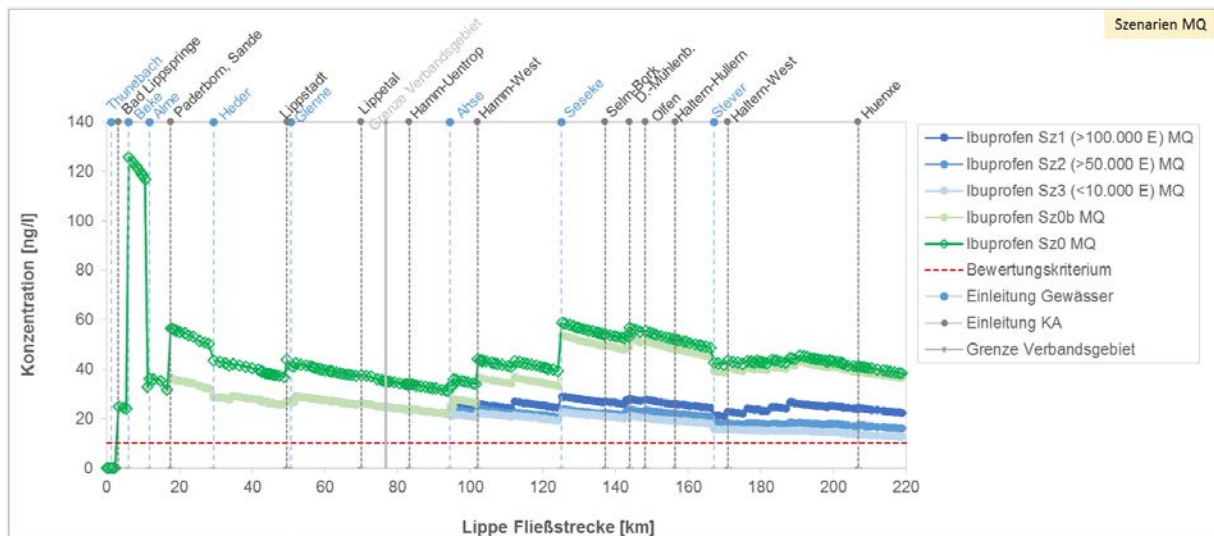


Abbildung 5.22: Berechnete Ibuprofen-Konzentrationen ohne Mischwasserentlastung im Verlauf der Lippe bei MQ für den Ist-Zustand, das Basisszenario sowie die Szenarien 1-3

Bei zusätzlicher Simulation des Einflusses von Mischwasserentlastungen bezogen auf den MQ im Gewässer steigen durch die angesetzten Überlauffrachten die IBU-Konzentrationen auf bis zu 330 ng/l an (Abbildung 5.23). Der Überlauf wird in diesem Fall allerdings rechnerisch in allen Einzugsgebieten gleichzeitig angesetzt, wodurch diese Konzentration eher als Extremfall zu verstehen ist.

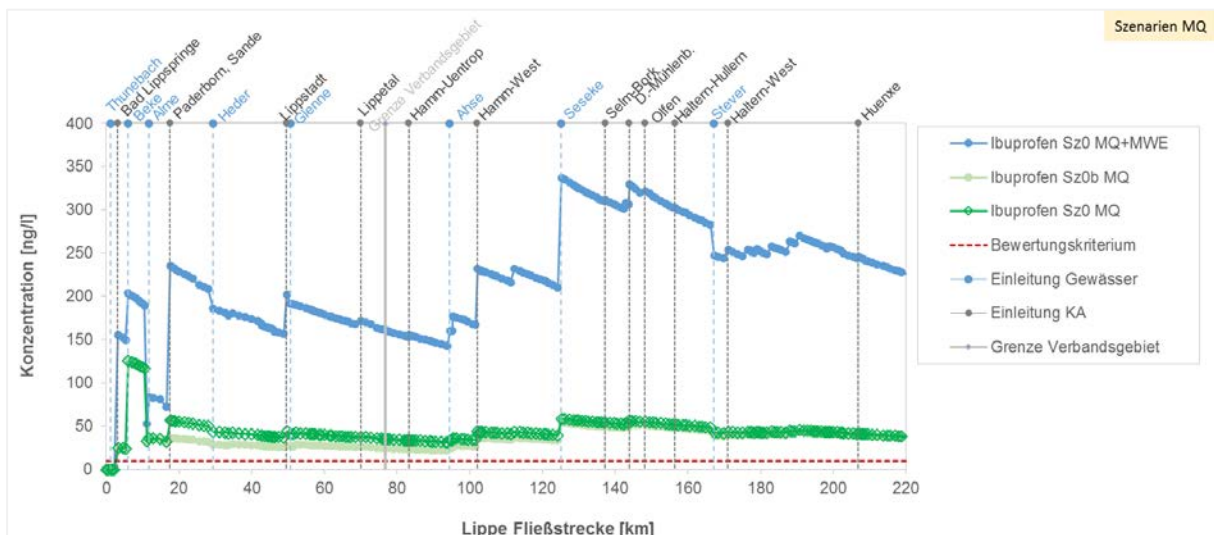


Abbildung 5.23: Berechnete Ibuprofen Konzentrationen bei MQ für das Basisszenario bei alleiniger Betrachtung der Kläranlagen im Vergleich zum Ist-Zustand mit Berücksichtigung der Mischwasserentlastung

5.2.4 Szenarienergebnisse Amidotrizoesäure

Grundsätzlich werden ionische und nichtionische Röntgenkontrastmittel (RKM) unterschieden. Bei Amidotrizoesäure (ATS) handelt es sich um ein ionisches jodhaltiges RKM, das zu den am häufigsten in Gewässern nachgewiesenen Vertretern der RKM gehört (LAWA, 2016). Es wird bei der Magen-Darm-Diagnostik eingesetzt und wird innerhalb von 24 Stunden nach Applikation vom Patienten nahezu vollständig ausgeschieden (IKSR, 2010). Die Verkaufsmenge des Wirkstoffs in Deutschland wurde mit 64 t/a bzw. umgerechnet 2,14 mg/E/d (UBA, 2014) geschätzt, wovon 98 % an Kliniken verkauft werden (IKSR, 2010). Zwar kommen nichtionische RKM (wie Iomeprol, Iopamidol, Ioversol und Iopromid) häufiger als ionische RKM (wie Amidotrizoesäure) zum Einsatz, ATS wurde dennoch als RKM-Vertreter im Projekt betrachtet, weil das verwendete Modell bereits weitgehend für diese Substanz parametrisiert war. Aus den Messungen im Rahmen des Projekts am Zulauf der betrachteten Kläranlagen des Lippeverbands wurde im Mittel eine spezifische Fracht in Höhe von 0,79 mg/E/d berechnet, allerdings mit einer Spannbreite je Kläranlage von 0,2 bis 1,6 mgE/d (vgl. Kapitel 4.1.5). Es wird angenommen, dass die Zulauffrachten von den im Einzugsgebiet befindlichen Krankenhäusern abhängen. Daher werden die Fallzahlen der Krankenhäuser für die Zuordnung der spezifischen Stofffrachten zu den Kläranlagen verwendet (vgl. Kapitel 4.1.8).

Amidotrizoesäure und anderen RKM werden als Muttersubstanz (ohne Betrachtung etwaiger Transformationsprodukte) wegen der chemischen Inertheit eine geringe Umweltrelevanz beigemessen und es wird bisher von keiner schädigenden Wirkung im Gewässer ausgegangen (UBA, 2014). Aus diesem Grund liegen bisher auch keine Umweltqualitätsnormen für Amidotrizoesäure oder andere RKM vor. Jedoch werden RKM als relevante Spurenstoffe betrachtet, u.a. weil wegen ihrer Persistenz eine Anreicherung in der Umwelt sowie eine Störung der Trinkwassergewinnung erfolgen kann. Als Qualitätsziel wird ein Präventivwert von 0,1 µg/l vorgeschlagen.

Im Rahmen des Gewässermonitorings in diesem Projekt lagen bei Nachweis von ATS über der Bestimmungsgrenze die mittleren Konzentrationen an allen betrachteten Gewässermessstellen über dem ATS-Präventivwert. Im Mittel wurden Konzentrationen in Höhe von 0,18 µg/l in der Seseke oh der Rexebach-Mündung bis zu 4,0 µg/l im Rapphofsmühlenbach unterhalb der Kläranlage Hertten-Westerholt gemessen (vgl. Tabelle 2.10).

Die Ergebnisse der Szenarien 1 bis 3 im Vergleich zum Ist-Zustand und zum Basisszenario als langjährige Jahresdurchschnittskonzentrationen von Amidotrizoesäure in der Lippe sind in Abbildung 5.24 dargestellt. Dies zeigt, dass auch bei Ausbau von allen Kläranlagen > 10.000 EW die ATS-Konzentrationen um maximal 150 ng/l in der Lippe reduziert werden können. Auch beim „Maximalszenario“ wird auf der gesamten Fließlänge der Lippe im Lippeverbandsgebiet das ATS-Qualitätsziel überschritten, vor der Mündung der Lippe in den Rhein um mehr als das 2-fache.

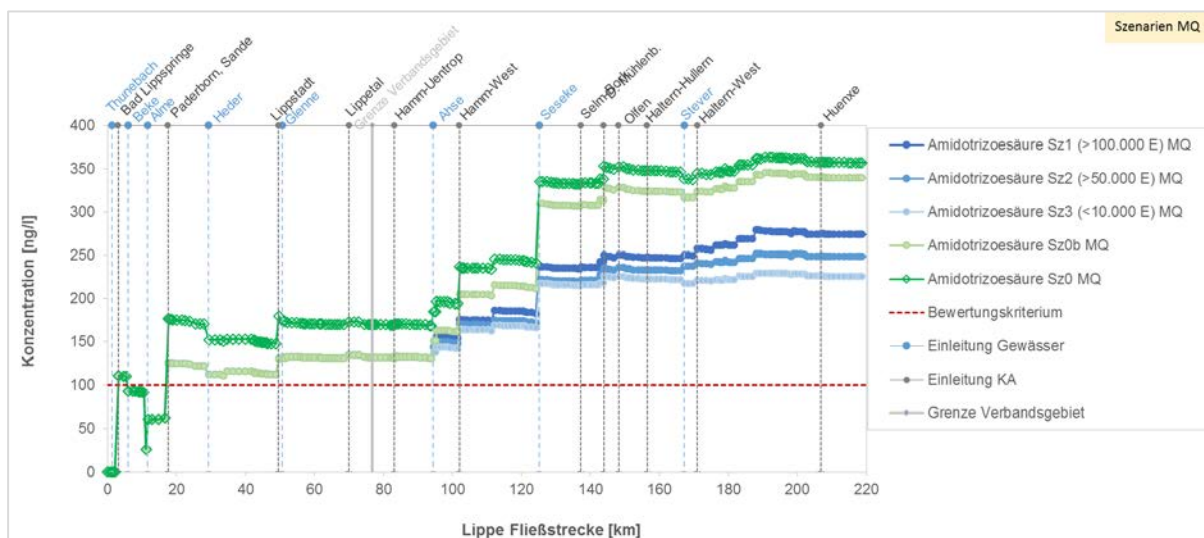


Abbildung 5.24: Berechnete Amidotrizoesäure-Konzentrationen im Verlauf der Lippe bei MQ für den Ist-Zustand, das Basisszenario sowie die Szenarien 1-3

5.2.5 Szenarienergebnisse Clarithromycin

Bei Clarithromycin (CLA) handelt es sich um eine Substanz aus der Wirkstoffgruppe der Makrolid-Antibiotika (Makrolide), die bei bakteriellen Infektionen angewendet werden und sowohl oral als auch parenteral (d.h. unter Umgehung des Verdauungstraktes bspw. intravenös, subkutan oder intramuskulär) verabreicht werden. Die Ausscheidung liegt bei 20-30 % in unveränderter Form (UBA, 2016). Die Verkaufsmenge des Wirkstoffs liegt in Deutschland bei ca. 14 t/a bzw. umgerechnet 0,46 mg/E/d (Klasmeier, 2019).

Die Messungen im Rahmen des Projekts haben an den betrachteten Kläranlagenzuläufen des Lippeverbands im Mittel eine spezifische Fracht in Höhe von 0,11 mg/E/d ergeben (siehe Kapitel 4.1.5), was 23% der obigen Verkaufsmengen entspricht und gut zu der Ausscheidungsrate passt.

Clarithromycin und andere Makrolid-Antibiotika wurden in die erste europäische Beobachtungsliste (EU COM 2015/495) aufgenommen und stehen ebenfalls auf der zweiten EU-Watch-List (EU COM 2018/840) mit einer von 90 ng/l auf 19 ng/l angepassten Nachweisgrenze. Clarithromycin wird eine Umweltrelevanz beigemessen. Die PNEC wird mit 0,12 µg/l angegeben (Robert et al., 2018), die in Messungen im Oberflächengewässer überschritten wurde (UBA 2018). Für Clarithromycin liegen keine Umweltqualitätsnormen vor. Als Qualitätsziel wurde 2014 im Entwurf der Oberflächengewässerverordnung 0,1 µg/l als Jahresdurchschnittswert vorgeschlagen.

Beim Monitoring im Rahmen des Projekts lagen ca. 60 % der Messwerte an den betrachteten Gewässermessstellen unter der Bestimmungsgrenze. An 7 der 19 Gewässermessstellen im Lippeverbandsgebiet haben die mittleren Konzentrationen das Qualitätsziel überschritten (vgl. Kapitel 2.3.1.2).

Bereits in den Monitoringergebnissen in Kapitel 2.3.1.2 und auch in den Modellergebnissen für den Ist-Zustand (siehe Abbildung 4.25 in Kapitel 4.2.3) war ersichtlich, dass die mittleren

CLA Konzentrationen in der Lippe das CLA-Qualitätsziel von 100 ng/l unterschreiten. Überschreitungen des Qualitätsziels lagen in den einzelnen Nebengewässern mit Schwerpunkt im Sesekegebiet vor. In allen Ausbauszenarien wird auch in der Seseke das Qualitätsziel unterschritten (Abbildung 5.25).

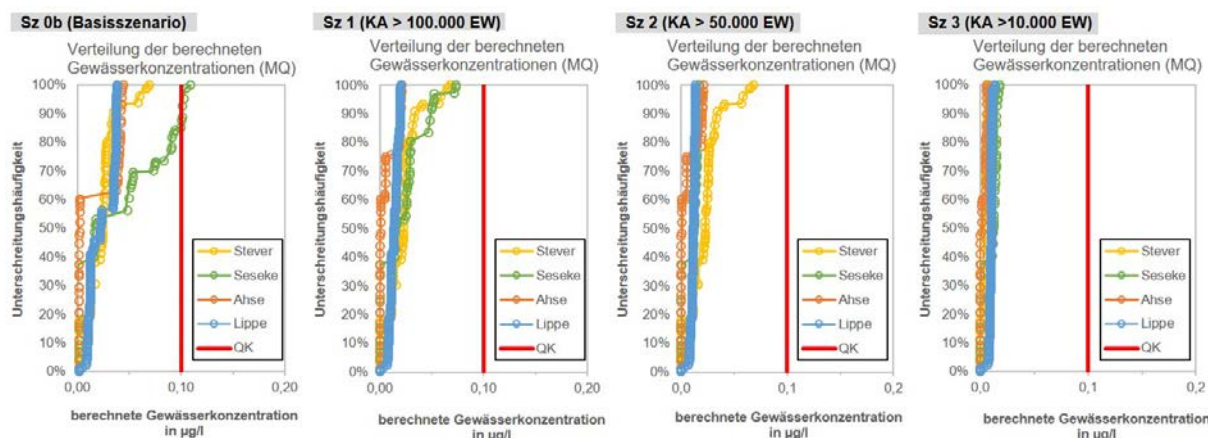


Abbildung 5.25: Unterschreitungshäufigkeit der Clarithromycin-Konzentrationen in der Lippe, Seseke, Ahse und Stever in den betrachteten Szenarien

5.3 Sensitivitätsbetrachtungen

Die Sensitivitätsbetrachtungen wurden ausschließlich am Beispiel von Diclofenac durchgeführt. Die Bewertung des Monitorings (Kapitel 2.3.1.2) hat aufgezeigt, dass es bei diesem Spurenstoff zu Überschreitungen des Bewertungskriteriums an allen Gewässermessstellen mit Kläranlageneinleitungen kommt. Dies wird durch die bundesweite Auswertung der Jahresmittelwerte 2013 - 2015 an den LAWA-Messstellen bestätigt. An etwa 75 % dieser Messstellen lagen die mittleren gemessenen Diclofenac-Konzentrationen über den Umweltqualitätsnorm-Vorschlag von 50 ng/l (UBA, 2018a).

Diclofenac zeigt sich ebenfalls als guter Indikator für die Beurteilung der Wirkungen von Ausbauszenarien der Kläranlagen auf die Gewässerkonzentrationen. Es wird davon ausgegangen, dass durch die Breitbandwirkung der Verfahren zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen eine Verringerung der Diclofenac-Emissionen mit der Reduzierung der Belastung für viele andere Spurenstoffe einher geht.

5.3.1 Einfluss der hydrologischen Bezugsgröße

Die Bewertung der Szenarien erfolgte für den langjährigen mittleren Abfluss MQ, weil dieser besser zur Abflusssituation der Probenahmetage während des Monitorings passte. Im Folgenden sollen die Auswirkungen einer Modellierung mit dem langjährigen Niedrigabfluss (MNQ) und dem langjährigen Median-Abfluss (Q183) betrachtet werden.

Die Abflüsse bei MNQ und Q183 sind niedriger als bei MQ, wodurch bei gleichbleibenden Eintragsfrachten und Umsatzraten im Gewässer höhere Gewässerkonzentrationen resultieren sollten. Bei niedrigem Abfluss werden jedoch auch die Fließgeschwindigkeiten reduziert, wodurch sich die Aufenthaltszeiten erhöhen und der Selbstreinigungseffekt des Gewässers

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

durch Abbauprozesse erhöht. Diese Abhängigkeiten werden im Modell berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.1.9). Die modellierten Frachten bei MNQ und Q183 sind dementsprechend insbesondere im Unterlauf der Lippe niedriger und die Kurven fallen im Vergleich zu MQ etwas stärker ab (Abbildung 5.26).

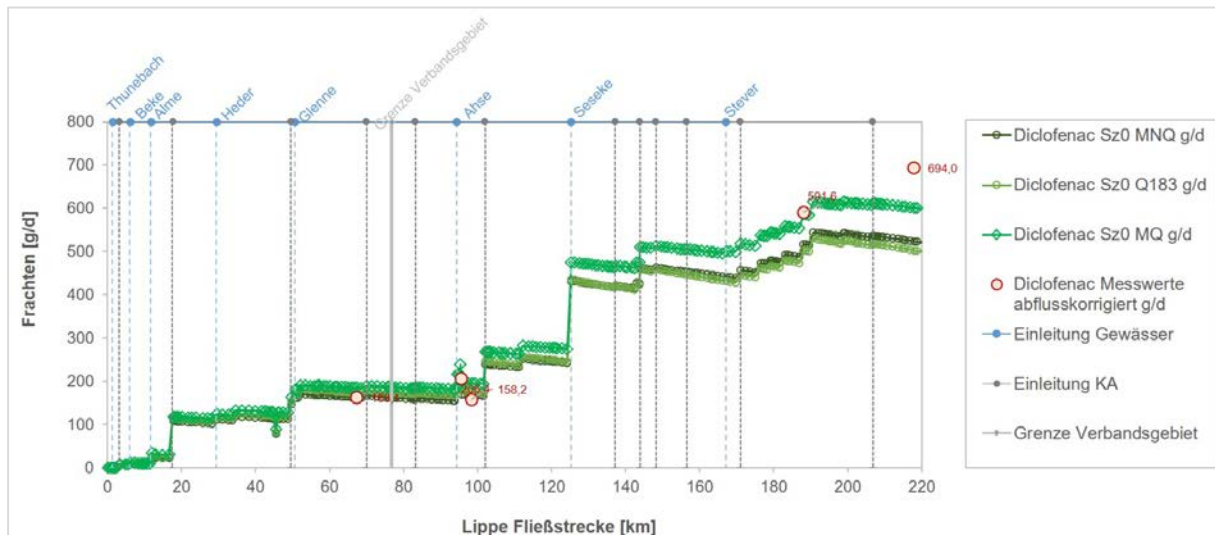


Abbildung 5.26: Modellierter Diclofenac-Frachten in der Lippe bei MQ, MNQ und Q183

Die aus den Frachten und Abflüssen resultierenden Konzentrationen sind trotz des höheren Abbaus bei Q183 und MNQ deutlich höher als die Konzentrationen bei MQ (Abbildung 5.27). Die modellierten Diclofenac-Konzentrationen bei Q183 liegen im Lippeverlauf etwa 100 ng/l höher als bei MQ. Am Auslass des Einzugsgebietes kommen bei MNQ weitere 100 ng/l hinzu.

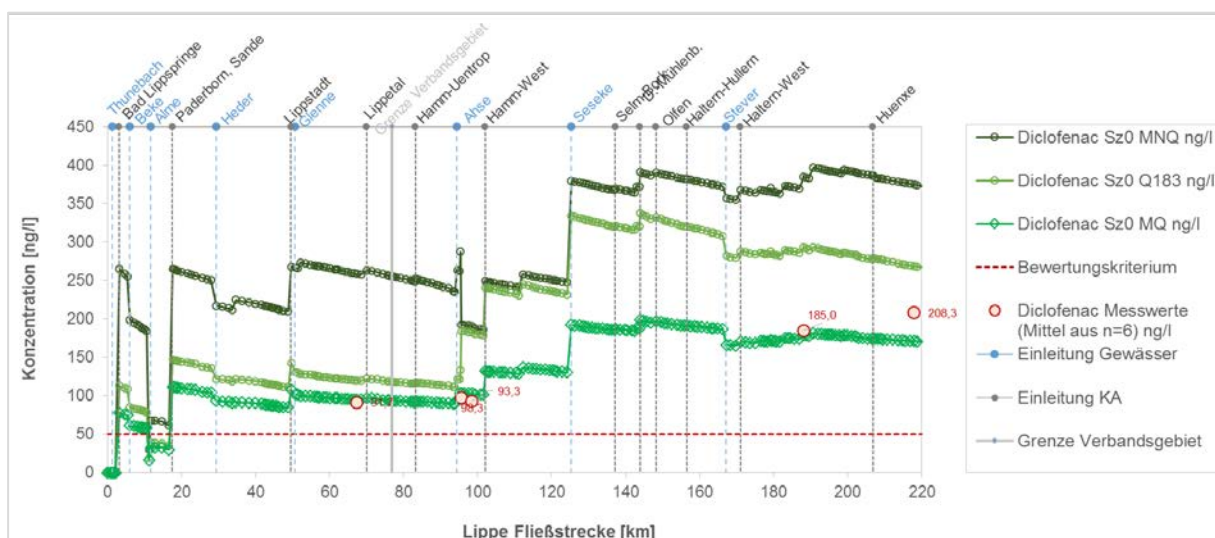


Abbildung 5.27: Modellierter Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe bei MQ, MNQ und Q183

In den Maßnahmenzenarien 1 bis 3 zeigt sich, dass weder bei MNQ noch bei Q183 eine Unterschreitung des DCF-Qualitätsziels flächendeckend erreicht werden kann (Abbildung 5.28). Beim weitaus größeren Anteil der Fließstrecken von Lippe und Nebengewässern im

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Lippeverbandsgebiet bleibt auch bei Ausbau aller Kläranlagen > 10.000 EW das Qualitätsziel weit überschritten. Bei MNQ in Szenario 3 sind es sogar ca. 95 % der Fließstrecke der Lippe im Lippeverbandsgebiet mit Konzentrationen über den 2-fachen Wert des DCF-Qualitätsziels, also über 100 ng/l (Abbildung 5.29).

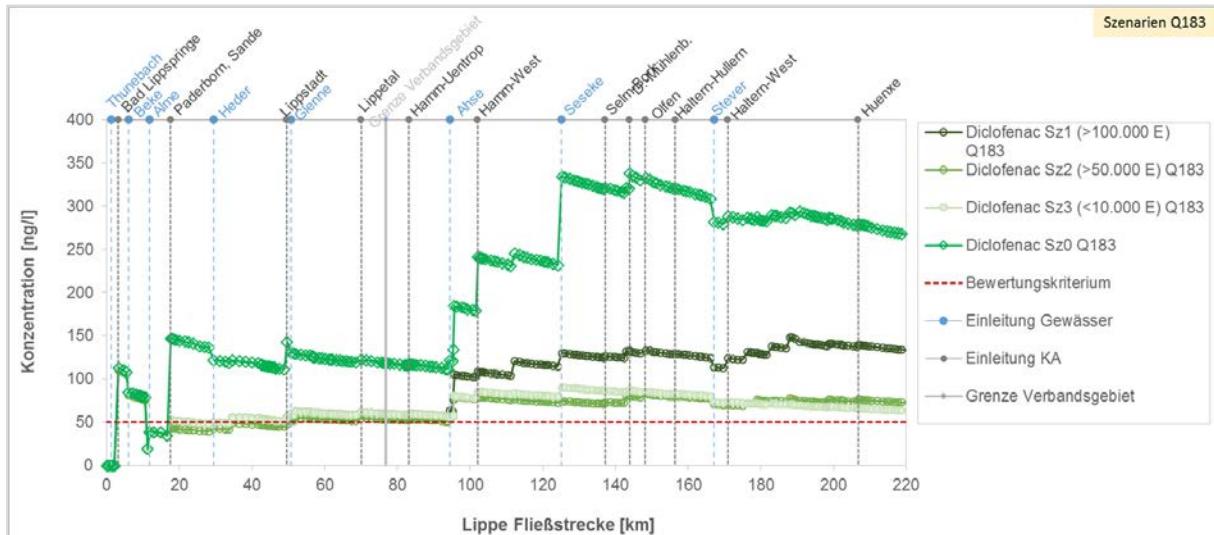


Abbildung 5.28: Vergleich der modellierten Konzentrationen in der Lippe in den Szenarien 1-3 bei Q183

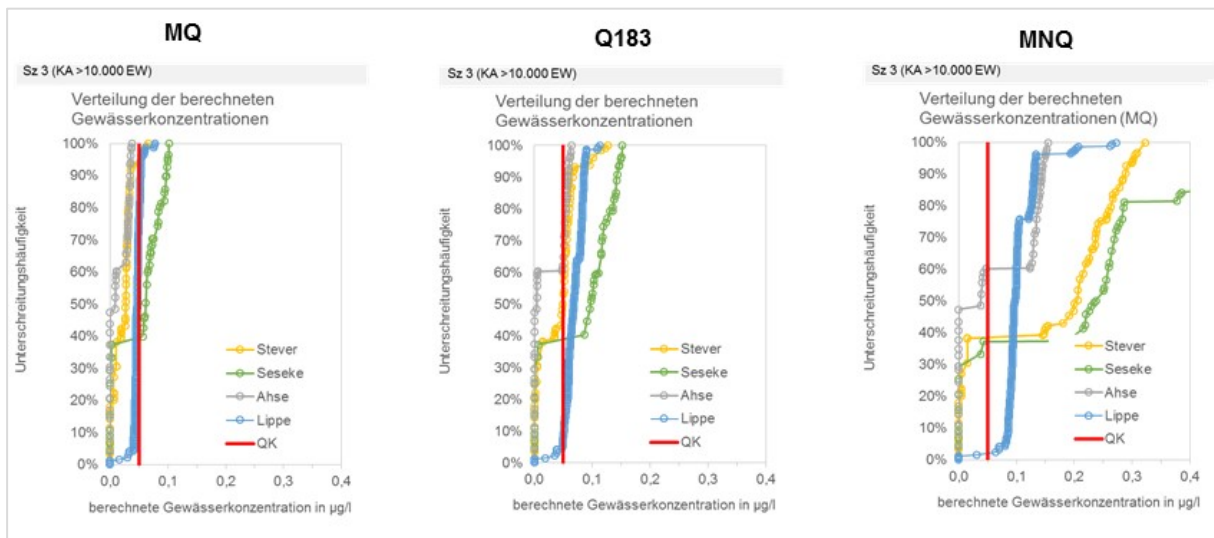


Abbildung 5.29: Unterschreitungshäufigkeit der Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe, Ahse, Seseke und Stever bei MQ, Q183 und MNQ in Szenario 3

5.3.2 Einfluss der Mischwasserentlastung

Die betrachteten Substanzen gelangen mit Ausnahme von Terbutryn hauptsächlich über den Schmutzwasserpfad, also über die Kläranlagen, in die Gewässer. Eine Regenwasserkonzentration wurde daher nicht berücksichtigt. Für Terbutryn wurde die in den Kläranlagenzuläufen

gemessene Konzentration auch für den Niederschlagsabfluss angesetzt, da hier Frachten auch mit dem Regen eingetragen werden.

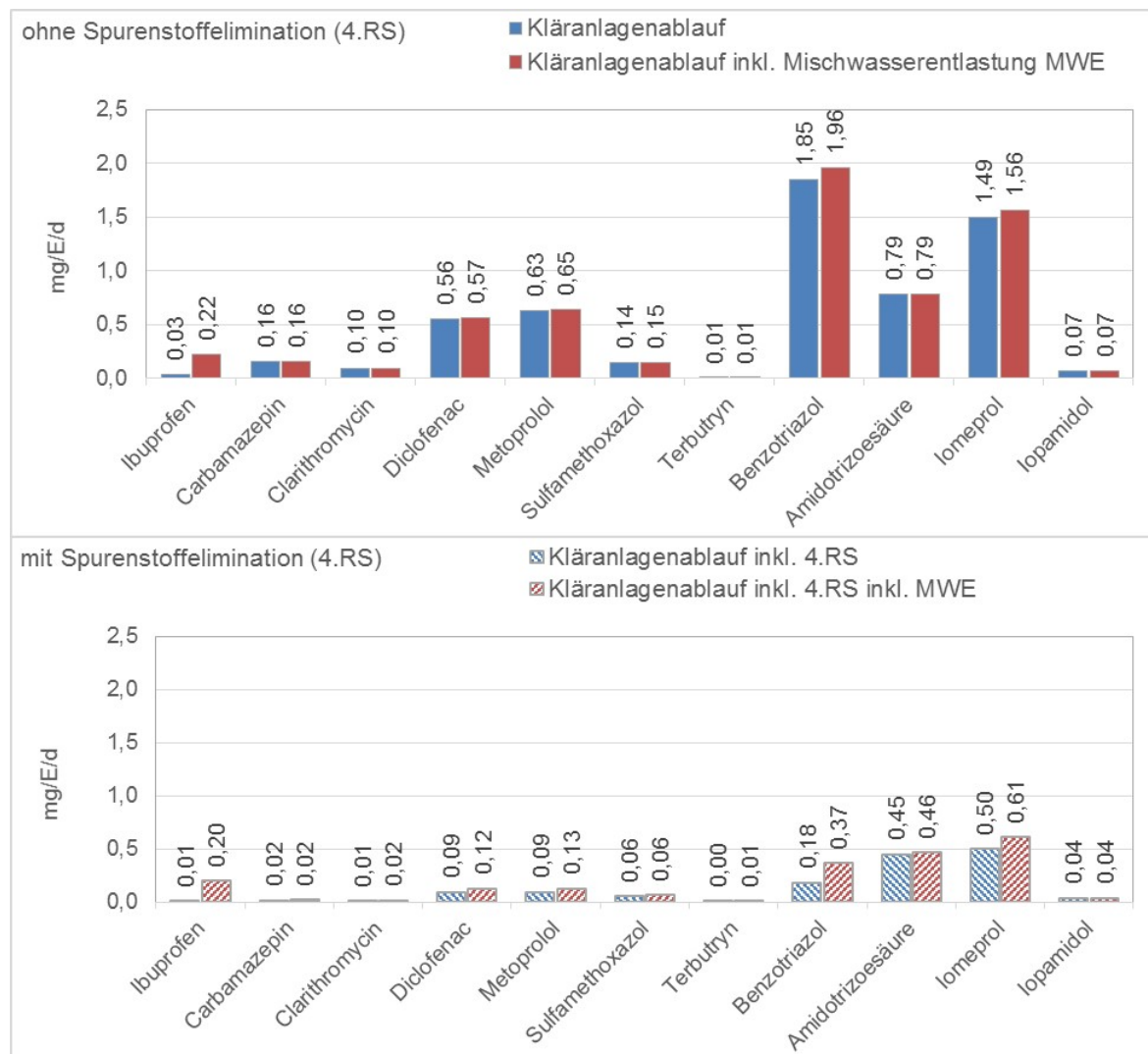


Abbildung 5.30: Einwohnerspezifische Emissionen mit und ohne Mischwasserentlastung sowie mit und ohne Spurenstoffelimination

Die Überlauffrachten der Mischwasserentlastung (MWE) wurden über eine jährliche Bilanzierung bei Berücksichtigung der Rückhaltevolumina im Kanalnetz unter Annahme eines geschätzten Schmutzwasseranteils berechnet (vgl. Kapitel 4.1.7). Die Berücksichtigung der MWE im Modell erfolgte über eine indirekte Zuordnung zu Einleitungen der Kläranlagen anhand einer anteiligen Reduzierung der Abbauleistung. Allerdings sind die gemessenen Terbutryn-Konzentrationen so niedrig, dass sich hierdurch kein Unterschied ergab.

Die Unterschiede der so ermittelten einwohnerspezifischen Eintragsfrachten mit und ohne Mischwasserentlastung sowie jeweils mit und ohne Spurenstoffelimination sind in Abbildung 5.30 zusammengestellt. Nur bei Ibuprofen und Benzotriazol, die gemäß Tabelle 4.4 bis zu 99 % bzw. 57 % in der konventionellen biologischen Stufe der Kläranlage eliminiert werden, ergibt sich durch die Mischwasserentlastung eine merkbare Differenz. Mit Berücksichtigung

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

einer Spurenstoffelimination auf der Kläranlage steigt jedoch der Einfluss der MWE für alle Substanzen, da der abgeschätzte 10 %-ige Schmutzwasseranteil im Mischwasser in diesem Fall anteilig höher ins Gewicht fällt.

Der Einfluss der Mischwasserentlastung auf die Gewässerkonzentrationen wurde bereits beispielhaft für Ibuprofen in Kapitel 5.2.3 untersucht. Modellierungsergebnisse des Einflusses von MWE für Diclofenac und Bentotriazol in der Lippe sind Abbildung 5.31 und Abbildung 5.32 dargestellt.

Problematisch bei der Beurteilung des so ermittelten Einflusses von MWE ist, dass die Überlauffracht im Modell pauschal abgebildet werden muss. D.h. die Überlauffrachten werden rechnerisch an allen Einleitpunkten gleichzeitig betrachtet, wobei jedoch der Gewässerabfluss konstant mit MQ abgebildet wird. Damit ist die Bestimmung der Mischwasseranteile in dem verwendeten Modellsystem ungenau.

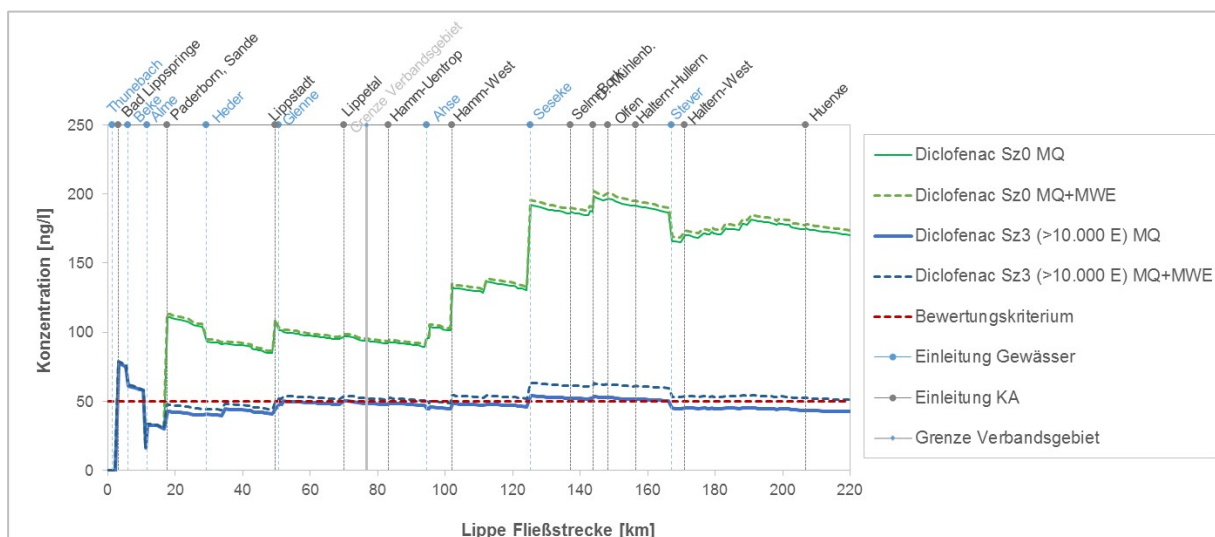


Abbildung 5.31: Diclofenac-Konzentration in der Lippe mit und ohne Mischwasserentlastung

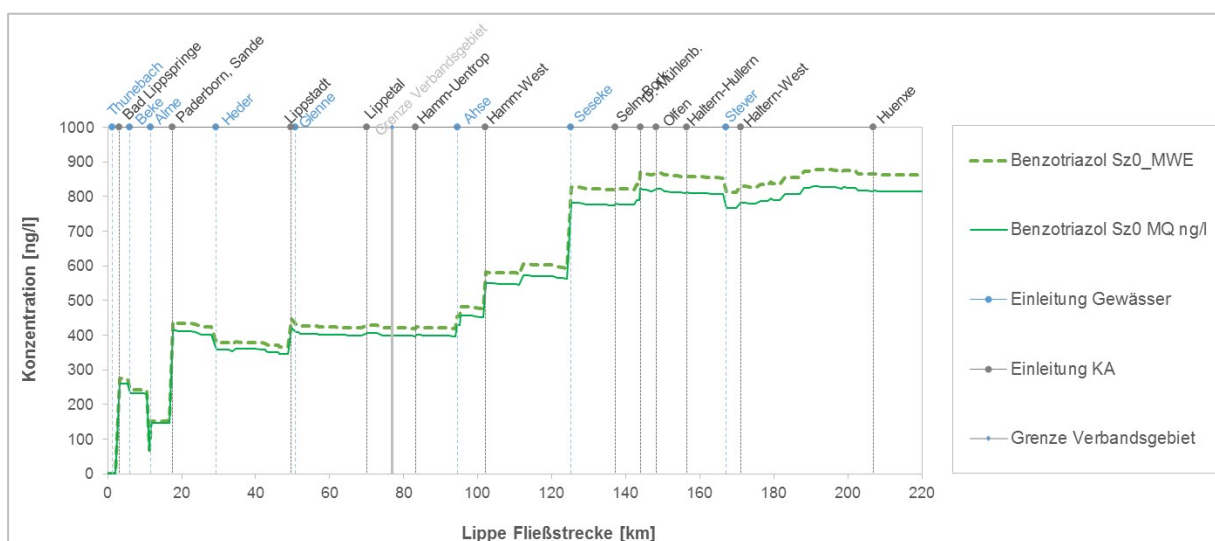


Abbildung 5.32: Benzotriazol in der Lippe mit und ohne Mischwasserentlastung

5.3.3 Einfluss der Auslegungsgröße der Spurenstoffelimination

Im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung wird ebenfalls der Einfluss einer Auslegung der Spurenstoffeliminationsstufe auf der Kläranlage in Vollstrom gegenüber einer Teilstrombehandlung auf die Gewässerbelastung untersucht (vgl. Kapitel 3). Dazu ist es erforderlich, zunächst den Unterschied der Reinigungsleistung bei einer Vollstrom- und einer Teilstrombehandlung zu quantifizieren.

Die Auslegung der Spurenstoffeliminationsstufe als Vollstrombehandlung in direktem Vergleich zur Teilstromauslegung führt laut Literatur zu einer geringen frachtbezogenen Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades um ca. 7 % (Maus et al., 2014). Dabei führt der Vollstromansatz gleichzeitig auch zu deutlich höheren Investitions- und Betriebskosten. Die Frage ist daher, ob den Mehrkosten des Vollstromansatzes ein ausreichend hoher Nutzen gegenübersteht. Empfohlen wird eine Vollstrombehandlung bei Trennsystemen oder bei sehr sensiblen Gewässern Einzelfallbetrachtungen (Kom-M.NRW, 2016).

5.3.3.1 Abschätzung der Reinigungsleistung bei einer Teil- bzw. Vollstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe

Es wird davon ausgegangen, dass die Differenz der Reinigungsleistung einer Vollstrom- gegenüber einer Teilstrombehandlung insbesondere vom Anteil des in der Spurenstoffeliminationsstufe behandelten Abwassers, von der Verdünnung des nicht behandelten Anteils des Abwasserabflusses und der Reinigungsleistung des behandelten Abwasseranteils abhängt.

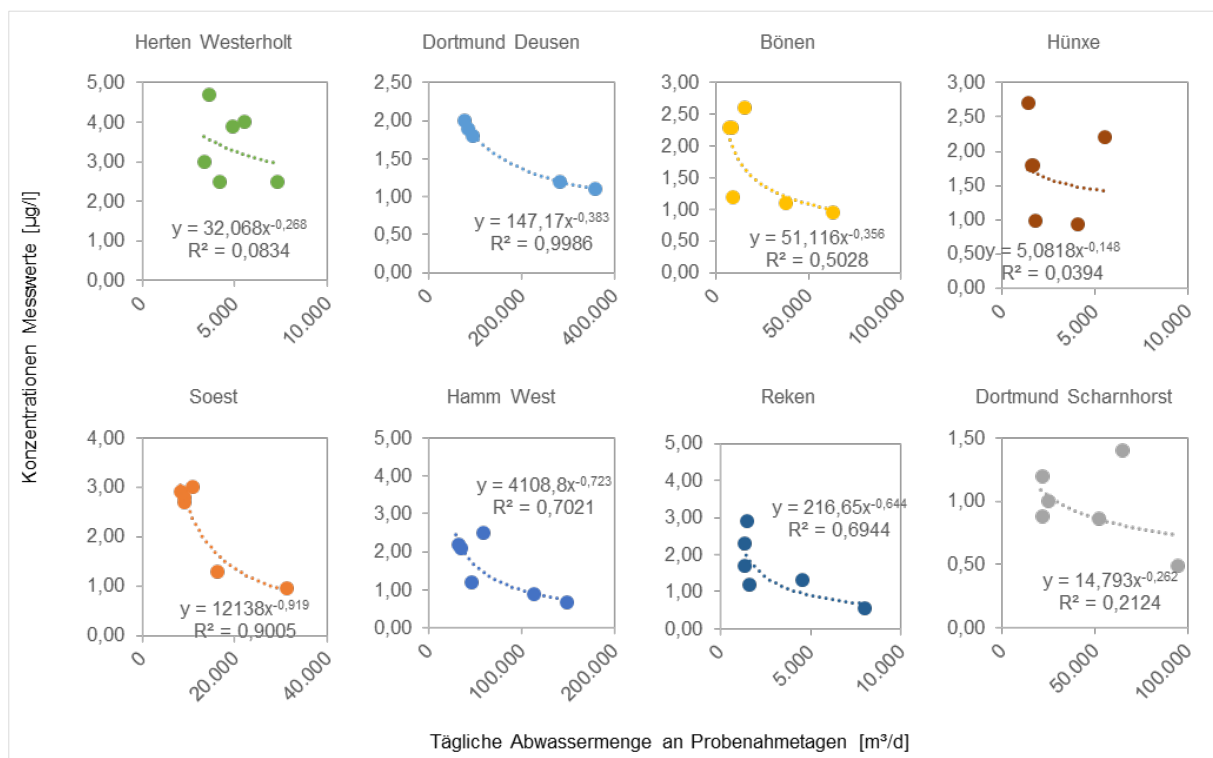


Abbildung 5.33: Am Kläranlagenablauf gemessene Diclofenac-Konzentrationen in Abhängigkeit des Tagesabflusses an den Probenahmetagen

Um zunächst die Verdünnung im Mischwasserfall zu untersuchen, werden in Abbildung 5.33 die im Rahmen des Projekts gemessenen Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen den Tagesabwassermengen gegenübergestellt. In Abbildung 5.33 ist zu erkennen, dass die Diclofenac-Konzentration in den Kläranlagenabläufen in Abhängigkeit höherer Abflüsse abnimmt. Dabei liegt eine Verdünnung von im Mittel etwa Faktor 2 bis 4, sodass ein Schmutzwasseranteil bei höheren Abflüssen von im Mittel etwa 1/3 des Abflusses angenommen wird.

Eine Spurenstoffeliminationsstufe kann trotz einer Teilstromauslegung so konfiguriert werden, dass die Stufe auch bei höheren Abflüssen über der Auslegungswassermenge (mit einer entsprechenden Reduzierung der Aufenthaltszeiten bzw. Dosierungen von Ozon oder PAK) beschickt wird. Hier wird angenommen, dass bei Auslegung der Spurenstoffelimination als Teilstrombehandlung auf die maximale Trockenwetterwassermenge ($Q_{T,2h,max}$), etwa 80 % der Jahresabwassermenge ($f_{Wasser,beh}$) behandelt werden (Tabelle 5.5). Der restliche Anteil der biologisch gereinigten Abwassermenge (20 %) wird nicht der Spurenstoffeliminationsstufe zugeführt, sondern direkt in den Vorfluter eingeleitet. Der Mischwasserzufluss ($Q_M = Q_{zu} > Q_{T,2h,max}$) wird nach der obigen Betrachtung durch Regenabfluss auf etwa 1/3 Schmutzwasseranteil verdünnt. Demnach kann der Anteil der behandelten Jahresfracht ($f_{Fracht,Beh.}$) abgeschätzt werden mit:

$$f_{Fracht,beh} = 1 - \left((1 - f_{Wasser,beh}) * f_{Verd} \right) = 1 - \left((1 - 0,8) * \frac{1}{3} \right) = 93 \%$$

mit:	$f_{Fracht,beh}$	= Anteil der jährlich behandelten Fracht	[%]
	$f_{Wasser,beh.}$	= Anteil der jährlich behandelten Wassermenge	[%]
	$f_{Verd.}$	= Verdünnungsfaktor bei Mischwasserzufluss	[%]

Aus dem Anteil der über den Teilstrom behandelten Jahresfracht wird anschließend durch Multiplikation mit dem Wirkungsgrad der Spurenstoffeliminationsstufe ein berechneter Wirkungsgrad der Teilstrombehandlung folgendermaßen ermittelt:

$$\eta_{Teilstrom} = \eta_{Vollstrom} * f_{Fracht,beh} = 80\% * 93\% = 74,4\%$$

mit:	$\eta_{Teilstrom}$	= Wirkungsgrad Spurenstoffelimination Teilstrom	[%]
	$\eta_{Vollstrom}$	= Wirkungsgrad Vollstrom	[%]
	$f_{Fracht,beh}$	= Anteil der jährlich behandelten Fracht	[-]

Demnach liegt der Wirkungsgrad der Teilstrombehandlung unter Annahme einer 80 %-igen Reinigungsleistung in einer Spurenstoffeliminationsstufe in Vollstrom sowie einer Behandlung von 80 % der Jahresabwassermenge und einer 33 % Verdünnung (der übrigen 20 % nicht behandelten Jahreswassermenge) bei 74,4 %. Die Differenz in Höhe von ca. 6 % entspricht in etwa dem bereits aus der Literatur bekannten Einfluss.

Für die Modellierung wurde bisher eine mittlere Eliminationsrate der Spurenstoffeliminationsstufe (mittels Aktivkohle) von 83 % für den Parameter Diclofenac gemäß Literatur angesetzt (vgl. Kapitel 4.1.6). Bei der Annahme dieses Werts für eine Vollstrombehandlung ergibt sich nach der obigen Betrachtung eine Eliminationsrate der Teilstrombehandlung von $0,83 * 0,93 = 77,2 \%$.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Für eine möglichst realitätsnahe Abschätzung der Auswirkungen einer Vollstrombehandlung im Vergleich zu einer Auslegung der Spurenstoffeliminationsstufe in Teilstrom wurden basierend auf den Messergebnissen der im Rahmen des Projekts betrachteten Kläranlagen kläranlagenspezifische Frachtsummenlinien erstellt. Als Eingangsdaten dienten die zeitlich hochaufgelösten Zulaufwassermengen (1/4 h-Werte) die zuvor für die Ermittlung der Auslegungswassermenge $Q_{T,2h,max}$ herangezogen wurden. In Kombination mit der Konzentrations-Abfluss-Beziehung in Abbildung 5.33 wurden für die Betrachtung der Teilstrombehandlung dann für jeden 1/4 h-Wert ermittelt und aufaddiert, welcher Abfluss und welche Frachten zur Spurenstoffelimination und welche Menge daran vorbeigegangen wären.

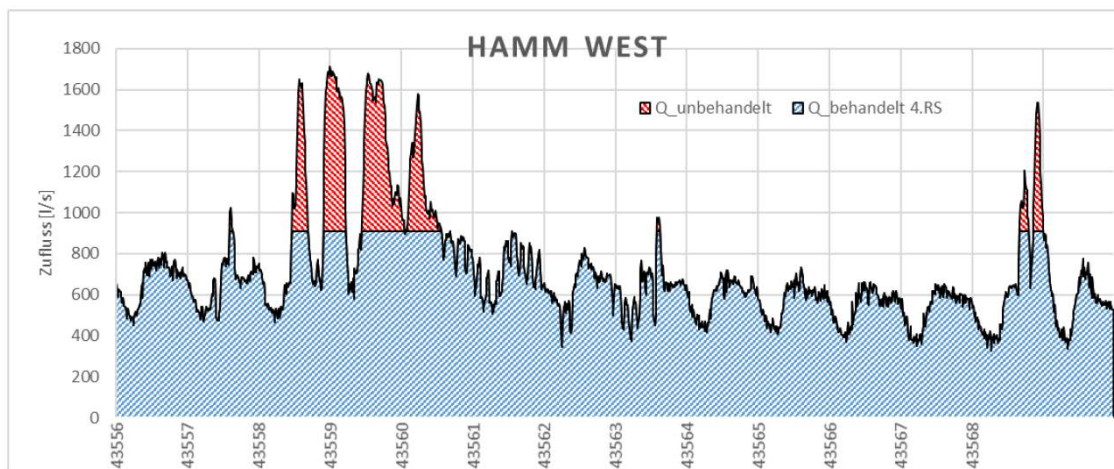


Abbildung 5.34: Exemplarische Abflussganglinie und Auswertung der bei einer Teilstromauslegung erfassten Abflussmengen ($Q_{Teilstrom} = 0,5 * Q_M$)

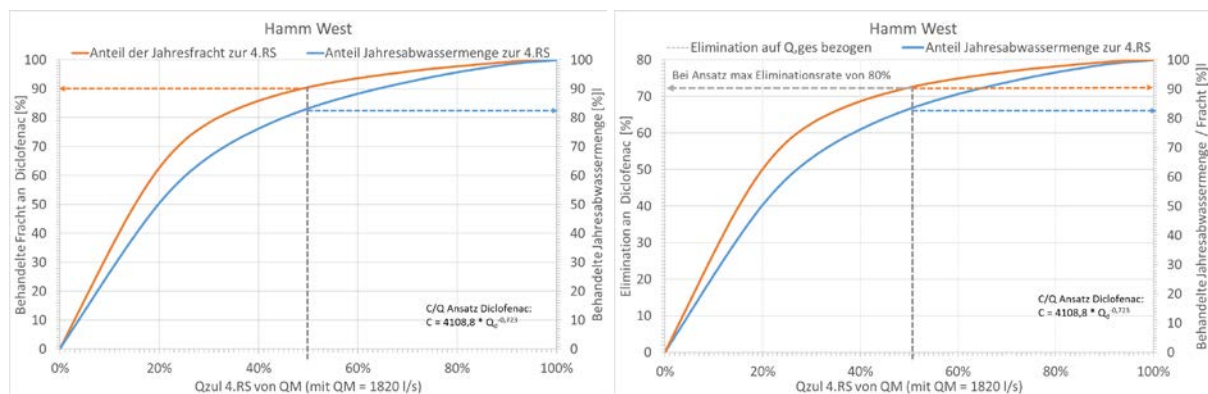


Abbildung 5.35: Abfluss- und Frachtsummenlinien in Abhängigkeit der Auslegungsgröße einer Spurenstoffeliminationsstufe Q/Q_M am Beispiel der KA Hamm-West

Exemplarisch für die Kläranlage Hamm-West sind die entsprechenden Abflussbetrachtungen in Abbildung 5.34 sowie die daraus abgeleiteten Abfluss- und Frachtsummenlinien im Jahresverlauf in Abbildung 5.35 dargestellt (siehe Frachtsummenlinien für weitere betrachtete Kläranlagen im Anhang 10.2). In Abbildung 5.35 ist die behandelte Jahresabwassermenge prozentual auf den maximalen Mischwasserzufluss (Q_M) normiert. Dieses Beispiel zeigt, dass bei einer Teilstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe auf der KA Hamm-West von $Q_{Teilstrom} = 0,5 * Q_M$ ca. 83 % der Jahresabwassermenge und ca. 91 % der Diclofenac-Jahresfracht

behandelt werden (Abbildung 5.35, links). Wird die Eliminationsrate in der Spurenstoffeliminationsstufe theoretisch auf maximal 80 % gedeckelt, so werden für die KA Hamm-West bei Teilstrom eine Erfassung von ca. 83 % der Jahresabwassermenge und ca. 72 % der Diclofenac-Jahresfracht (Abbildung 5.35, rechts) ermittelt. Die Ergebnisse einer entsprechenden Betrachtung der anderen sieben untersuchten Kläranlagen des Lippeverbands hinsichtlich der bei einer Teilstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe behandelten Abwassermengen und Diclofenac-Frachten sind in Tabelle 5.5 zusammengefasst.

Tabelle 5.5: Aus Summenlinien ermittelte Abwasser- und Frachtanteile auf Kläranlagen sowie resultierende Eliminationsraten bei Teil- bzw. Vollstromauslegung

Kläranlagen	Jahresbilanz aus Summenlinien		Bei Vorgabe Eliminationsrate Teilstrom		Bei Vorgabe Eliminationsrate Vollstrom	
	Anteil Teilstrom an JAM	Anteil Teilstrom an DCF-fracht	Elimination Vollstrom ²	Elimination Teilstrom ¹	Elimination Vollstrom ¹	Elimination Teilstrom ²
Bönen	72%	85%	98%	83%	83%	71%
Scharnhorst	79%	88%	94%	83%	83%	73%
Herten-Westerholt	81%	89%	93%	83%	83%	74%
Soest	78%	98%	85%	83%	83%	81%
Hamm-West	84%	91%	91%	83%	83%	76%
Hünxe	92%	94%	88%	83%	83%	78%
Reken	81%	91%	91%	83%	83%	76%
Mittelwert	81%	91%	92%	83%	83%	75%

¹Vorgabe; ²Berechnung aus Anteil Teilstrom an DCF-Jahresfracht (DCF = Diclofenac); JAM (Jahresabwassermenge)

5.3.3.2 Modellergebnisse für unterschiedliche Auslegungsgrößen bzw. Eliminationsraten der Spurenstoffeliminationsstufe

In dem Modell wurde nicht zwischen Teilstrom- und Vollstrombehandlung differenziert, weil dies modelltechnisch für die Berechnungen nicht relevant ist. Eine Modellierung des möglichen Effekts einer Auslegung der Spurenstoffeliminationsstufe in Teilstrom oder Vollstrom ist nur indirekt über die unterschiedlichen Eliminationsraten möglich. Für die Abbildung des Ist-Zustandes und in allen bisherigen Szenarien wurde die stoffspezifische mittlere Elimination der Spurenstoffelimination bezogen auf den Zulauf zu der Spurenstoffeliminationsstufe gemäß Literatur herangezogen. D.h. für Diclofenac wurde die mittlere Elimination bezogen auf den Kläranlagenablauf in Höhe von 83 % angesetzt.

Für die Berücksichtigung des Effekts einer Vollstrombehandlung im Vergleich zu einer Teilstrombehandlung stellt sich zunächst die Frage, ob die angesetzte mittlere Elimination bereits der Behandlung im Vollstrom entspricht, oder ob die Elimination für eine realitätsnahe Wirkungsanalyse zusätzlich angehoben werden sollte. Im vorangegangenen Kapitel 5.3.3.1 wurde für die sieben betrachteten Kläranlagen des Lippeverbands exemplarisch für Diclofenac eine Differenz zwischen der Voll- und Teilstrombehandlung im Mittel ca. 8 % ermittelt. D.h. die Eliminationsrate einer Vollstromauslegung der Spurenstoffelimination für Diclofenac würde i.M. 83% betragen, wenn die Reinigungsleistung der Teilstrombehandlung 75 % betrüge, bzw. i.M. 92 % bei einer Eliminationsrate der Teilstrombehandlung von 83 %. Beide genannten Fälle könnten zutreffend sein, da die Eliminationsrate einer Spurenstoffeliminationsstufe bei der Oxidation mit Ozon oder bei Adsorptionsverfahren über eine entsprechende Dosierung der ein-

gesetzten Betriebsmittel – zumindest für damit zugängliche Stoffe – variieren kann. Im Mischwasserfall kann bei Teilstromauslegung zwar nur ein bestimmter Abwasseranteil je nach hydraulischer Auslegung behandelt werden, aber durch eine höhere Dosierung könnte die Elimination auch mit entsprechender Regeltechnik und bei höheren Betriebskosten stabil in Höhe eines angestrebten Zielwerts gehalten werden. D.h. auch für die Teilstrombehandlung könnte ein Zielwert von 83 % oder höher bezogen auf den Zulauf zur Spurenstoffeliminationsstufe erreicht werden. In Abbildung 4.8 wird aus der Literatur eine Eliminationsrate von Diclofenac bei Einsatz von Ozon mit 95 % angegeben.

Da eine Modellierung des möglichen Effekts einer Auslegung der Spurenstoffeliminationsstufe in Teilstrom oder Vollstrom nur indirekt über die unterschiedlichen Eliminationsraten möglich ist, wurden folgende Varianten untersucht:

- 75 % als (Mindest-)Eliminationsrate für Diclofenac bei Teilstrombehandlung (dann 83 % Eliminationsrate bei Vollstrombehandlung)
- 92 % Eliminationsrate für Diclofenac bei Vollstrombehandlung (dann 83 % Eliminationsrate bei Teilstrombehandlung)

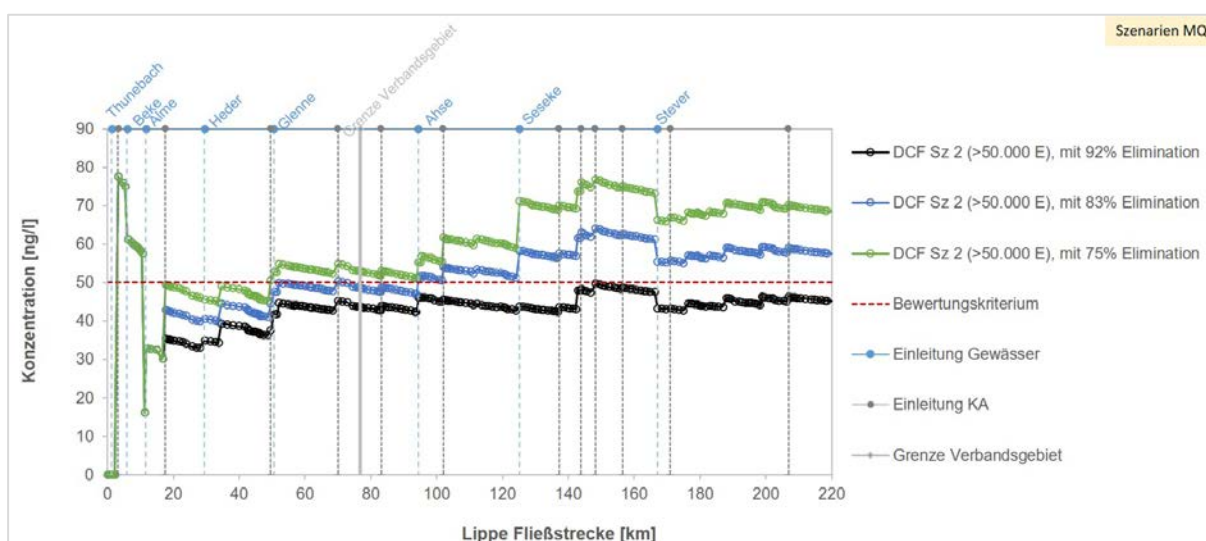


Abbildung 5.36: Vergleich der Diclofenac-Konzentrationen in der Lippe für Szenario 2 bei unterschiedlichen Eliminationsraten der Spurenstoffeliminationsstufe

In Abbildung 5.36 ist der Effekt der unterschiedlichen Wirkungsgrade der Spurenstoffelimination auf die Gewässerkonzentration beispielhaft für das Szenario 2 dargestellt. Dies zeigt, dass bei einer Eliminationsrate von Diclofenac von i.M. 92 % auf allen Kläranlagen > 50.000 EW der DCF-Zielwert von 50 ng/l im Verlauf der Lippe unterschritten werden kann. Die Differenz bei den aus den Eliminationsraten von 92 % und 83 % (wie bisher angesetzt) resultierenden Gewässerkonzentrationen in der Lippe beträgt maximal 10 ng/l. Bei einem direkten Vergleich der angesetzten Eliminationsraten von 92 % und 75 % steigt die Differenz der resultierenden DCF-Konzentration in der Lippe bis auf 75 ng/l.

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Der Vergleich aller betrachteten Szenarien in Abbildung 5.37 zeigt, dass durch den Einsatz verschiedener Eliminationsraten eine parallele Verschiebung der Gewässerkonzentrationsprofile stattfindet. Bei Ansatz einer höheren Eliminationsrate von 92 % führt dies dazu, dass in einzelnen Szenarien das Qualitätsziel auf einem deutlich größeren Anteil der Fließlänge in der Lippe im Vergleich zur bisher angesetzten mittleren Eliminationsrate von 83 % unterschritten wird.

Dies zeigt losgekoppelt davon, ob die Spurenstoffeliminationsstufen als Teil- oder Vollstrombehandlungsstufe ausgelegt sind, dass insbesondere die Reinigungsleistung der Spurenstoffeliminationsstufe einen relevanten Einfluss auf die resultierenden Gewässerkonzentrationen hat. Mit der technischen und betrieblichen Auslegung sind aber auch deutliche Kostenunterschiede verbunden. Eine Abschätzung der Kosteneffizienz einer Vollstrom- und Teilstrombehandlung erfolgt in Kapitel 6.3.2.1.

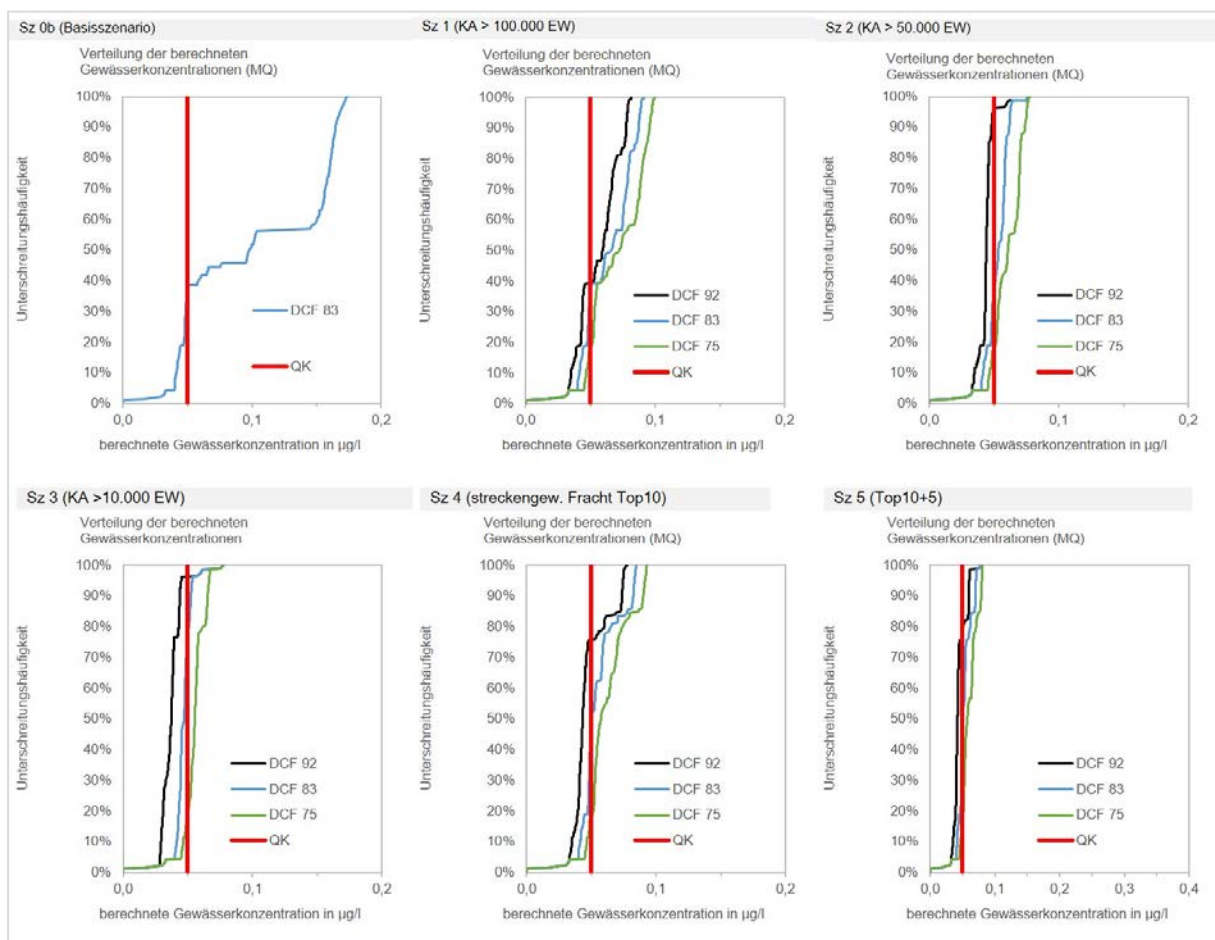


Abbildung 5.37: Unterschreitungshäufigkeit der Diclofenac-Konzentration in der Lippe in betrachteten Szenarien für unterschiedliche Spurenstoffeliminationsraten

5.3.4 Einfluss der Kläranlagenspezifischen Emissionen

Die spezifischen Ablauffrachten der konventionellen Kläranlagen sind zum Teil sehr unterschiedlich (vgl. Kapitel 4.1.5). Das liegt neben den Unterschieden der Einzugsgebiete (Kanalsystem, Indirekteinleiter, Altersstruktur, Einsatz der Substanzen, etc.) auch an dem Abbauverhalten in den Kläranlagen, welches durch Faktoren wie das Schlammalter und die Aufenthaltszeit beeinflusst wird. Eine Berücksichtigung all dieser Einflüsse und insbesondere die Ermittlung kläranlagenspezifischer Abbauverhalten von Spurenstoffen würde eine reaktionskinetische Modellierung jeder einzelnen Kläranlage erfordern. Dies ist nicht Ansatz des hier eingesetzten Stoffbilanzmodells.

Der Pro-Kopf-Verbrauch als Grundlage der hier durchgeführten Modellierung für die betrachteten Substanzen wurde aus den Messergebnissen an acht im Rahmen des Projekts untersuchten Kläranlagen zurückgerechnet und als Mittelwert für alle Kläranlagen im Modell verwendet (vgl. Kapitel 4.1.5). D.h. selbst für die sieben Kläranlagen des Lippeverbands, für die Messungen erfolgten, wurde stattdessen der Mittelwert aller betrachteten Kläranlagen angesetzt.

Testweise wurde nachfolgend der Einfluss des Einsatzes von individuellen Emissionswerten für die sieben betrachteten Kläranlagen untersucht. Hierfür wurden über den Szenariomanager jeweils die spezifischen Werte aus den sechs Messungen der einzelnen sieben Kläranlagen vorgegeben. Für die übrigen Kläranlagen wurde weiterhin der Mittelwert aller betrachteten Kläranlagen angesetzt. Die Ergebnisse der entsprechenden Berechnung der resultierenden Gewässerkonzentrationen von Diclofenac in der Lippe sind in Abbildung 5.38 dargestellt. Diese zeigt, dass mit dem pauschalisierten Ansatz, die Gewässerkonzentration nur geringfügig über denen aus dem Einsatz individueller Emissionswerte liegen. Insofern kann – auch angesichts des Aufwands für die Ermittlung kläranlagenspezifischer Emissionswerte – der pauschalisierte Ansatz, zumindest für Diclofenac, als ausreichend für den Bilanzierungszweck angesehen werden.

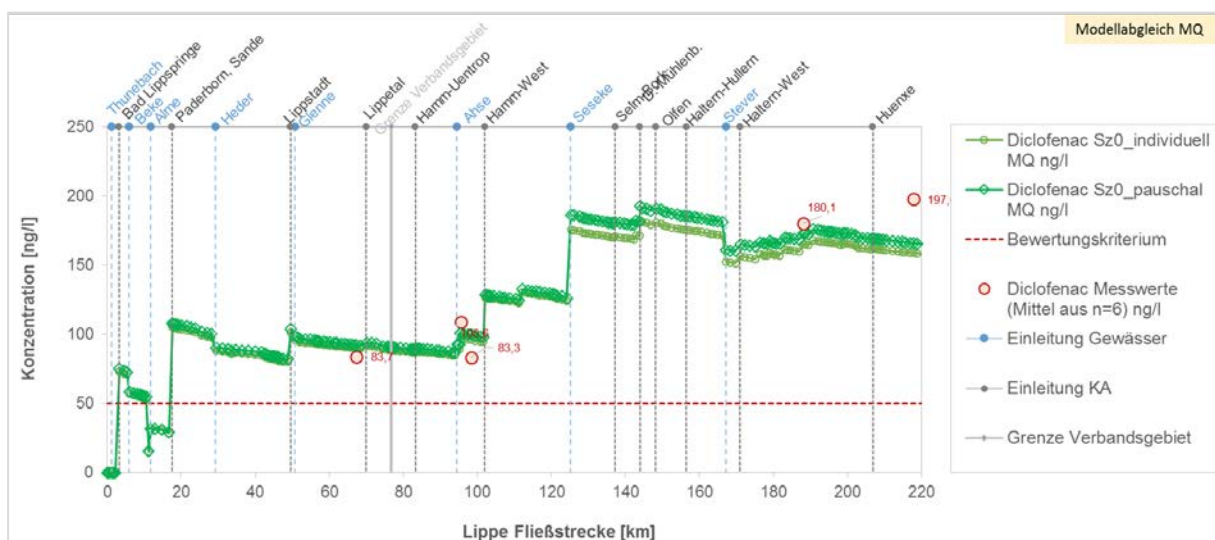


Abbildung 5.38: Diclofenac-Konzentration in der Lippe bei pauschalem Einsatz von Pro-Kopf-Verbrauchsdaten auf alle Kläranlagen im Vergleich zu individuellen Emissionswerten für sieben Kläranlagen aus Messungen

6 Nutzen-Kosten-Betrachtung der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen

Umgangssprachlich werden Kosten-Wirksamkeits-Analyse (Kosten-Effektivitäts-Analyse) und Kosten-Nutzen-Analyse oft synonym verwendet, ebenso der Begriff Wirksamkeit im Sinne von Effektivität und Effizienz. Jedoch wird in der Wirtschaftswissenschaft die Effektivität als Verhältnis von erreichtem Ergebnis zu definiertem Ziel, also als ein Gradmesser der Zielerreichung ohne Betrachtung des notwendigen (finanziellen) Aufwands bezeichnet. Bei der Effizienz hingegen geht es um die Wirtschaftlichkeit des Mitteleinsatzes zur Zielerreichung. Eine Maßnahme ist also (kosten-)effizient, wenn das definierte Ziel (bzw. Nutzen) mit den geringsten Kosten erreicht wird.

In diesem Kapitel erfolgt die Bewertung der Kosten in Relation zu definierten Nutzen. Die (betriebswirtschaftlichen) Kosten (Investitions- und Betriebskosten) werden monetär (vgl. Kapitel 6.1) und die Nutzen bzw. Wirkungen durch geeignete Indikatoren bewertet (Kapitel 6.2). Schließlich werden Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen mittels Gegenüberstellung der Maßnahmenkosten zu verschiedenen Kriterien und Nutzen durchgeführt (Kapitel 6.3).

Die Ergebnisse dieser Nutzen-Kosten-Betrachtung sind nicht so zu sehen, dass eine Ausbaumaßnahme zwingend durchzuführen ist. Es geht eher um eine Darstellung von verschiedenen Szenarien im Vergleich miteinander. Eine solche Analyse kann eine Grundlage für die Priorisierung bzw. für die Vorbereitung von Ausbauentscheidungen dienen. Diese Betrachtung geht über die in der Wasserwirtschaft häufig angewandten Kostenvergleichsrechnungen hinaus, bei der von einer Nutzengleichheit der Maßnahmen ausgegangen wird. Der Nutzen von zwei Kläranlagenausbaumaßnahmen für ein Gewässersystem kann jedoch selbst bei gleicher Kläranlagengröße und gleicher reduzierter Fracht je nach Lage im Einzugsgebiet unterschiedlich sein.

6.1 Kosten von Ausbaumaßnahmen

Grundlage für die Ermittlung der Kosten von Ausbaumaßnahmen bilden Kostenfunktionen, die aus den durchgeführten technischen Machbarkeitsstudien an acht Kläranlagen mit unterschiedlichen Ausbaugrößen abgeleitet wurden. Mittels dieser Kostenfunktionen können die Kosten von Spurenstoffeliminationsstufen auf einzelnen Kläranlagenstandorten sowie im Rahmen von Ausbauszenarien abgeschätzt werden.

6.1.1 Grundlagen der Kostenschätzung von Spurenstoffeliminationsstufen

Die Auslegungsparameter der Spurenstoffeliminationsstufe wurden nach den Empfehlungen des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe NRW (Kom-M.NRW 2015; Kom-M.NRW 2016) sowie von bereits durchgeführten Forschungsvorhaben gewählt.

Im Rahmen der technischen Machbarkeitsstudien wurden zwei Behandlungsszenarien betrachtet: Das Teilstrom-Behandlungsszenario Q_T , welches die Bemessungswassermenge $Q_{T,2h,max}$ zugrunde legt und das Vollstrom-Behandlungsszenario Q_M mit der Auslegungswassermenge der Kläranlage als Bemessungsgrundlage.

Für die Teilstrombehandlung werden folgende Schritte im Einzelnen durchgeführt:

1. Ermittlung des $Q_{T,2h,max}$ als 3-Jahresmittelwert
2. Ermittlung der damit behandelbaren Abwassermenge als 3-Jahresmittel
3. Nachweis des Anteils der behandelten Abwassermenge $\geq 100\%$ der Jahresschmutzwassermenge (JSM)
4. Nachweis des Anteils der behandelten Abwassermenge $\geq 70\%$ der Jahresabwassermenge (JAM)

Zur Auslegung der Anlagenteile wurden weiterhin die aus den Betriebsdaten resultierenden, mittleren und maximalen Dosierungsmengen für die Abschätzung der Betriebsstoffe betrachtet. Innerhalb der vier in Kapitel 3.1 betrachteten Verfahrenskombinationen wurden aufgrund der unterschiedlich zu behandelnden Abwassermengen im Teil- und im Vollstrom auch entsprechend unterschiedliche, zum Teil modulare Bauweisen gewählt, um die Technologie sinnvoll den Anlagengrößen anzupassen. So wurde für geringere zu behandelnde Abwassermengen bspw. eine kontinuierliche Sandfiltration gewählt. Je nach den örtlichen Bedingungen wurde diese in Betonbauweise oder in Stahlbauweise (modulare Bauweise) betrachtet. Dies ist zwar eine sehr anlagenspezifische Betrachtung, bietet aber bei Einbezug mehrerer Anlagen die Möglichkeit entstehende Kosten realistischer abzubilden. Die folgenden Abbildungen zeigen exemplarische Fließschemata der betrachteten Varianten.

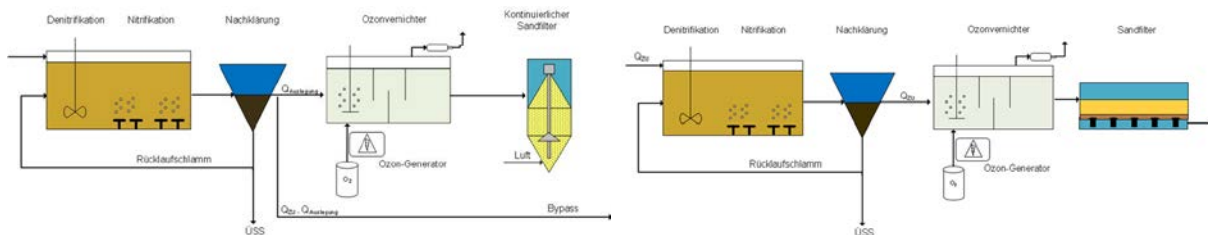


Abbildung 6.1: Schematische Darstellung der Ozonung mit Sandfiltration in unterschiedlicher Bauweise für die Teil- und die Vollstrombehandlung

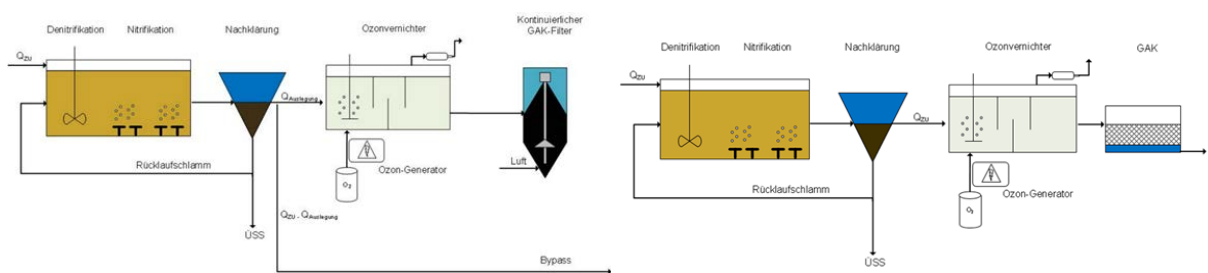


Abbildung 6.2: Schematische Darstellung der Ozonung mit GAK-Filtration in unterschiedlicher Bauweise für die Teil- und die Vollstrombehandlung

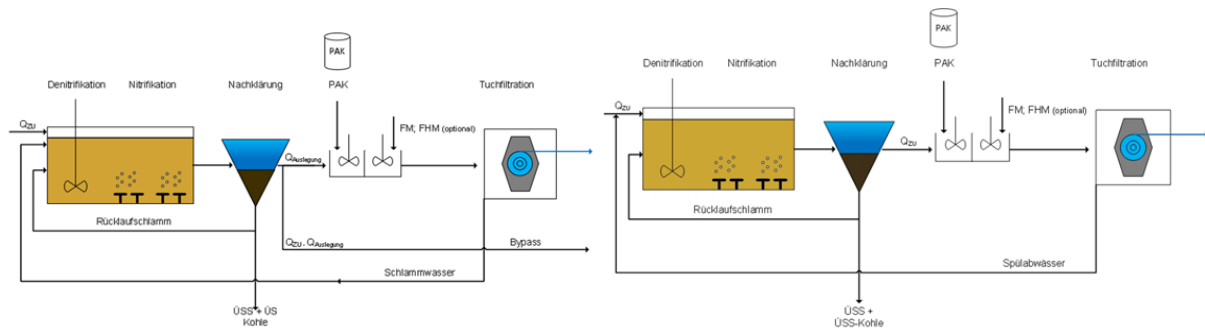


Abbildung 6.2: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung mit Polstofffiltration für die Teil- und die Vollstrombehandlung

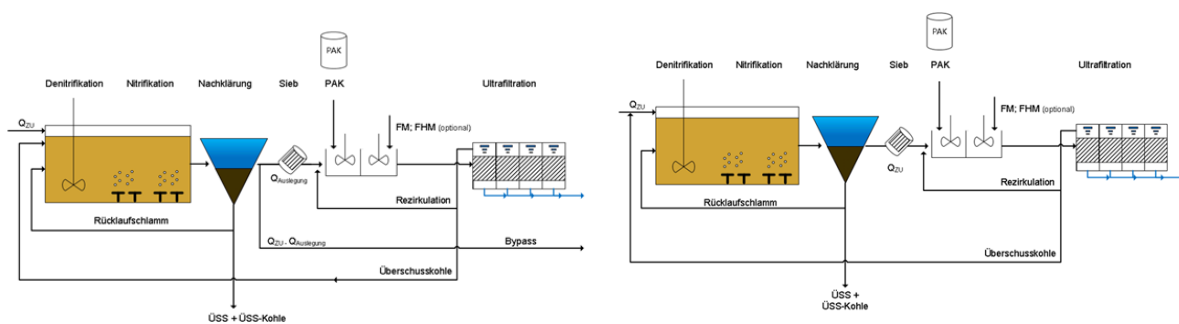


Abbildung 6.3: Schematische Darstellung PAK-Dosierung + Membranfiltration für die Teil- und die Vollstrombehandlung

Die erforderlichen Maßnahmen zur Umsetzung der Varianten werden geplant und in Lageplänen dargestellt. Dass der Flächenbedarf für die Teilstromvariante deutlich geringer ist, wird ebenfalls anlagenspezifisch durch die mögliche Nutzung anderer Flächen berücksichtigt. Die gewählten Ansätze bilden die Grundlagen für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.

6.1.1.1 Investitionskosten und Betriebskosten

Die Kostenannahme für die Investitionskosten wurde getrennt für die:

- Bautechnik (BT),
- Technischen Anlagen (Maschinenteknik, MT) und
- EMSR-Technik (ET)

inkl. der Baunebenkosten (20 % der Investitionskosten BT+MT+ET) detailliert aufgeführt.

Neben den Investitionskosten sind die Betriebskosten wesentlich, da diese für die Bestimmung der Wirtschaftlichkeit einer Variante oft maßgeblich sind. Die Betriebskosten sind in folgende Kostenblöcke unterteilt:

- Wartung & Instandhaltung
- Verbrauchsstoffe (wie Sauerstoff, Aktivkohlebedarf, Fällungs- und Flockungsmittel)
- Energiebedarf
- Zusätzliche Schlammentsorgungskosten und
- Personalkosten

Die Betriebskosten wurden wie folgt berücksichtigt:

- Wartung und Instandhaltung 1,0% v. BT; 3% v. MT und ET

- Sauerstoff 140 €/t
- Aktivkohle 150 €/t
- FM $0,2g_{Fe}/g_{PAK}$ (Tuchfiltration); $0 g_{Fe}$ (Membran)
- Fällschlamm $2,5 kg_{TS}/kg_{Fe} \Rightarrow 0,2 \cdot 2,5 \Rightarrow$ Erhöhung Schlammanfall bei PAK= $1,5 \cdot$ PAK zudosiert
- Kosten Fällmittel 130 €/t_{Lieferform} ($0,135 kg_{ME}/kg_{FM}$)
- Reinigungschemikalien Membranfläche (NaClO 10% und Citric 50%), Mittel aus Ergebnissen Hünxe und Neuss Ost $1,0 €/m^2 \cdot a$
- Stromkosten $0,20 €/kWh$
- Stromverbrauch Membran $0,1 kWh/m^3$ (ohne Reziströme)
- Schlammensorgungskosten Kohle $230 €/t_{AK}$
- Personalkosten $55.400 €/a$ netto

Für den Betrieb der vierten Reinigungsstufe ist generell von einem gesteigerten Personalaufwand auszugehen. Für alle Varianten wurde angesetzt, dass mindestens eine halbe Stelle zusätzlich einzurichten ist. In Abbildung 6.4 und Abbildung 6.5 sind beispielhaft die Investitionskosten und Betriebskosten für die verschiedenen Verfahrenskombinationen dargestellt. Bei allen Kostenangaben handelt es sich um Netto-Werte.

6.1.1.2 Jahreskosten

Maßgebend für den Vergleich von Verfahrensvarianten aber auch für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung sind die Jahreskosten. Diese wurden mittels dynamischer Kostenvergleichsrechnung nach (DWA, 2012) ermittelt. Folgende Ansätze wurden gewählt:

- Bezugszeitpunkt (Nutzungsbeginn) 2023
- Betrachtungszeitraum 30 a
- Realzinssatz 3 %
- keine Preissteigerungsrate

Durchschnittliche Nutzungsdauer:

- Bautechnik / Baunebenkosten 30 a
- Technische Anlagen / Polstofffilter 15 a
- Elektrotechnik 10 a
- Membranen $7,5 a$ (nach Rücksprache Hersteller: 5 – 10 a)
- Polstofffiltertuch 5 a

In Abbildung 6.6 sind beispielhaft die Jahreskosten der betrachteten Verfahrenskombinationen dargestellt. Die anlagenspezifische Ausarbeitung ist in den einzelnen Machbarkeitsstudien detailliert beschrieben und den entsprechenden separaten Bericht zu entnehmen.

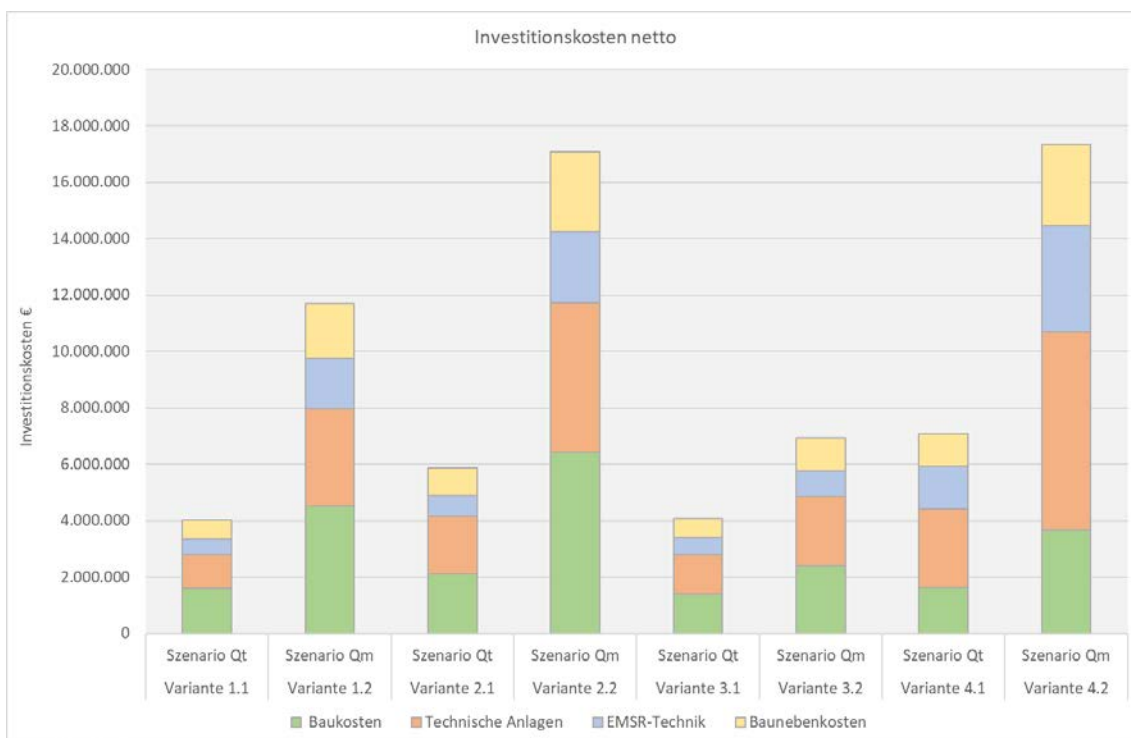


Abbildung 6.4: Beispiel Nettoinvestitionskosten der verschiedenen Verfahrenskombinationen

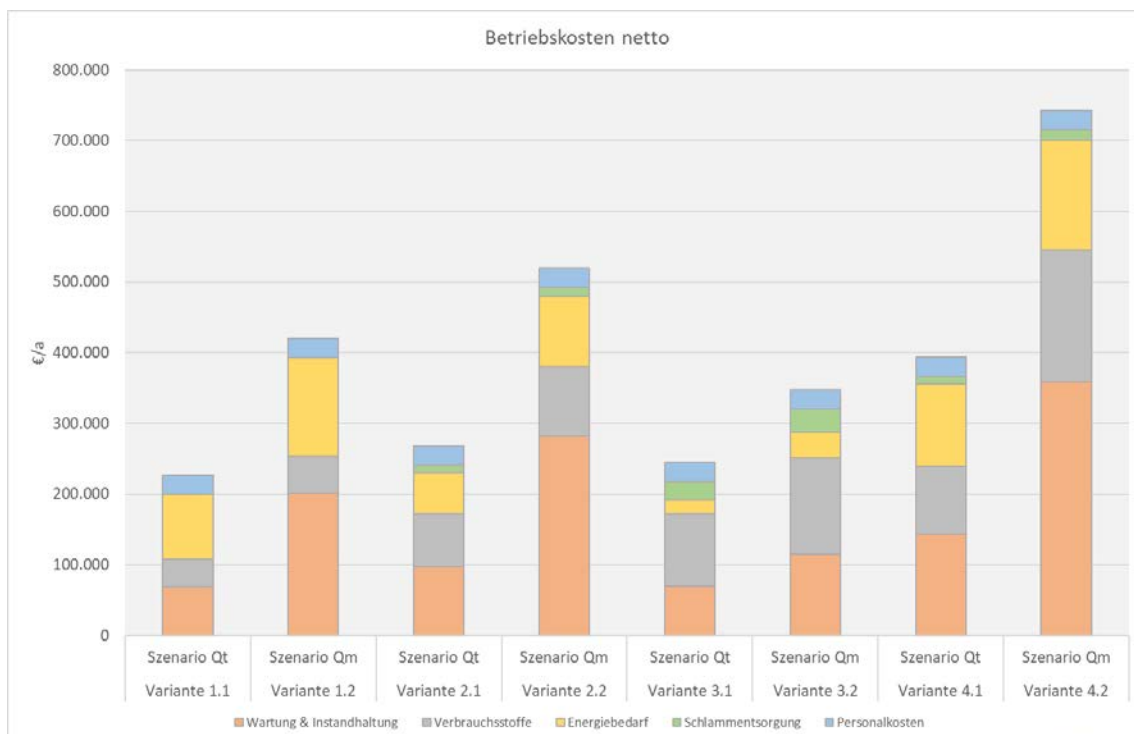


Abbildung 6.5: Beispiel Nettobetriebskosten der verschiedenen Verfahrenskombinationen

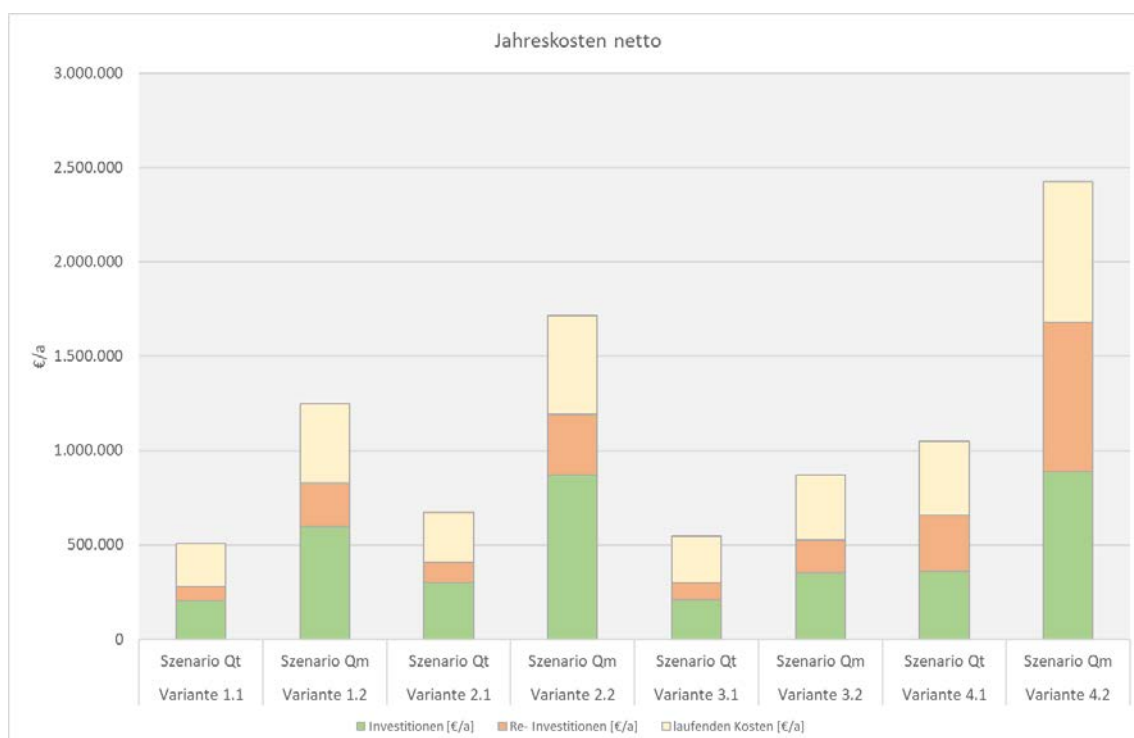


Abbildung 6.6: Beispiel Nettojahreskosten der verschiedenen Verfahrenskombinationen

6.1.1.3 Kostenfunktionen von Spurenstoffeliminationsstufen auf Kläranlagen

Anhand der oben aufgeführten Grundlagen ergibt sich ein Kostenrahmen für die Anlagen zur Spurenstoffelimination mit Auslegung als Teil- und Vollstrombehandlungsstufe, der als Kostenfunktion abgebildet werden kann. Die Darstellung der Kostenfunktionen wurde zur besseren Vergleichbarkeit in Anlehnung an die Kostenfunktion des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW gewählt. Bezugsgröße ist dabei die Anschlussgröße der Kläranlagen in Einwohnerwerten. Ergänzend erfolgt eine Darstellung mit Bezug auf die Ausbaugröße der vierten Reinigungsstufe als Volumenstrom.

Die spezifischen Jahreskosten in €/m³ behandeltem Abwasser sind in Abbildung 6.7 bis Abbildung 6.10 für die Teilstrombehandlung und die Vollstrombehandlung dargestellt. In Abbildung 6.7 ist zusätzlich die Kostenfunktion des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe.NRW von 2016 und diese um 30 % erhöht dargestellt.

Zur Interpretation der Kostenfunktionen sind folgende allgemeine Anmerkungen hilfreich:

- Die Ausbaugröße einer Kläranlage wird in erster Linie auf Grundlage der zulaufenden Frachten bzw. prognostizierten Frachten (CSB, N, P) ermittelt. Die Auslegung der Spurenstoffeliminationsstufe erfolgt in erster Linie nach der Wassermenge (z. B. Auslegung Flächen- bzw. Raumfilter, Dosierung PAK).
- Die Auslegungswassermenge einer Kläranlage steht in keinem direktem Zusammenhang zur Ausbaugröße. Das Verhältnis Q_T/Q_M für die Auslegung auf Teil-/Vollstrom ist auf den Kläranlagen sehr unterschiedlich. Die Charakteristik der angeschlossenen Kanalisation

hat maßgeblichen Einfluss (z.B. Anteil Trenn-/Mischkanalisation, Entlastungen, nachträgliche Entflechtungen).

Damit treten abweichende Erscheinungsbilder bei den Darstellungen mit Bezug auf die Anschlussgröße und die Auslegungsgröße sowie in Bezug auf die Auslegung für Teilstrom und Vollstrom auf. Hinzu kommen resultierende Abweichungen aufgrund der standortspezifischen Randbedingungen und der jeweils ausgewählten Technik.

Es ergeben sich folgende Erkenntnisse bzw. Anmerkungen:

- Es ist deutlich ersichtlich, dass deutlich höhere Kosten zu erwarten sind als die Kosten der Vergleichskurve aus *“Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination - 2. überarbeitete und erweiterte Auflage”*; Kompetenzzentrum-Mikroschadstoffe.NRW. Die kontinuierliche Sandfiltration und die Polstofffiltration weisen nahezu gleiche Kosten auf. Abweichungen ergeben sich aufgrund von räumlichen Randbedingungen, aufgrund der Verfahrensausführung (Stahlbau, Betonbauweise) und der gewählten Ausstattung mit Reserveeinheiten. So wurde bspw. bei der Kläranlage Hertenerholt (36.000 EW) für die Teil- und die Vollstrombehandlung als Verfahren die kontinuierlich betriebene Sandfiltration gewählt, für das Teilstromverfahren in Stahlbauweise und für den Vollstrom in Betonbauweise. Daraus resultiert, dass bei der Vollstrombehandlung die Differenz zwischen diesen Verfahren im Vergleich zu den anderen Anlagen nicht deutlich zunimmt. Die Wahl eines abwärts durchströmten Flockungsfilters bei den größeren Anlagen im Vollstrom einzuplanen, zeigt sich deutlich in den spezifischen Kosten.
- Der spezifische Kostensprung zwischen dem Verfahren Ozon + Sandfiltration und dem Verfahren PAK + Polstofffiltration ist im Teilstromverfahren relativ gering. Das BAK Verfahren (Ozon + GAK) liegt in den spezifischen Kosten weitaus höher als der abwärts durchströmte Sandfilter, da die Filtration doppelt so groß wird und die Ozonanlage baugleich ausgelegt wird.
- Als eingrenzende untere Hüllkurve ergibt sich die PAK-Dosierung mit der Polstofffiltration, da dieses Verfahren über das gesamte Anlagenspektrum in ein und dergleichen Bauweise umgesetzt wird. Die obere Hüllkurve beschreibt das Verfahren PAK + Membranfiltration.

Folgende „Auffälligkeiten“ sind wie folgt zu plausibilisieren:

Abweichung Membranfiltration 15.000 EW und 17.000 EW:

Die Kläranlage Hünxe mit 17.000 EW verfügt bereits einstraßig über eine Membranstufe als Membranbioreaktor. Die Behandlungskosten auf Basis der Jahreskosten sind entsprechend aufgrund der geringeren Investitionskosten deutlich geringer.

Anstieg der spezifischen Kosten im Mittelfeld (Bönen, Soest und Dortmund-Scharnhorst):

Die Spurenstoffeliminationsstufe der Kläranlage Bönen ist aufgrund einer wesentlich höheren hydraulischen Beaufschlagung und einer größeren Jahresabwassermenge größer als die der KA Soest (vgl. Tabelle 6.1). Trägt man die spezifischen Jahreskosten über die Ausbaugröße der Spurenstoffeliminationsstufe auf, stellt sich der Verlauf umgekehrt dar (siehe Abbildung

6.10). Weitere Abweichungen ergeben sich u.a. aufgrund der anlagenspezifischen Randbedingungen, wie die zur Verfügung stehenden Flächen und der Wahl des Verfahrens.

Differenz der spezifischen Kosten der im Vollstrom nahezu baugleichen Kläranlagen Hamm-West und Dortmund-Scharnhorst:

Im Teilstromverfahren ist die Ausbaugröße der Spurenstoffeliminationsstufe der KA Hamm-West doppelt so groß wie die der KA Dortmund-Scharnhorst, während die Anlagen für eine Vollstrombehandlung nahezu gleich groß sind (1.800 l/s zu 1.700 l/s). Somit sind die Investitionskosten und die Kosten für Wartung und Instandhaltung nahezu identisch, während sich die Betriebskosten gem. der zu behandelnden Jahresabwassermenge unterscheiden. Da der investive Anteil der Jahreskosten bis zu 60 % beträgt, die behandelte Jahresabwassermenge der KA Hamm-West aber ca. 1,7-mal größer ist als die der Kläranlage Dortmund-Scharnhorst, fallen die spezifischen Kosten entsprechend geringer aus.

Tabelle 6.1: Bemessungsgrößen der Spurenstoffeliminationsstufe auf den betrachteten Kläranlagen

Kläranlage	Ausbaugröße	Ausbaugröße der Spurenstoff-eliminationsstufe Teilstrom	Ausbaugröße der Spurenstoff-eliminationsstufe Vollstrom
	[EW]	[m ³ /h]	[m ³ /h]
Reken	15.000	212	540
Hünxe	17.000	169	540
Herten-Westerholt	36.000	432	1.008
Bönen	71.000	914	2.930
Soest	115.000	730	2.376
Dortmund-Scharnhorst	190.000	1.660	6.120
Hamm-West	252.000	3.276	6.552
Dortmund-Deusen	705.000	7.200	16.200

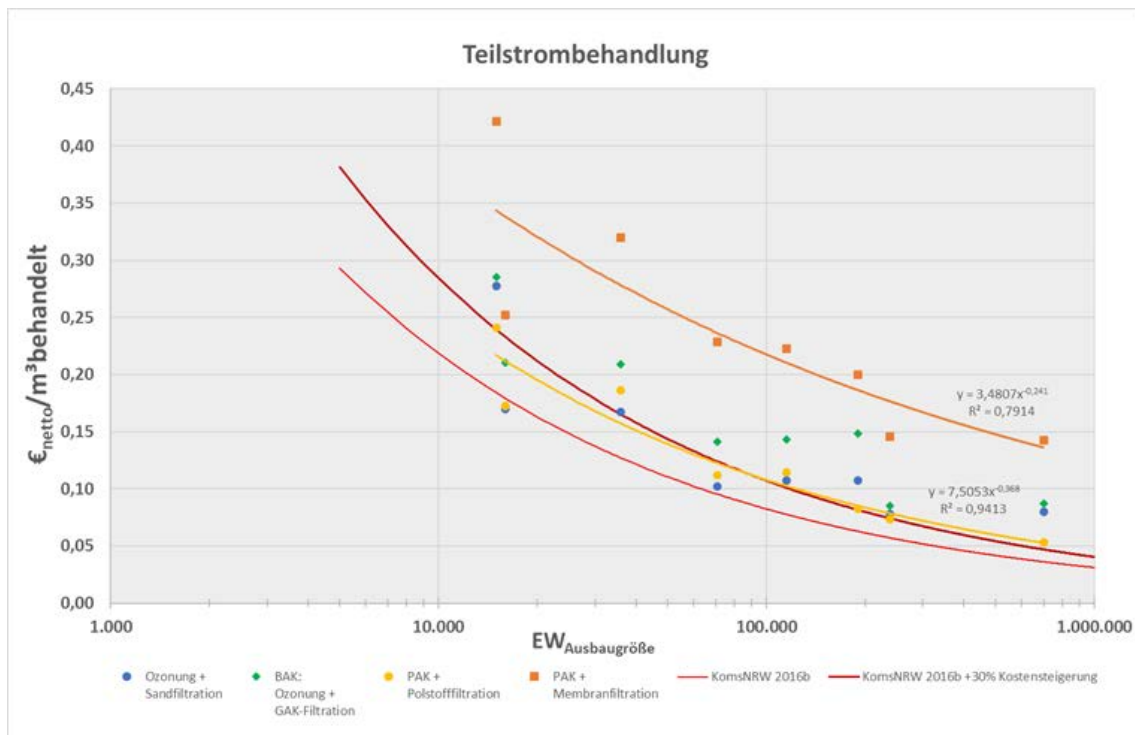


Abbildung 6.7: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezif. Nettokosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße der Kläranlage für eine Teilstrombehandlung

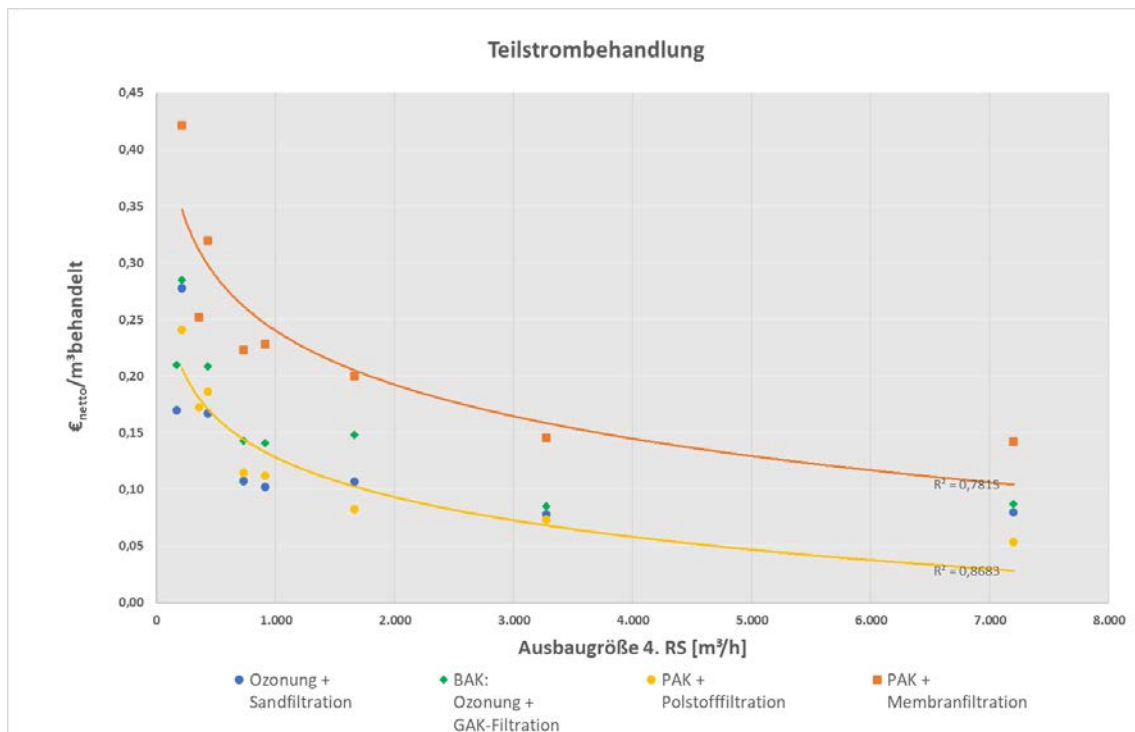


Abbildung 6.8: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezifische Nettokosten in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge der Spurenstoffeliminationsstufe für eine Teilstrombehandlung

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

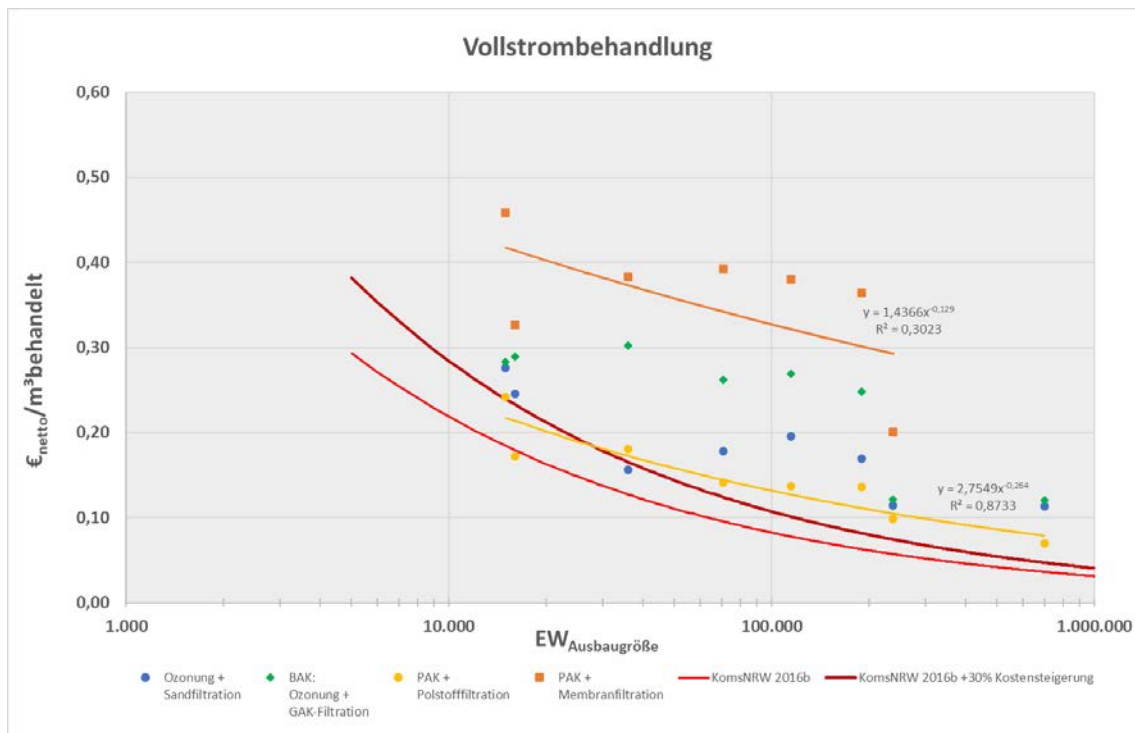


Abbildung 6.9: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezif. Nettokosten in Abhängigkeit der Ausbaugröße der Kläranlage für eine Vollstrombehandlung

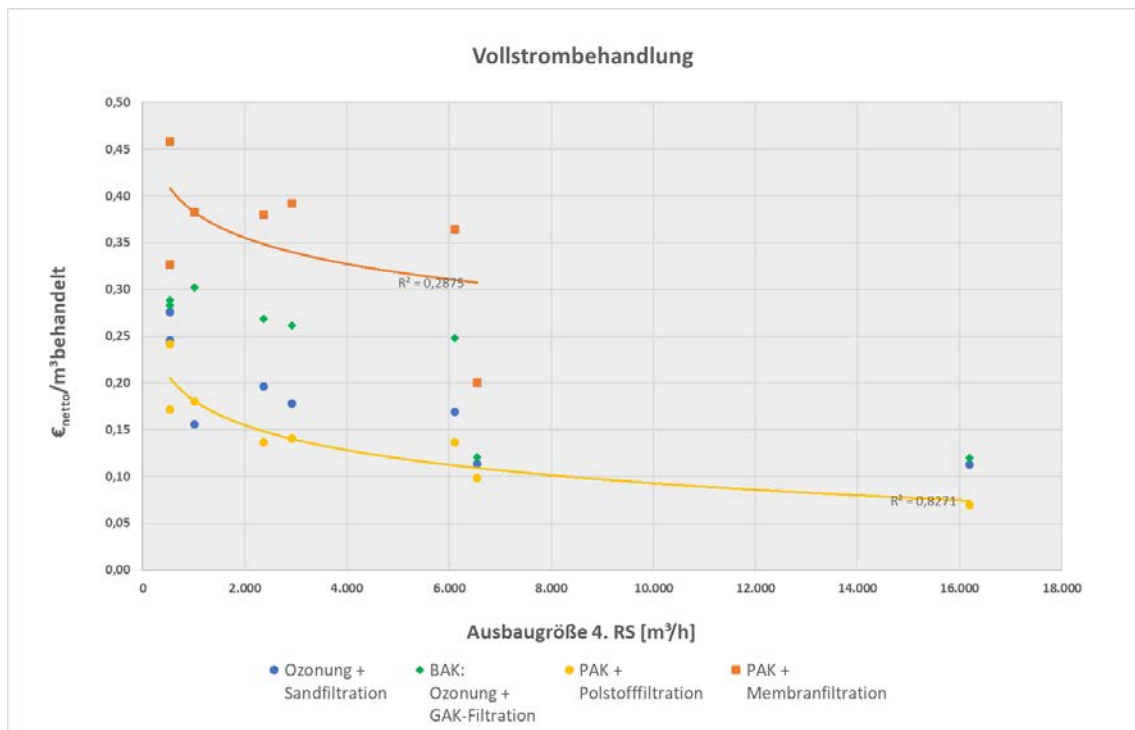


Abbildung 6.10: Kostenfunktionen aus acht Machbarkeitsstudien als spezifische Nettokosten in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge der Spurenstoffeliminierungsstufe für eine Vollstrombehandlung

6.1.2 Kosten von Spurenstoffeliminationsstufen auf den Kläranlagen

Für die Abschätzung der Kosten einer Spurenstoffeliminationsstufe auf einzelnen Kläranlagen, für die keine Machbarkeitsstudie durchgeführt wurde, wurden die Kostenfunktionen als spezifische Kosten in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge der Spurenstoffeliminationsstufe in m³/h für einer Teilstrombehandlung (Abbildung 6.8) und eine Vollstrombehandlung (Abbildung 6.10) herangezogen. Somit liegen acht Kostenkurven vor (vier Verfahrenskombinationen mit je zwei Auslegungsmöglichkeiten als Teil- bzw. Vollstrombehandlung), die je nach gewählter Verfahren für die Spurenstoffeliminationsstufe verwendet werden können.

Tabelle 6.2: Aus Kostenfunktionen geschätzte Nettojahreskosten von Spurenstoffeliminationsstufen auf den Kläranlagen der GK 4 und 5 des Lippeverbands

Kläranlagen			Auslegungswassermenge bei Teilstrom für die Spurenstoffeliminationsstufe (mindestens 100% von JSM und mindestens 70% von JAM)				Jahreskosten			
Name	Angeschl. Einwohner	EW Ausbaugröße	JAM [m ³ /a]	JSM [m ³ /a]	Q behandelt [m ³ /a]	Anteil Q behandelt zu JAM	Max. Teilstrom [€/a]	Min. Teilstrom [€/a]	Max. Vollstrom [€/a]	Min. Vollstrom [€/a]
Hamm-West	134.081	252.000	20.033.397	13.904.267	14.023.378	70%	2.436.586	1.082.693	5.785.086	2.069.620
Lünen-Sesekemuendung	139.415	200.000	18.909.241	14.102.613	14.102.613	75%	2.590.705	1.185.465	5.625.707	2.076.386
Dortmund-Scharnhorst	112.223	190.000	11.849.586	8.424.788	8.424.788	71%	1.566.917	721.682	3.548.786	1.318.919
Kamen-Körnebach	104.925	160.000	12.816.620	8.570.951	8.971.634	70%	1.739.183	818.697	3.924.442	1.492.766
Dorsten	57.096	137.000	5.264.668	3.932.885	3.932.885	75%	791.459	379.985	1.644.636	638.826
Dorsten-Wulfen	19.764	130.000	2.608.340	2.409.499	2.409.499	92%	491.058	237.336	820.354	320.914
Soest	51.545	115.000	5.943.909	4.503.513	4.503.513	76%	945.344	464.069	1.899.232	755.360
Dattlener-Mühlenbach	65.606	105.800	10.000.000	9.000.000	9.000.000	90%	1.927.561	956.313	3.229.812	1.299.097
Bönen	42.191	71.000	6.513.827	4.116.033	4.559.679	70%	1.075.097	561.099	2.214.929	940.178
Hamm-Mattenbecke	40.444	70.000	5.889.905	4.259.371	4.259.371	72%	1.007.728	526.887	2.006.442	853.313
Marl-West	36.970	64.000	3.372.152	2.355.444	2.360.506	70%	570.667	301.786	1.162.106	500.244
Gelsenkirchen-PiMuBa	49.872	57.000	6.236.076	4.798.725	4.798.725	77%	1.192.962	640.224	2.181.421	953.820
Dülmen	34.690	55.000	3.575.161	2.665.722	2.665.722	75%	668.427	360.354	1.256.391	552.008
Marl-Ost	29.982	55.000	2.508.688	1.909.537	1.909.537	76%	478.814	258.132	881.608	387.344
Lüdinghausen	21.485	55.000	2.163.701	1.703.602	1.703.602	79%	427.176	230.294	760.372	334.078
Werne	36.901	54.000	4.455.352	3.086.611	3.118.747	70%	785.488	424.451	1.569.420	691.251
Haltern-West	36.271	53.500	3.039.913	2.189.348	2.189.348	72%	552.647	298.984	1.072.110	472.804
Waltrop	28.511	38.000	3.515.260	2.623.666	2.623.666	75%	719.196	406.365	1.295.640	598.412
Werl	19.575	36.000	3.141.877	2.187.427	2.199.314	70%	610.780	347.485	1.166.170	542.539
Herten-Westerholt	24.755	36.000	2.381.844	1.758.564	1.758.564	74%	488.378	277.848	884.069	411.297
Nottuln-Appelhülsen	18.888	27.000	2.232.871	1.599.872	1.599.872	72%	476.204	281.003	860.109	415.996
Senden	18.922	27.000	1.194.383	1.083.750	1.083.750	91%	322.580	190.351	460.080	222.520
Marl-Lenkerbeck	17.103	26.000	1.303.264	927.610	927.610	71%	278.627	165.205	504.472	245.237
Selm	18.038	25.500	1.949.307	1.331.099	1.364.515	70%	411.783	244.759	756.436	368.688
Nordkirchen	9.303	23.000	1.174.185	770.886	821.930	70%	254.287	153.139	461.753	228.216
Werl-Westönnen	11.992	18.800	1.784.505	1.440.700	1.440.700	81%	467.916	289.102	720.257	365.802
Huenxe	9.257	17.000	859.535	632.124	632.124	74%	210.344	131.633	351.456	180.938
Schermbeck	12.788	16.000	991.435	734.980	734.980	74%	248.170	156.505	408.572	212.072
Olfen	11.695	15.500	877.734	783.845	783.845	89%	266.702	168.871	363.200	189.331
Selm-Bork	6.125	15.000	773.594	554.711	554.711	72%	190.237	120.958	321.465	168.318
Bad Sassendorf	11.216	13.000	1.755.838	1.407.135	1.407.135	80%	499.508	323.424	743.227	396.743
Reken	8.750	12.500	948.949	577.512	664.264	70%	238.041	154.898	403.717	216.653
Welver	8.881	12.000	732.856	570.193	570.193	78%	206.351	134.974	313.430	169.130

Die Wahl des Verfahrens bzw. der Verfahrenskombination für die Spurenstoffeliminationsstufe hängt u.a. auch von standortspezifischen Randbedingungen und von der Abwasserzusammensetzung ab. D.h. die Entscheidung für den Einsatz eines Verfahrens steht nicht von vorne herein fest, sondern bedarf bspw. detaillierte Analysen der vorhandenen Anlage und der Abwasserzusammensetzung. Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen werden bei den folgenden Kostenschätzungen Kostenspannen angegeben, als minimale und maximalen Kosten einer Teilstrom- bzw. einer Vollstrombehandlung. Die minimalen Kosten leiten sich aus dem

Verfahren mit Pulveraktivkohle (PAK + Polstoffilter), dessen Kostenverlauf die „untere Hüllkurve“ in den Kostenfunktionen darstellt. Die maximalen Kosten werden aus der Verfahrenskombination Pulveraktivkohle mit Membranfiltration abgeleitet, welche die „obere Hüllkurve“ in den Kostenfunktionen abbildet.

Die nach dem geschilderten Vorgehen abgeschätzten Nettojahreskosten der Spurenstoffeliminationsstufen auf den 33 Kläranlagen des Lippeverbands mit einer Ausbaugröße > 10.000 EW sind in Tabelle 6.2 dargestellt. Die Jahreskosten der Spurenstoffeliminationsstufen bewegen sich zwischen 134.974 €/a für die Teilstromauslegung einer Stufe mit Pulveraktivkohle mit Polstoffilter auf der Kläranlage Welver (12.000 EW) und rd. 5,785 Mio. €/a für die Vollstromauslegung einer PAK-Stufe in Kombination mit einer Membranfiltration auf der Kläranlage Hamm-West (252.000 EW). Im direkten Vergleich können die Kosten der Spurenstoffeliminationsstufe auf einzelnen Kläranlagen bei Vollstromauslegung doppelt so viel wie die Jahreskosten einer Teilstromauslegung betragen.

6.1.3 Kosten der Ausbauszenarien

Mit der Auswahl der Kläranlagen für die betrachteten Szenarien (Kapitel 5.1), der Auslegungswassermengen sowie der Kostenfunktion ergeben sich die in Abbildung 6.11 dargestellten Gesamtkosten der Ausbauszenarien. Die Jahreskosten liegen über alle Szenarien gesehen je nach eingesetzten Verfahren und deren Auslegung bei 6,5 bis 49,6 Mio. €/a.

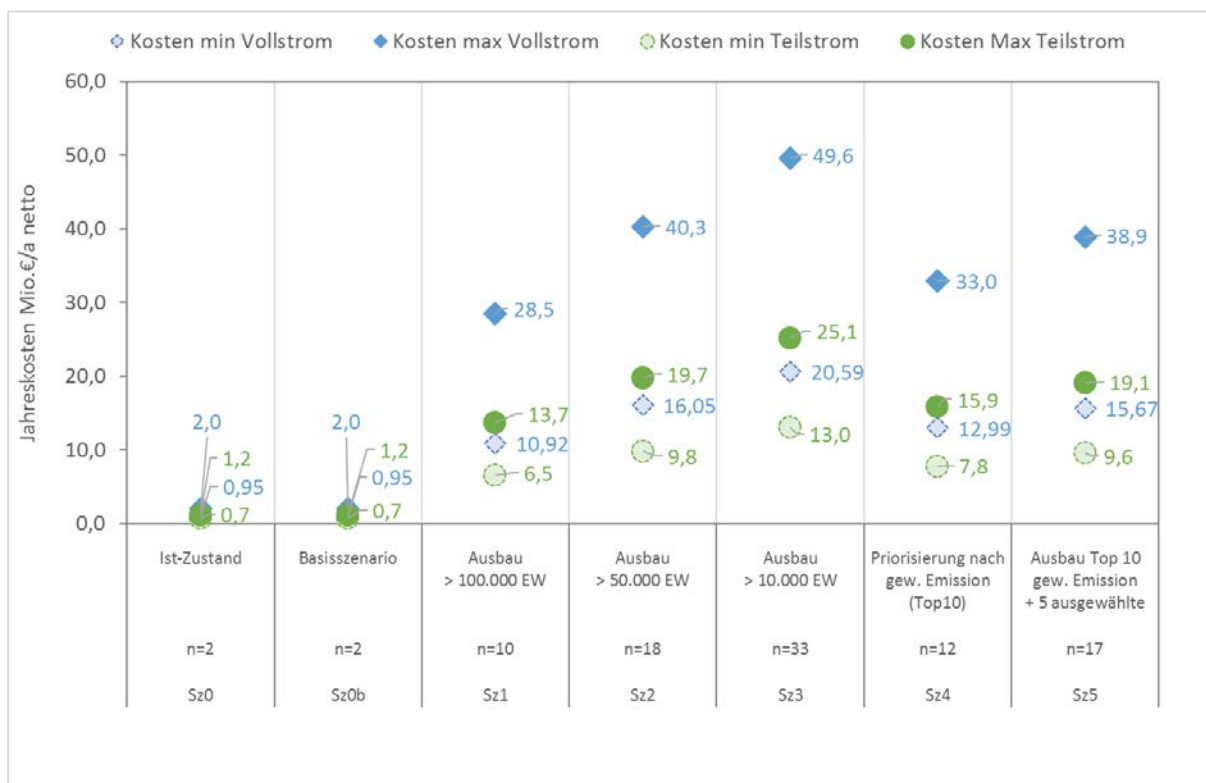


Abbildung 6.11: Nettojahreskosten der Ausbauszenarien als Voll- oder Teilstrombehandlung

Die maximalen Jahreskosten bei einer Teilstrombehandlung liegen bei 13,7 Mio. €/a für Sz1 (Ausbau Kläranlagen > 100.000 EW) bis 25,1 Mio. €/a für Sz3 (Ausbau Kläranlagen > 10.000 EW). Bei einer Vollstromauslegung liegen die minimalen Jahreskosten zwischen 10,9 Mio. €/a für Sz1 und 20,6 Mio. €/a für Sz3.

Die Spreizung von minimalen zu maximalen Kosten ist bei der Vollstrombehandlung im Vergleich zur Teilstromauslegung hoch, da bspw. die Betriebskosten je nach Verfahren überproportional mit der behandelten Abwassermenge zunehmen.

Die Kosten einer Vollstromauslegung betragen bis zum doppelten denen einer Teilstrombehandlung. Zum Beispiel liegen die minimalen Jahreskosten des Ausbauszenarios Sz 4 für eine Teilstrombehandlung bei 7,8 Mio. €/a und bei 13 Mio. €/a für eine Vollstromauslegung. Ferner liegen die maximalen Jahreskosten für den Ausbau aller Kläranlagen > 10.000 EW für eine Teilstrombehandlung bei 25,1 Mio. €/a und bei 49,6 Mio. €/a für eine Vollstromauslegung.

6.2 Nutzen von Ausbaumaßnahmen

Um die Nutzen von Ausbaumaßnahmen bewerten zu können, müssen diese zunächst definiert sowie geeignete Indikatoren zur Bewertung dargestellt werden. Die hier betrachteten Nutzen bzw. Wirkungen der Spurenstoffelimination sowie Indikatoren für deren Bewertung sind in Tabelle 6.3 dargestellt. Dabei wurde zwischen der Bewertung von Ausbauszenarien und der Bewertung von kläranlagenspezifischen Ausbaumaßnahmen unterschieden. Durch die Breitbandwirkung der Spurenstoffelimination werden verschiedene Substanzen in unterschiedlichen Höhen eliminiert. Stellvertretend für die vielen durch eine solche Maßnahme erfassten Spurenstoffe erfolgt hier die Bewertung bzw. Quantifizierung des jeweiligen Nutzens der Spurenstoffelimination am Beispiel von Diclofenac.

Tabelle 6.3: Betrachtete Wirkungen der Spurenstoffelimination und Indikatoren für die Nutzenbewertung

Nutzen bzw. Wirkung	Indikator
Bewertung der Ausbauszenarien	
Emissionsminderung	Durch die Maßnahmen insgesamt reduzierte Fracht im Lippeverbandsgebiet im Vergleich zum Basisszenario als Referenzzustand (in kg/a)
Erreichen des Qualitätsziels auf der Fließlänge	Durch die Maßnahmen resultierende zusätzliche Fließkilometer von der Einleitung bis zur Einmündung der Lippe in den Rhein mit Gewässerkonzentrationen bei MQ unter dem Qualitätsziel für Diclofenac im Vergleich zum Basisszenario als Referenzzustand (in km)
Verbesserung der Gewässerqualität an Messstellen	Kumulierte Veränderung der durch die Maßnahmen resultierenden Gewässerkonzentrationen an operativen Messstellen im Lippeverbandsgebiet im Vergleich zum Basisszenario als Referenzzustand (in %)
Bewertung der kläranlagenspezifischen einer Ausbaumaßnahme	
Emissionsminderung	Durch Maßnahmen eliminierte Fracht (in kg/a)
Strahlwirkung	Durch Maßnahmen entlastete Fließstrecke von der Einleitungsstelle bis zur Einmündung der Lippe in den Rhein (als Fließlänge in km sowie als streckengewichtete Fracht = eliminierte Fracht * insgesamt beeinflusste Fließkilometer in (kg*km)/a)
Verbesserung der Gewässerqualität an der Einleitungsstelle	Durch Maßnahmen resultierende Veränderung der Gewässerkonzentration an der Einleitungsstelle (in %) unter Berücksichtigung des Abwasseranteils bzw. des Anteils der Kläranlage am kumulierten Abwasseranteil

Nutzen Emissionsminderung

Die durch die Maßnahmen reduzierten Eintragsfrachten von Spurenstoffen ist eine einfache Betrachtung des Nutzens („kg/a Frachtreduktion“), die insgesamt auf die Emissionsminderung aus dem betrachteten Einzugsgebiet zielt (Betrachtungspunkt am Gebietsauslass als Mündung der Lippe in den Rhein). Bei den Ausbauszenarien dient der Vergleich mit dem Basisszenario als Referenzzustand. Für die kläranlagenspezifischen Ausbaumaßnahmen dient der Nutzen als eine Basisgröße für die spätere Ermittlung der Kosteneffizienz im Vergleich zu Maßnahmen an anderen Standorten.

Nutzen Erreichen des Qualitätsziels auf der Fließlänge

Die Spurenstoffelimination ist kein Selbstzweck, sondern soll dazu dienen Qualitätsziele im Gewässer zu erreichen, die aus ökotoxikologischen Gründen für den Schutz der Gewässerökologie oder aus anderen nutzenspezifischen Überlegungen abgeleitet wurden. Die Wirkungen der Ausbauszenarien werden hinsichtlich der Fließkilometer von der Kläranlageneinleitungsstelle bis zur Einmündung der Lippe in den Rhein quantifiziert, die im Vergleich zum Basisszenario zusätzlich das Diclofenac-Qualitätsziel unterschreiten. Bei der Bewertung dieses Nutzens insbesondere mit Blick auf die Kosteneffizienz von Maßnahmen ist jedoch zu beachten, dass ein solches Immissionskriterium stoffspezifisch ist. D.h. eine Einhaltung des Qualitätsziels für einen Spurenstoff ist nicht auf andere übertragbar. Bei einigen Spurenstoffen können die Qualitätsziele durch nachgeschaltete Maßnahmen auf Kläranlagen alleine unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht eingehalten werden (z. B. Röntgenkontrastmittel). Einige Spurenstoffe hingegen können bereits ohne weitere Maßnahmen im Gewässer in Konzentrationen unter ihrem Beurteilungskriterium gemessen werden (z. B. Carbamazepin, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Benzotriazol in der Lippe).

Nutzen Verbesserung der Gewässerqualität an Messstellen bzw. an der Einleitungsstelle

Die Spurenstoffelimination führt zur Verbesserung der Gewässerqualität durch die Reduzierung der Konzentrationen im Gewässer, auch wenn dabei die Qualitätsziele nicht erreicht werden. Bei den Ausbauszenarien wird als Nutzen „%-Verbesserung“ die Maßnahmenwirkungen hinsichtlich der Veränderungen der Gewässerkonzentration an insgesamt 21 operativen Messstellen im Vergleich zum Basisszenario kumuliert ermittelt.

Für den Nutzen von kläranlagenspezifischen Maßnahmen wird die resultierende Veränderung der Gewässerkonzentration an der Einleitungsstelle ermittelt. Diese Veränderung bzw. der Wirkungsgrad im Gewässer hängt neben der Eliminationsleistungsleistung der Spurenstoffeliminationsstufe (die hier bei allen Anlagen gleich angesetzt wird) auch vom Abwasseranteil bzw. vom Anteil der Kläranlage am kumulierten Abwasseranteil im Gewässer ab.

Nutzen Strahlwirkung

Neben dem Beitrag an die Frachtreduktion im Einzugsgebiet des Rheins (Betrachtungspunkt Mündung der Lippe in den Rhein) zielt die Spurenstoffelimination auf die Reduzierung der Gewässerkonzentration in der Lippe und ihren Nebengewässern. Die kläranlagenspezifischen Maßnahmen können je nach Lage im Einzugsgebiet einen großen Wirkungsradius entlang der

Fließstrecke haben. Diese „Strahlwirkung“ der Maßnahme wird als „(Fließ-)streckengewichtete Fracht“ (in (kg*km)/a) ermittelt (vgl. Kapitel 5.1.4).

6.2.1 Nutzen der Ausbauszenarien

Im Folgenden werden die Veränderungen, die sich aus der modellgestützten Szenarienanalyse ableiten lassen, als Bewertungsgröße für den Nutzen am Beispiel von Diclofenac als Indikatorsubstanz herangezogen. Die Ergebnisse für die betrachteten Ausbauszenarien bei einem Wirkungsgrad der Spurenstoffeliminationsstufe von 83 % für Diclofenac sind in Abbildung 6.12 dargestellt.



Abbildung 6.12: Nutzen der Szenarien als Frachtreduktion, zusätzliche Fließlänge unter Qualitätskriterium und Verbesserung an Messstellen für Diclofenac bei MQ

Im Hinblick auf die Emissionsminderung am Gebietsauslass kann durch Ausbau der größten Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet (Sz 1) mit einer Diclofenac-Fracht von 89 kg/a die unter den Szenarien geringste Wirkung ermittelt werden. Beim „Maximalszenario“ mit Ausbau von 33 Kläranlagen können 145 kg Diclofenac pro Jahr reduziert werden. Bezogen auf die Gesamt-Diclofenac-Fracht aus dem Lippeverbandsgebiet von rd. 260 kg/a - basierend auf einer mittleren spezifischen Kläranlagenablauffracht von 0,56 mg/Ed und 1,28 Mio. angeschlossenen Einwohnern - könnten so rd. 55 % der Gesamtfracht in Sz 3 reduziert werden.

Für den Nutzen „Erreichen des Qualitätsziels auf der Fließlänge“ ausgedrückt als „zusätzliche Fließgewässer-km mit $PEC < QK$ “ im Vergleich zum Basisszenario wird selbst bei hoher Frachtreduktion teilweise nur ein geringer Nutzen erzielt. So wird bei Sz 1 (Ausbau Kläranlagen > 100.000) und Sz 2 (Ausbau Kläranlagen > 50.000 EW) im Vergleich zum Basisszenario Sz 0b das Qualitätsziel lediglich auf rd. zehn zusätzlichen Fließkilometern unterschritten. Grund dafür ist, dass entweder Fließstrecken durch Ausbaumaßnahmen nicht betroffen sind, sodass sie außerhalb der Wirkungsradius der Maßnahmen liegen, oder dass die stellenweise deutliche Frachtreduktion und damit Verbesserungen an Messstellen (um 322% an sechs Messstellen bei Sz 1 und 539% an acht Messstellen) nicht reicht, um das DCF-Qualitätskriterium von 0,05 µg/l zu unterschreiten. Bei einem flächendeckenden Ausbau der Kläranlagen > 10.000 erfolgt eine Verbesserung an 17 operativen Messstellen und über eine Fließlänge von 161 Fließkilometern mit Unterschreitung des Qualitätskriteriums.

Die Wirkungen der Maßnahmen im Gewässer und somit die ermittelten Nutzen werden von der Reinigungsleistung der Spurenstoffeliminierungsstufe tlw. stark beeinflusst, wie dies in Tabelle 6.4 für drei unterschiedliche Eliminationsraten dargestellt ist. Beim Vergleich der Ergebnisse der jeweiligen Szenarien für die drei angesetzten Eliminationsleistungen für Diclofenac liegen nur geringe Änderungen bei den Nutzen „Frachtreduktion“ und „Veränderungen an Messstellen“ vor (Faktor 1,1 – 1,2 bei direktem Vergleich 75 % zu 83 % bzw. 83 % zu 92 %). Hingegen können für den Nutzen „entlastete Fließlänge unter dem Qualitätsziel“ Unterschiede um Faktor 1,8 und bis zu 15,1 ermittelt werden.

Tabelle 6.4: Nutzen der Szenarien bei unterschiedlichen Eliminationsraten der Spurenstoffeliminierungsstufe für Diclofenac bei MQ

		Sz1 10 KA Ausbau > 100.000 EW	Sz2 18 KA Ausbau > 50.000 EW	Sz3 33 KA Ausbau > 10.000 EW	Sz4 12 KA Ausbau Top 10 streckengew. Emission	Sz5 17 KA Ausbau Top 15 streckengew. und andere Kriterien
Frachtreduktion zu Szenario 0b am Gebietsauslass						
bei 75% DCF-Elimination	[kg/a]	80,1	113,0	130,6	86,5	100,7
bei 83% DCF-Elimination	[kg/a]	88,6	124,7	144,5	94,3	110,0
bei 92% DCF-Elimination	[kg/a]	98,2	138,6	160,2	103,1	120,5
zusätzliche Fließkilometer mit Konzentration < Qualitätskriterium bei MQ im Vergleich zum Basisszenario						
bei 75% DCF-Elimination	[km]	10,3	10,3	65,4	18,4	30,9
bei 83% DCF-Elimination	[km]	10,3	10,3	161,3	41,3	55,1
bei 92% DCF-Elimination	[km]	19,3	156,0	245,7	117,5	142,8
[%-Veränderung] zu Szenario 0b kumuliert an 21 betrachteten Messstellen						
bei 75% DCF-Elimination	[%]	288%	503%	1119%	450%	720%
bei 83% DCF-Elimination	[%]	322%	539%	1249%	485%	789%
bei 92% DCF-Elimination	[%]	361%	627%	1400%	525%	873%

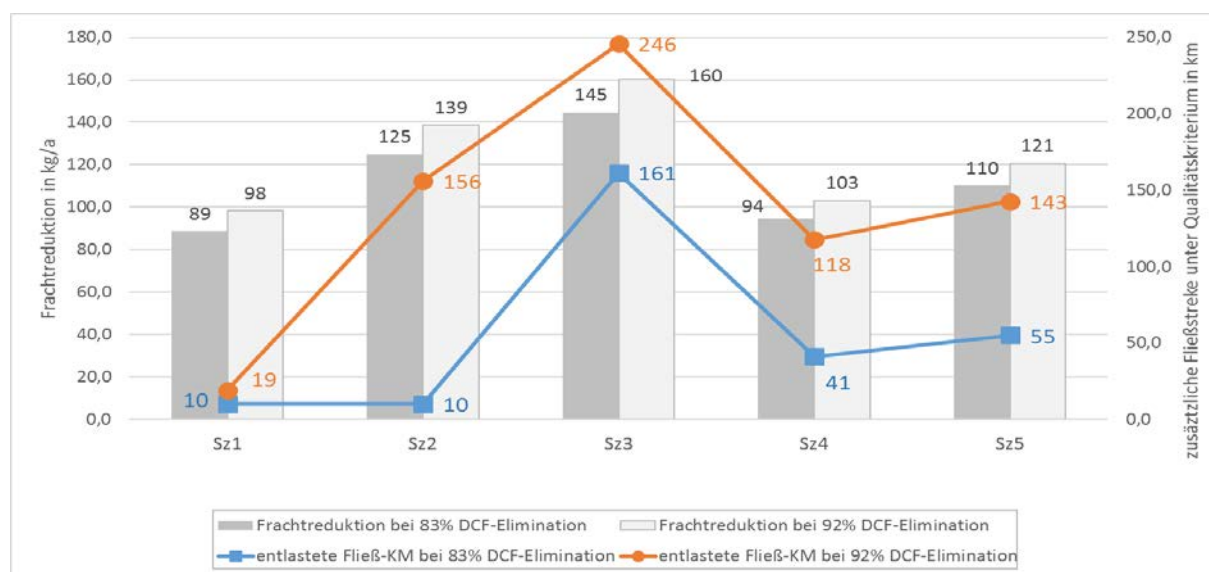


Abbildung 6.13: Nutzen der Szenarien für Eliminationsraten der Spurenstoffeliminierungsstufe von 83 % und 92 % für Diclofenac bei MQ

Der Vergleich in Abbildung 6.13 illustriert den Einfluss der Eliminationsrate auf die Entlastung der Fließstrecke mit Bezug auf das Unterschreiten des Qualitätsziels. Bei einem Ansatz von 83 % als DCF-Eliminationsrate sind die Fließstrecken gleich lang, die durch Maßnahmen in Sz 1 und Sz 2 unter dem Qualitätsziel (ca. 10 km) entlastet werden. Bei 92 % DCF-Eliminationsrate wird im Vergleich dazu eine Zunahme der zusätzliche Fließstrecken mit einer Gewässerkonzentration unter dem Qualitätsziel bei Sz 1 von 10 km auf rd. 19 km sowie bei Sz 2 von 10 auf 156 km ermittelt. Auch bei den Szenarien Sz 4 und Sz 5 werden bei der größeren Eliminationsrate um Faktor 2,8 bzw. 2,6 längere Fließstrecken unter das DCF-Qualitätsziel gedrückt (von 41 auf 118 km bzw. von 55 auf 143 km). Beim „Maximalszenario“ führen die Maßnahmen bei der höheren Eliminationsrate zur Unterschreitung des Qualitätsziels auf einer zusätzlichen Fließlänge von 84,4 km im Vergleich zur Eliminationsrate von 83 %.

6.2.2 Nutzen des Kläranlagenspezifischen Ausbaus

In Tabelle 6.5 sind die ermittelten Wirkungen des Ausbaus der Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 hinsichtlich der Emissionsminderung, der Verbesserung der Gewässerqualität bezüglich der Diclofenac-Konzentration an der Einleitstelle sowie der insgesamt entlasteten Gewässerslänge und der kombinierten Wirkung der fließkilometergewichteten Entlastungsfracht dargestellt.

Die Höhe der ermittelten Frachtreduktionen an einzelnen Kläranlagen sind proportional zu den angeschlossenen Einwohnerzahlen, da für alle Kläranlagen dieselben einwohnerspezifischen Zulauffrachten und Eliminationsraten für Diclofenac angesetzt wurden. Dementsprechend werden die höchsten Frachtreduktionen bei den größten Kläranlagen realisiert.

Die Strahlwirkung einer Maßnahme berücksichtigt neben dem unmittelbaren Effekt auf das beeinflusste Gewässer auch die Wirkungen auf übergeordnete Gewässer im Fließverlauf. Die am weitesten von der Lippemündung in den Rhein entfernten Standorte haben entsprechend die höchsten entlasteten Fließkilometer, jedoch nicht zwangsläufig auch die höchsten fließkilometergewichteten Entlastungsfrachten (vgl. Dorsten und Hamm-Mattenbecke in Tabelle 6.5). Durch den kläranlagenspezifischen Ausbau liegen im Mittel Entlastungen einer Fließstrecke von rd. 83 km sowie eine fließkilometergewichtete Entlastungsfracht von 583 kg*km/a vor. An sieben Kläranlagenstandorten werden gleichzeitig für beide Nutzenkriterien höhere Wirkungen als die Mittelwerte aller Kläranlagen im Lippeverbandsgebiet erzielt (Hamm-West, Lünen, Dortmund-Scharnhorst, Kamen, Soest, Bönen, Hamm-Mattenbecke).

Die Verbesserung der Gewässerkonzentration unmittelbar an der Einleitstelle stellt den „Wirkungsgrad“ des Kläranlagenausbaus im Gewässer beim direkten Vergleich des Zustands vor und nach Ausbau einer Spurenstoffeliminationsstufe dar. Dieser Wirkungsgrad resultiert teilweise auch durch oberhalb liegende Ausbaumaßnahmen. Für die betrachtete Kläranlage muss daher der Anteil am kumulierten Abwasserteil an der Einleitstelle berücksichtigt werden. Zum Beispiel beträgt der Gesamtwirkungsgrad im Gewässer an der Einleitstelle der Kläranlage Hamm-West in der Lippe 64 %. An dieser Einleitstelle beträgt der kumulierte Abwasseranteil im Gewässer 9,5 % bei MQ, inkl. eines Abwasseranteils von 2,5 % der Kläranlage Hamm-West. Damit hat die Kläranlage Hamm-West einen Anteil am Abwasseranteil an der Einleitstelle von 26 % (2,5 % zu 9,5 %) und der Wirkungsgrad einer Spurenstoffelimination an diesem

Standort im Gewässer beträgt 17 % (26 % von 64 %) (siehe auch Anhang 10.3). Erwartungsgemäß liegen die höchsten Wirkungen an Einleitstellen von Kläranlagen mit hohem Abwasseranteil im Gewässer vor, insbesondere wenn diese Standorte zusätzlich am Gewässeroblauf liegen (z. B. Dortmund-Scharnhorst, Bönen, Soest, Marl-West, Waltrop, Reken).

Tabelle 6.5: Wirkung des Kläranlagenausbaus hinsichtlich Frachtreduzierung, Wirkungsgrad an der Einleitstelle und Strahlwirkung für Diclofenac bei MQ

Name Kläranlage	Ausbaugröße	In Ausbaustufe eliminierte Fracht	Gewässerkonzentration Einleitstelle im Ist-Zustand	Gewässerkonzentration Einleitstelle nach Ausbau (>10.000EW)	Wirkungsgrad gesamt im Gewässer (Ist zu Ausbau)	Wirkungsgrad KA im Gewässer gem. Anteil an kumulierten Abwasseranteil bei MQ	Insgesamt entlastete Fließkilometer	Fließkilometer gewichtete Entlastungsfracht
	[EW]	[kg/a]	[µg/L]	[µg/L]	[%]	[%]	[km]	[(kg*km)/a]
Hamm-West	252.000	23	0,13	0,05	64%	17%	119	2715
Lünen-Sesekemündung	200.000	24	0,56	0,10	82%	31%	97	2290
Dortmund-Scharnhorst	190.000	19	1,21	0,21	83%	83%	118	2250
Kamen-Körnebach	160.000	18	0,54	0,10	81%	30%	105	1875
Dorsten	137.000	10	0,31	0,05	83%	78%	32	306
Dorsten-Wulfen	130.000	3	1,42	0,24	83%	83%	46	154
Soest	115.000	9	1,15	0,20	83%	70%	157	1373
Datteln-Mühlenbach	105.800	11	0,20	0,05	73%	6%	77	862
Bönen	71.000	7	1,26	0,21	83%	83%	113	810
Hamm-Mattenbecke	70.000	7	0,80	0,14	83%	10%	126	866
Marl-West	64.000	6	1,93	0,33	83%	83%	42	261
Gelsenkirchen-PIMüBa	57.000	8	1,18	0,20	83%	83%	43	367
Marl-Ost	55.000	5	0,58	0,10	83%	49%	47	238
Dülmen	55.000	6	0,27	0,27	bereits ausgebaut		66	391
Lüdinghausen	55.000	4	0,14	0,04	73%	22%	82	301
Werne	54.000	6	1,12	0,19	83%	69%	110	692
Haltern-West	53.500	6	0,17	0,05	73%	1%	50	310
Waltrop	38.000	5	0,83	0,14	83%	83%	44	214
Herten-Westerholt	36.000	4	1,42	0,24	83%	83%	45	191
Werl	36.000	3	0,39	0,07	83%	83%	148	494
Nottuln-Appelhülsen	27.000	3	0,39	0,07	83%	83%	102	327
Senden	27.000	3	0,21	0,04	83%	27%	92	297
Marl-Lenkerbeck	26.000	3	0,44	0,07	83%	64%	50	146
Selm	25.500	3	0,49	0,08	83%	60%	75	231
Nordkirchen	23.000	2	0,22	0,04	83%	78%	84	133
Werl-Westönnen	18.800	2	0,26	0,05	81%	81%	94	192
Huenxe	17.000	2	0,17	0,04	75%	0%	14	23
Schermbeck	16.000	2	0,47	0,15	69%	50%	29	64
Olfen	15.500	2	0,20	0,05	73%	0%	73	145
Selm-Bork	15.000	1	0,19	0,05	72%	0%	84	87
Bad Sassendorf	13.000	2	0,04	0,04	bereits ausgebaut		162	309
Reken	12.500	1	0,60	0,10	83%	83%	80	119
Welver	12.000	2	0,19	0,03	82%	7%	140	211
<i>Mittelwert</i>	<i>66.139</i>	<i>6</i>	<i>0,59</i>	<i>0,11</i>	<i>75%</i>	<i>48%</i>	<i>83</i>	<i>583</i>

 < Diclofenac-Qualitätsziel von 0,05 µg/l
 > Mittelwert der jeweiligen Wirkung (Mittelwert Spalte)

6.3 Nutzen-Kosten-Bewertung von Ausbaumaßnahmen

Bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung werden die ermittelten Wirkungen (Nutzen) den maximalen Jahreskosten der Ausbaumaßnahmen bei einer Teilstromauslegung der Spurenstoffeliminierungsstufe gegenübergestellt. Die Bewertungen erfolgen am Beispiel des Indikatorparameters Diclofenac bei einem Abfluss MQ im Gewässer. Die Nutzen-Kostenbetrachtung der untersuchten Ausbauszenarien werden im Kapitel 6.3.1 und die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von kläranlagenspezifischen Ausbaumaßnahmen um Spurenstoffeliminierungsstufen im Kapitel 6.3.2 behandelt.

6.3.1 Nutzen-Kosten-Bewertung der Ausbauszenarien

In Abbildung 6.14 ist grafisch dargestellt, welcher Nutzen durch die Ausbauszenarien für den Aufwand von 1 Mio. € ermittelt werden. Die maximalen Jahreskosten bei Teilstromauslegung, die bilanzierten Nutzen sowie die daraus ermittelten Nutzen-Kosten-Verhältnisse der untersuchten Szenarien sind zusätzlich in Tabelle 6.6 zusammengestellt. Je höher der Nutzen für einen Aufwand von 1 Mio. € ist, desto kosteneffizienter ist das Szenario für die betrachtete Nutzenkategorie. Andersherum ist ein Szenario umso wirtschaftlicher, je geringer seine spezifischen nutzenbezogenen Kosten im Vergleich zu den anderen Szenarien sind (€/reduzierte Fracht, €/zus. km < QZ, €/%-Verbesserung).

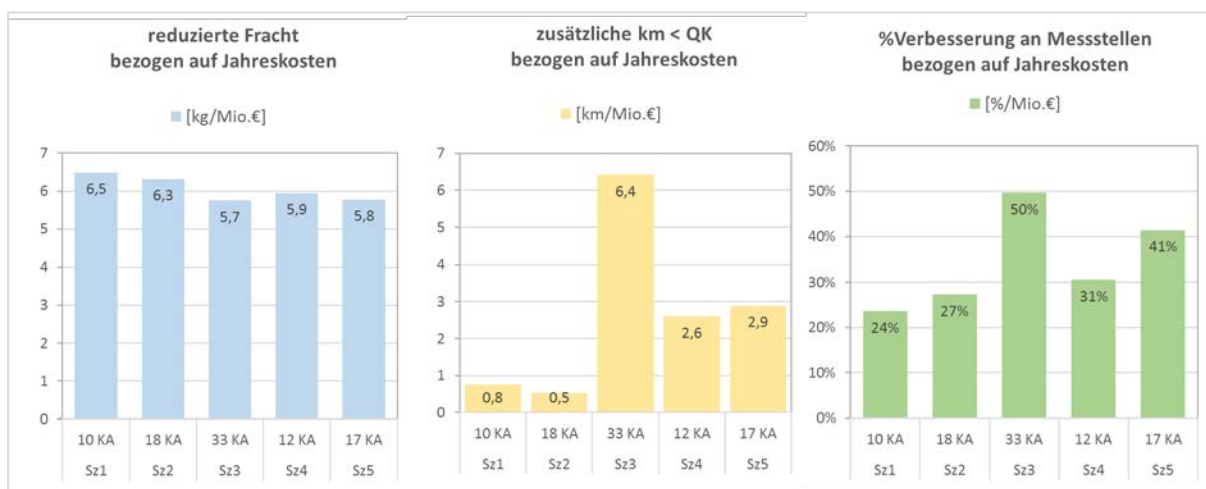


Abbildung 6.14: Vergleich der Nutzen-Kosten-Verhältnisse der betrachteten Szenarien für Diclofenac bei MQ (bezogen auf maximale Nettojahreskosten bei Teilstrom)

Beim Ausbau der acht Kläranlagen mit einer Ausbaugröße > 100.000 EW (zusätzlich zu den bereits ausgebauten Kläranlagen in Dülmen und Bad Sassendorf) in Szenario 1 liegt mit 6,5 kg/Mio. € (bei 89 kg/a und Jahreskosten von 13,7 Mio. €/a) die höchste Kosteneffizienz aller betrachteten Szenarien in Bezug auf die Frachtreduzierung am Gebietsauslass vor. Die niedrigste Kosteneffizienz in dieser Kategorie wird beim Maximalszenario mit dem Ausbau aller Kläranlagen > 10.000 EW ermittelt.

Bei den beiden anderen Nutzenkategorien wird hingegen die höchste Kosteneffizienz beim Maximalszenario berechnet (Höchstwerte von je 6,4 zusätzlichen Fließkilometern unter dem Qualitätskriterium sowie 50 %-Verbesserung an den Messstellen für 1 Mio. €). Die geringste Kosteneffizienz liegt hier bei Szenarien mit der pauschalen Auswahl von Kläranlagen in Sz 1 und Sz 2 (alle KA > 50.000 EW) vor (0,5 bzw. 0,8 km pro Mio. € sowie 24 % bzw. 27 %-Verbesserung an den Messstellen für 1 Mio. €).

Tabelle 6.6: Nutzen-Kosten-Verhältnis der Szenarien (für Diclofenac bei MQ)

			Sz1	Sz2	Sz3	Sz4	Sz5
			10 KA*	18 KA*	33 KA*	12 KA*	17 KA*
			Ausbau > 100.000 EW	Ausbau > 50.000 EW	Ausbau > 10.000 EW	Priorisierung nach gew. Emission (Top10)	Top 10 gew. Emission + 5 ausgewählte
Kosten	Nettojahreskosten summiert für die Szenarien (Maximalkosten Teilstrombehandlung)	[€/a]	13.656.746	19.747.327	25.136.924	15.853.323	19.050.393
Nutzen	Frachtänderung [g/d] zu Szenario 0b am Gebietsauslass	[kg/a]	88,6	124,7	144,5	94,3	110,0
	zusätzliche Fließkilometer mit Konzentration < Qualitätskriterium bei MQ	[km]	10,3	10,3	161,3	41,3	55,1
	[%-Veränderung] zu Szenario 0b an Messstellen	[%]	322%	539%	1249%	485%	789%
N/K	Frachtreduktion bezogen auf Nettojahreskosten	[kg/Mio.€]	6,5	6,3	5,7	5,9	5,8
	zusätzliche Fließkilometer < QK bezogen auf Nettojahreskosten	[km/Mio.€]	0,8	0,5	6,4	2,6	2,9
	Verbesserung an Messstellen bezogen auf Nettojahreskosten	[% Verb./Mio.€]	24%	27%	50%	31%	41%
K/N	Nettojahreskosten bezogen auf Frachtreduktion	[Mio. €/kg]	0,154	0,158	0,174	0,168	0,173
	Nettojahreskosten bezogen auf zusätzliche Fließkilometer < QK	[Mio. €/km]	1,321	1,911	0,156	0,384	0,346
	Nettojahreskosten bezogen auf Verbesserung an Messstellen	[Mio. €/ % Verb.]	4,239	3,663	2,013	3,270	2,414

* inkl. bereits ausgebaute Kläranlage Dülmen und Bad Sassendorf

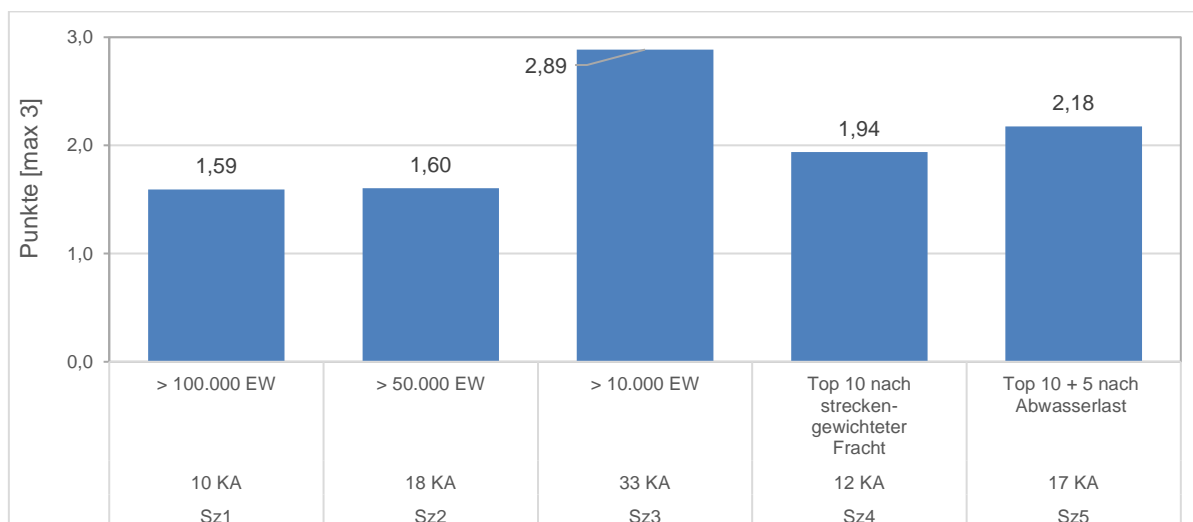


Abbildung 6.15: Relativer Vergleich der Nutzen-Kosten-Verhältnisse der Ausbauszenarien (Punkte jeweils bezogen auf den Maximalwert einer Kategorie)

Abgesehen vom Maximalszenario Sz 3 wird über alle drei Nutzenkategorien hinweg eine bessere Maßnahmeneffizienz bei einer gezielten Auswahl von Kläranlagen (Sz 4 und Sz 5) erzielt als bei der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße. Dies wird beim relativen Vergleich der Nutzen-Kosten-Verhältnisse der Ausbauszenarien in Abbildung 6.15 ersichtlich. Dabei wurden die Nutzen-Kosten-Verhältnisse der Szenarien auf dem Maximalwert in jeder Nutzenkategorie

normiert und für alle drei Kategorien aufsummiert. Beispielsweise wird in der Kategorie Frachtreduktion für das Szenario 3 ein Punktwert von $5,7 / 6,5 = 0,89$ sowie in allen anderen Kategorien jeweils 1,0 Punkt und so in Summe 2,89 Punkte berechnet. Für beide Szenarien mit gezielter Auswahl von Kläranlagen wird eine höhere Punktzahl (1,94 für Sz 4 und 2,18 für Sz 5) als bei pauschaler Auswahl von Kläranlagen nach Ausbaugröße in Sz 1 und Sz 2 (1,59 bzw. 1,60 Punkte) ermittelt. Mit Bezug auf die hier betrachteten Nutzenkategorien ist also eine gezielte Kläranlagenauswahl der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße vorzuziehen.

Eine Vollstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe ist nichts zwangsläufig kosteneffizienter als die Teilstrombehandlung, wie es der Tabelle 6.7 zu entnehmen ist. Dem größeren Nutzen einer Vollstrombehandlung (durch eine angenommene Eliminationsrate von 92 % höher als der Basisansatz von 83 % für Diclofenac) stehen die höheren Kosten gegenüber. In zwei der betrachteten drei Nutzenkategorien weist eine Vollstromauslegung über alle Szenarien hinweg eine geringere Kosteneffizienz als bei der Teilstrombehandlung. Einzig bezüglich der Entlastung von zusätzlichen Fließkilometern unter dem Qualitätsziel wird für die Vollstromauslegung höhere Kosteneffizienz als bei Teilstrom ermittelt.

Tabelle 6.7: Nutzen-Kosten-Verhältnis der Szenarien bei Voll- und Teilstrombehandlung (für Diclofenac bei MQ)

		Sz1	Sz2	Sz3	Sz4	Sz5	
		10 KA*	18 KA*	33 KA*	12 KA*	17 KA*	
		Ausbau > 100.000 EW	Ausbau > 50.000 EW	Ausbau > 10.000 EW	Priorisierung nach gew. Emission (Top10)	Top 10 gew. Emission + 5 ausgewählte	
Nettojahreskosten summiert für Szenarien							
Kosten	Teilstrom	[€/a]	13.656.746	19.747.327	25.136.924	15.853.323	19.050.393
	Vollstrom	[€/a]	28.477.672	40.326.080	49.596.957	32.969.642	38.872.686
Frachtänderung [g/d] zu Szenario 0b am Gebietsauslass							
Nutzen	Basiswert (83%)	[kg/a]	88,6	124,7	144,5	94,3	110,0
	Vollstrom (92%)	[kg/a]	98,2	138,6	160,2	103,1	120,5
	zusätzliche Fließkilometer mit Konzentration < Qualitätskriterium bei MQ						
	Basiswert (83%)	[km]	10,3	10,3	161,3	41,3	55,1
	Vollstrom (92%)	[km]	19,3	156,0	245,7	117,5	142,8
	[%-Veränderung] zu Szenario 0b kumuliert an 21 Messstellen						
Basiswert (83%)	[%]	322%	539%	1249%	485%	789%	
Vollstrom (92%)	[%]	361%	627%	1400%	525%	873%	
Frachtreduktion bezogen auf Nettojahreskosten							
N/K	Basiswert (83%) (Kosten Teilstrom)	[kg/Mio.€]	6,5	6,3	5,7	5,9	5,8
	Vollstrom (92%) (Kosten Vollstrom)	[kg/Mio.€]	3,4	3,4	3,2	3,1	3,1
	Zusätzliche Fließkilometer < QK bezogen auf Nettojahreskosten						
	Basiswert (83%) (Kosten Teilstrom)	[km/Mio.€]	0,8	0,5	6,4	2,6	2,9
	Vollstrom (92%) (Kosten Vollstrom)	[km/Mio.€]	0,7	3,9	5,0	3,6	3,7
	%-Verbesserung an Messstellen bezogen auf Nettojahreskosten						
Basiswert (83%) (Kosten Teilstrom)	[%/Mio.€]	24%	27%	50%	31%	41%	
Vollstrom (92%) (Kosten Vollstrom)	[%/Mio.€]	13%	16%	28%	16%	22%	

* inkl. bereits ausgebaute Kläranlage Dülmen und Bad Sassendorf

Der Vergleich der Kosteneffizienz der Ausbauszenarien ist ebenfalls für die Frage interessant, ob der Ausbau einer Anzahl weniger Kläranlagen zur Vollstrombehandlung von Spurenstoffen (mit höherer Reinigungsleistung) effizienter als der Einsatz der gleichen Mittel für der Ausbau von anzahlmäßig mehr Kläranlagen ist. So zum Beispiel der Vergleich von zehn Kläranlagen mit einer Vollstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe in Szenario 4 gegenüber 15

Kläranlagen mit Teilstrombehandlung in Szenario 5. In zwei der drei Nutzenkategorien sind sowohl die ermittelten Nutzen als auch die Nutzen-Kosten-Verhältnisse des Sz 5 höher als die des Sz 4 (Tabelle 6.7). Nach diesen Ergebnissen ist der Ausbau von Kläranlagen im Teilstrom ökonomisch effektiver als eine Vollstromauslegung.

6.3.2 Kläranlagenspezifische Kosteneffizienz von Ausbaumaßnahmen

Neben der Effizienz von Ausbauszenarien stellt sich ebenfalls die Frage nach der Wirtschaftlichkeit der Spurenstoffelimination an einzelnen Kläranlagenstandorten. Die kläranlagenspezifische Kosteneffizienz kann als Grundalge für die Priorisierung oder auch für eine Entscheidung von Maßnahmen im Rahmen von Ausbauszenarien dienen. Neben reinen ökonomischen Kenngrößen der Kosteneffizienz (wie spezifische Kosten einer Maßnahme bezogen auf die Ausbaugröße der Anlage oder die reduzierte Fracht) werden hier auch weitere Effekte wie die Strahlwirkung auf den Fließverlauf sowie die unmittelbare Wirkung auf die Verbesserung der Gewässerkonzentration an der Einleitstelle betrachtet.

6.3.2.1 Kosteneffizienz bezüglich eindimensionalen Kenngrößen

Bei den eindimensionalen Kenngrößen, wie die in Tabelle 6.7 dargestellten spezifischen Nettokosten einer Ertüchtigung der Kläranlagen der GK 4 und 5 im Lippeverbandsgebiet bezüglich der Frachtreduzierung, der Verbesserung an der Einleitstelle und der entlasteten Fließstrecke, sind die Maßnahmen mit den geringeren spezifischen Kosten wirtschaftlicher als die mit gleichmäßig höheren. Sollte bspw. das Ziel sein, möglichst wirtschaftlich die Fracht an Spurenstoffen aus dem Lippeverbandsgebiet zu reduzieren, wären die Kläranlagen mit den geringsten spezifischen Nettokosten bezüglich der eliminierten Frachten bzw. der Ausbaugröße auszubauen (z. B. Anlagen in Tabelle 6.7 mit spezifischen Kosten kleiner als der Medianwert von 13 €/EW Ausbaugröße bzw. 133.722 €/kg eliminierte DCF).

Der Fokus liegt jedoch neben der generellen Frachtreduzierung auf einer effizienten Reduzierung der Konzentrationen von Spurenstoffen in der Lippe und in den Nebengewässern. Insofern bilden zusätzlich die spezifischen Nettokosten bezüglich der Strahlwirkung der Maßnahmen (hier ausgedrückt als €/entastete Fließ-km) sowie bezüglich des Wirkungsgrades im Gewässer an den jeweiligen Kläranlageneinleitstellen (hier in €/%-Verbesserung) wichtige Kenngrößen bei der Effizienzbewertung der Ertüchtigung eines Ausbaus von Kläranlagen untereinander. Zum Beispiel wäre bezogen auf die Frachtreduzierung der Ausbau der Kläranlage Haltern-West mit Nettojahreskosten von 10 €/EW wirtschaftlicher als der Ausbau der Kläranlage Bönen mit 15 €/EW. Jedoch sind der Wirkungsgrad hinsichtlich der Konzentrationsverbesserung an der Einleitstelle und die Strahlwirkung am Standort Bönen viel höher als in Haltern-West. So wäre bezüglich dieser beiden letztgenannten Nutzenkategorien eine Ertüchtigung der Kläranlage Bönen mit spezifischen Nettojahreskosten von 13.018 €/%-Verbesserung und 9.513 €/je entlastete Fließ-km wirtschaftlicher als ein Ausbau von Haltern-West (453.493 €/%-Verb. und 11.001 €/km).

Tabelle 6.8: Spezifische Nettojahreskosten der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen des Lippeverbands bezüglich Frachtreduzierung, Verbesserung an der Einleitstelle und entlastete Fließstrecke

Name Kläranlage	Gewässer	EW-Ausbaugröße	Angeschl. Einwohner	Nettojahreskosten bei max. Teilstrom	spez. Kosten pro eliminierte DCF-Fracht	spez. Kosten pro Ausbau-EW	spez. Kosten pro % Verbesserung an Einleitstelle	spez. Kosten pro entlastete Fließ-km
		[E]	[Einw.]	[€/a]	[€/kg DCF]	[€/EW Ausbau]	[€/%-Verb.]	[EUR / km]
Hamm-West	Lippe	252.000	134.081	2.436.586	106.944	10	145.881	20.446
Lünen-Sesekemündung	Seseke	200.000	139.415	2.590.705	109.358	13	84.087	26.803
Dortmund-Scharnhorst	Körne	190.000	112.223	1.566.917	82.169	8	18.879	13.279
Kamen-Körnebach	Seseke	160.000	104.925	1.739.183	97.546	11	57.556	16.536
Dorsten	Hamm bach	137.000	57.096	791.459	81.577	6	10.174	25.073
Dorsten-Wulfen	Gecksbach	130.000	19.764	491.058	146.218	4	5.916	10.709
Soest	Soestbach	115.000	51.545	945.344	107.931	8	13.550	6.032
Dattelner-Mühlenbach	Lippe	105.800	65.606	1.927.561	172.905	18	311.751	24.933
Bönen	Rexebach	71.000	42.191	1.075.097	149.959	15	13.018	9.513
Hamm-Mattenbecke	Lippe	70.000	40.444	1.007.728	146.633	14	105.822	8.002
Marl-West	Weierbach	64.000	36.970	570.667	90.840	9	6.876	13.722
Gelsenkirchen-PiMüBa	Picksmühlenbach	57.000	49.872	1.192.962	140.771	21	14.373	27.544
Marl-Ost	Sickingmühlenbach	55.000	29.982	478.814	93.983	9	9.741	10.248
Dülmen	Tiberbach	55.000	34.690	668.427	113.395	12	14.378	10.079
Lüdinghausen	Stever	55.000	21.485	427.176	117.008	8	-	5.188
Werne	Horne	54.000	36.901	785.488	125.269	15	11.370	7.118
Haltern-West	Lippe	53.500	36.271	552.647	89.667	10	453.493	11.001
Waltrop	Schwarzbach	38.000	28.511	719.196	148.449	19	8.665	16.319
Herten-Westerholt	Rapphofs-Mb	36.000	24.755	488.378	116.101	14	5.884	10.746
Werl	Salzbach	36.000	19.575	610.780	183.623	17	7.359	4.113
Nottuln-Appelhülsen	Stever	27.000	18.888	476.204	148.372	18	5.737	4.679
Senden	Stever	27.000	18.922	322.580	100.326	12	11.960	3.491
Marl-Lenkerbeck	Sickingmühlenbach	26.000	17.103	278.627	95.873	11	4.352	5.528
Selm	Selmer Bach	25.500	18.038	411.783	134.346	16	6.877	5.464
Nordkirchen	Teufelsbach	23.000	9.303	254.287	160.859	11	3.266	3.016
Werl-Westönnen	Mühlenbach	18.800	11.992	467.916	229.626	25	5.809	4.956
Huenxe	Lippe	17.000	9.257	210.344	133.722	12	629.501	14.652
Schermbeck	Schermbecker Mb	16.000	12.788	248.170	114.206	16	4.945	8.433
Olfen	Lippe	15.500	11.695	266.702	134.205	17	656.845	3.654
Selm-Bork	Lippe	15.000	6.125	190.237	182.782	13	494.845	2.264
Bad Sassendorf	Rosenau	13.000	11.216	499.508	262.088	38	-	3.084
Reken	Boombach	12.500	8.750	238.041	160.099	19	2.868	2.970
Welver	Ahse	12.000	8.881	206.351	136.737	17	29.144	1.475
<i>Mittelwert</i>		66.139	37.856	761.725	133.745	14	101.947	10.336
<i>Median</i>		53.500	24.755	499.508	133.722	13	11.960	8.433
<i>Anzahl > Mittelwert</i>				11	16	15	7	13
<i>Anzahl > Median</i>				16	17	16	16	17

> Median des jeweiligen spezifischen Nettokosten

Nettojahreskosten bezogen auf Maximalkosten Teilstrombehandlung

6.3.2.2 Kosteneffizienz bezüglich fließstreckengewichteter Entlastungsfracht

Neben den oben dargestellten eindimensionalen Kenngrößen für die Effizienzbewertung von kläranlagenspezifischen Ausbaumaßnahmen wird hier zusätzlich eine kombinierte Kenngröße als spezifische Jahreskosten bezogen sowohl auf die Strahlwirkung als auch auf die eliminierte Fracht – die „(fließ)streckengewichtete Entlastungsfracht“ in €/kg*km – eingeführt. In Abbildung 6.16 sind die entsprechenden kläranlagenspezifischen Bewertungen zusammengefasst. Sie zeigt die in Bezug auf dieser Kenngröße Effizienz-Reihenfolge der Kläranlagen des Lippeverbands. Zusätzlich sind in der Grafik auch die für die Szenarien 4 und 5 ausgewählten Kläranlagen hervorgehoben.

Die Auswertung in Abbildung 6.16 zeigt, dass die Auswahl der Kläranlagen nach der streckengewichteten Fracht in der Regel auch den niedrigsten frachtspezifischen Kosten entspricht bzw. der höchsten Kosteneffizienz. Bis auf die Kläranlage Dattelner-Mühlenbach liegen die

spezifischen Nettojahreskosten pro streckengewichtete Entlastungsfracht der in Sz 4 ausgewählten Standorte unter dem Medianwert der spezifischen Kosten aller Anlagen. Für drei der fünf zusätzlich zu Kläranlagen in Sz 4 nach weiteren Kriterien ausgewählten Standorte für Sz 5 liegen die spezifischen Kosten über den Medianwert (Marl-West, Gelsenkirchen-Picksmühlenbach und Waltrop), für die beiden anderen darunter (Nottuln-Appelhüsen und Reken).

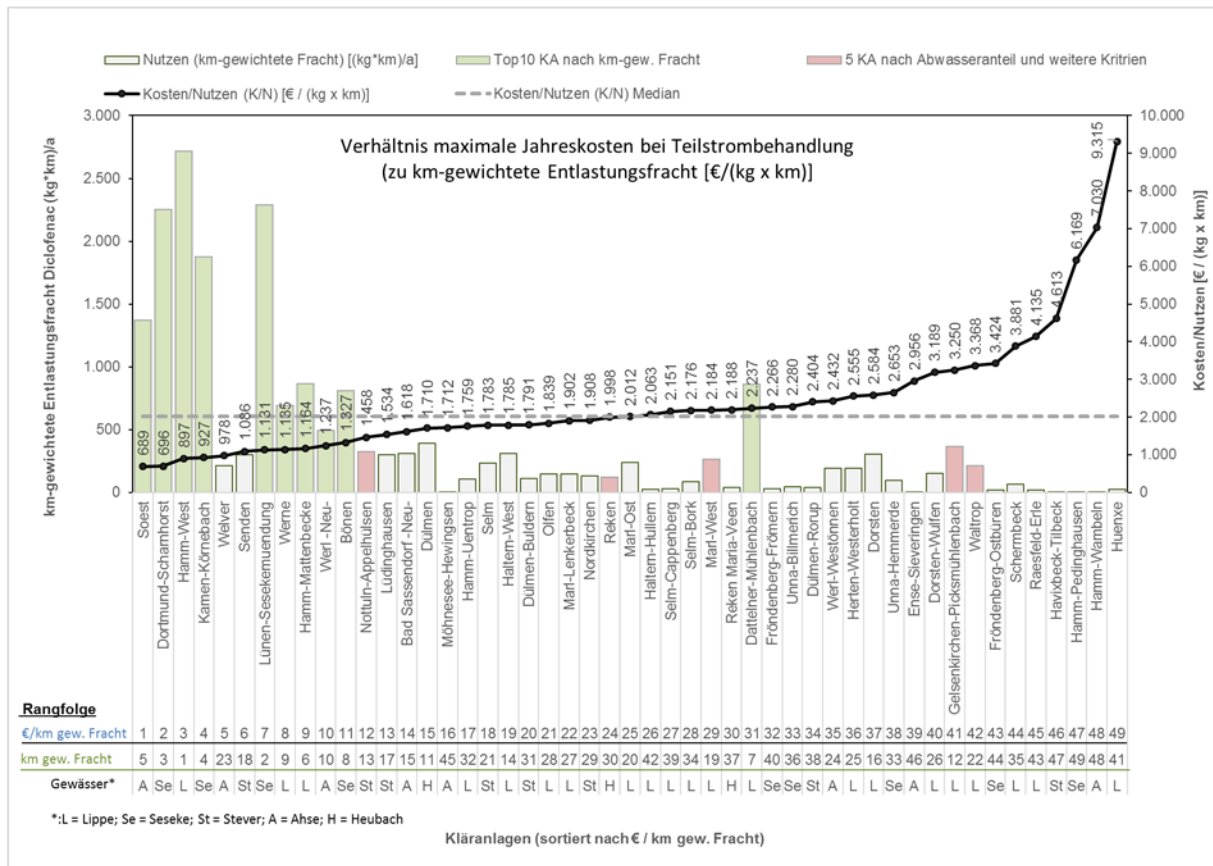


Abbildung 6.16: Spezifische Nettojahreskosten der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen des Lippeverbands bezogen auf streckengewichtete Entlastungsfracht für Diclofenac (Hervorhebung Kläranlagen in Szenario 4 und 5)

6.3.2.3 Zusammenfassende Effizienzbetrachtung des kläranlagenspezifischen Ausbaus

In Tabelle 6.9 sind die Ergebnisse der Effizienzbetrachtung einer Spurenstoffelimination auf Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 des Lippeverbands zusammengefasst. Die Kläranlagen sind entsprechend der Effizienz einer Ertüchtigung bezüglich der jeweiligen Nutzenkategorien nach Rangfolge sortiert. Je kleiner die Rangfolge, desto kosteneffizienter ist eine Spurenstoffelimination an diesem Kläranlagenstandort bezogen auf einen Nutzen.

Ferner wurde unter der Annahme, dass alle untersuchten Nutzenkategorien gleichgewichtet sind, eine Gesamt-Rangfolge über die vier Effizienzkenngößen gebildet. In dieser Gesamt-Rangfolge finden sich insbesondere die Kläranlagen unter den Top 10, die günstige spezifi-

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

sche Jahreskosten bezüglich der Frachtreduzierung, bezüglich der Ausbaugröße und bezüglich der streckengewichteten Entlastungsfracht aufweisen, auch wenn ihre spezifischen Kosten bezogen auf die Verbesserung der Gewässerkonzentration unmittelbar an der Einleitstelle teilweise ungünstig sind (z. B. Dortmund-Scharnhorst, Soest, Kamen, Hamm-West).

Eine solche Rangfolge ist nicht als alleiniges Kriterium für die Priorisierung der Ausbaumaßnahmen gedacht. Sie ist vielmehr im Zusammenhang mit der Szenarienanalyse im Rahmen der Stoffflussbilanzierung zu betrachten. So kann sie bspw. für ein ausgewähltes Szenario, dazu dienen, die anschließende Maßnahmenumsetzung sinnvoll zu priorisieren, wobei auch die örtlichen Randbedingungen mit zu berücksichtigen sind. Zu beachten ist dabei, dass sich eine andere Rangfolge bei Änderung der Gewichtung der Effizienzkenngößen ergeben kann.

Tabelle 6.9: Ergebnisübersicht der Effizienzbetrachtung einer Spurenstoffelimination auf Kläranlagen des Lippeverbands

Kläranlage	Gewässer-Teilenzugsgebiet	Ausbaugröße [EW]	eliminierte Fracht (bei 83% Wirkungsgrad) [kg/a]	Fließstreckengewichtete Entlastungsfracht [(km*kg)/a]	Verbesserung Einleitstelle (gem. Anteil an Kum. Abwasseranteil) [%]	Jahreskosten Ausbau Teilstrom maximal (über Kostenfunktion) [€/a]	Spezifische Kosten				Rangfolge (kleiner = effizienter)				Rangfolge gesamt (1-4) (gleichgewichte) [-]
							€/Eliminierte Fracht	€/Ausbaugröße	€/Verbesserung an der Einleitstelle	€/Fließ-km gew. Entlastungsfracht	(1) €/Eliminierte Fracht	(2) €/Ausbaugröße	(3) €/Verbesserung an der Einleitstelle	(4) €/Fließ-km gew. Entlastungsfracht	
							€/kg	€/EW	€/%	€/kgxkm	[-]	[-]	[-]	[-]	
Soest	Ahse	115.000	8,8	1.654	70%	945.344	107.931	8	13.550	572	10	3	18	1	2
Dortmund-Scharnhorst	Seseke	190.000	19,1	2.712	83%	1.566.917	82.169	8	18.879	578	2	4	20	2	1
Hamm-West	Lippe	252.000	22,8	3.272	17%	2.436.586	106.944	10	145.881	745	9	7	26	3	7
Kamen-Körnebach	Seseke	160.000	17,8	2.260	30%	1.739.183	97.546	11	57.556	770	7	10	23	4	6
Welver	Ahse	12.000	1,5	254	7%	206.351	136.737	17	29.144	811	20	25	22	5	20
Senden	Steuer	27.000	3,2	358	27%	322.580	100.326	12	11.960	901	8	13	16	6	4
Lünen-Sesekemuendung	Seseke	200.000	23,7	2.759	31%	2.590.705	109.358	13	84.087	939	11	17	24	7	12
Werne	Lippe	54.000	6,3	834	69%	785.488	125.269	15	11.370	942	15	20	15	8	11
Hamm-Mattenbecke	Lippe	70.000	6,9	1.043	10%	1.007.728	146.633	14	105.822	966	23	19	25	9	23
Werl	Ahse	36.000	3,3	595	83%	610.780	183.623	17	7.359	1.026	31	24	11	10	23
Bönen	Seseke	71.000	7,2	976	83%	1.075.097	149.959	15	13.018	1.101	26	21	17	11	22
Nottuln-Appelhülsen	Steuer	27.000	3,2	394	83%	476.204	148.372	18	5.737	1.210	24	27	5	12	17
Lüdinghausen	Steuer	55.000	3,7	362	22%	461.252	126.342	12	21.410	1.273	16	12	21	13	15
Bad Sassendorf	Ahse	13.000	1,9	372	0%	499.508	262.088	38	ausgebaut	1.343	33	33	33	14	33
Delmen	Heubach	55.000	5,9	471	0%	668.427	113.395	12	ausgebaut	1.419	12	14	33	15	21
Selm	Steuer	25.500	3,1	278	60%	411.783	134.346	16	6.877	1.479	19	23	10	16	17
Haltern-West	Lippe	53.500	6,2	373	1%	552.647	89.667	10	453.493	1.481	3	8	28	17	10
Offen	Lippe	15.500	2,0	175	0%	266.702	134.205	17	656.845	1.526	18	26	31	18	26
Marl-Lenkerbeck	Lippe	26.000	2,9	177	64%	278.627	95.873	11	4.352	1.579	6	9	3	19	3
Nordkirchen	Steuer	23.000	1,6	161	78%	254.287	160.859	11	3.266	1.583	28	11	2	20	14
Reken	Heubach	12.500	1,5	144	83%	238.041	160.099	19	2.868	1.658	27	30	1	21	25
Marl-Ost	Lippe	55.000	5,1	287	49%	478.814	93.983	9	9.741	1.669	5	5	13	22	7
Selm-Bork	Lippe	15.000	1,0	105	0%	190.237	182.782	13	494.845	1.806	30	16	29	23	30
Marl-West	Lippe	64.000	6,3	315	83%	570.667	90.840	9	6.876	1.813	4	6	9	24	4
Datteln-Mühlenbach	Lippe	105.800	11,1	1.039	6%	1.927.561	172.905	18	311.751	1.856	29	28	27	25	32
Werl-Westönnen	Ahse	18.800	2,0	232	81%	467.916	229.626	25	5.809	2.018	32	32	6	26	28
Herten-Westerholt	Lippe	36.000	4,2	230	83%	488.378	116.101	14	5.884	2.120	14	18	7	27	16
Dorsten	Lippe	137.000	9,7	369	78%	791.459	81.577	6	10.174	2.145	1	2	14	28	7
Dorsten-Wulfen	Lippe	130.000	3,4	186	83%	491.058	146.218	4	5.916	2.646	22	1	8	29	13
Gelsenkirchen-Pickmühlenbach	Lippe	57.000	8,5	442	83%	1.192.962	140.771	21	14.373	2.697	21	31	19	30	31
Waltrrop	Lippe	38.000	4,8	257	83%	719.196	148.449	19	8.665	2.795	25	29	12	31	29
Schermbeck	Lippe	16.000	2,2	77	50%	248.170	114.206	16	4.945	3.221	13	22	4	32	19
Huenxe	Lippe	17.000	1,6	27	0%	210.344	133.722	12	629.501	7.730	17	15	30	33	27

● Innerhalb Top 10

● Innerhalb Top 20

● Innerhalb Top 30

● Innerhalb Top 40

Kostenangaben beziehen sich auf Netto-Kosten

Sortierung nach Kriterium (4)

7 Zusammenfassung, Fazit und Empfehlungen

Im Zuge der Bewirtschaftungsplanung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in NRW wurde angenommen, dass das Vorkommen von Spurenstoffen dazu beitragen kann, dass Wasserkörper nicht den guten ökologischen Gewässerzustand erreichen können. Daher wurden im Maßnahmenprogramm NRW 2016 – 2021 Maßnahmen an 30 Kläranlagen von Lippeverband und Emschergenossenschaft (MKULNV NRW, 2015) gefordert. Und zwar i.d.R. die Durchführung von Machbarkeitsstudien (PGM 501) in Verbindung mit der PGM 4, dem Ausbau von Kläranlagen zur Spurenstoffelimination und teilweise auch zur Reduzierung allgemeiner chemisch physikalischer, klassischer Abwasserparameter wie Phosphor, Stickstoff, TOC.

Um Grundlagen für eine Entscheidungsfindung über Aufwand und Wirksamkeit eines Ausbaus kommunaler Kläranlagen zur Spurenstoffelimination vorzulegen, wurde gemeinsam mit den zuständigen Bezirksregierungen Arnsberg, Düsseldorf und Münster eine Vorgehensweise aus einer Kombination von Monitoring, Machbarkeitsstudien und Stoffflussbilanzierung entwickelt, die im Ergebnis eine Bewertung der Kosteneffizienz von Ausbaumaßnahmen zur Spurenstoffelimination ermöglichen.

Unter anderem wurden im Messprogramm 96 Proben an 37 Messstellen auf 131 Parameter untersucht, darunter 16 Messstellen an Zu- und Abläufen von ausgewählten Kläranlagen und 21 Messstellen im Gewässer.

An acht ausgewählten Kläranlagen wurde eine technische Machbarkeitsstudie zur Spurenstoff-elimination durchgeführt. Aus den ermittelten Kosten wurden Kostenfunktionen erzeugt, die zur Abschätzung der Ausbaukosten an weiteren Standorten herangezogen werden.

Mit einem Stoffflussbilanzmodell wurde die Wirkung von Ausbauszenarien ermittelt.

Schließlich erfolgte eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Ausbauszenarien und kläranlagenspezifischen Maßnahmen hinsichtlich verschiedener Ziele.

7.1 Ergebnisse des Monitoringss

Im Gewässer und an Zu- und Ablauf von ausgewählten Kläranlagen wurden allgemein-chemische Parameter, Arznei- und Röntgenkontrastmittel, Pflanzenschutzmittel, Pestizide sowie Perfluorierte Tenside untersucht und bezüglich der Qualitätsziele (vorhandene Umweltqualitätsnormen oder Vorschläge für Präventivwerte) bewertet.

Allgemein-chemische Parameter (hier am Bsp. Gesamt-Phosphor)

Die in der Lippe beim Eintritt in das Lippeverbandsgebiet vorliegende Gesamt-P-Konzentration in Höhe des Orientierungswerts nimmt im weiteren Verlauf der Lippe zu. An einzelnen untersuchten Gewässermessstellen wird der Orientierungswert eingehalten. Siedlungswasserwirtschaftliche Einflüsse sind erkennbar. Jedoch können diffuse landwirtschaftliche Einflüsse nicht ausgeschlossen werden, da auch oberhalb von Abwassereinleitungen tlw. Konzentrationen über den Orientierungswert im Gewässer gemessen wurden.

Leitparameter von Spurenstoffen

Als Leitparameter für Spurenstoffe wurden die Arzneimittelwirkstoffe Diclofenac, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Clarithromycin, das Pflanzenschutzmittel Terbutryn und das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol untersucht. Benzotriazol, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Terbutryn werden zwar im Gewässer nachgewiesen, jedoch werden die entsprechenden Qualitätsziele unterschritten. Die Abwasserbürtigkeit der Leitparameter (außer Terbutryn) ist deutlich zu erkennen. Insbesondere Diclofenac wurde an allen Gewässermessstellen mit Abwassereinfluss in Konzentrationen über dem Beurteilungskriterium gemessen.

Pflanzenschutzmittel und Pestizide

Die PSBM wurden räumlich vereinzelt und zeitlich unregelmäßig nachgewiesen. Für sieben der insgesamt 45 analysierten PSBM wurden vereinzelt Überschreitungen der Qualitätsziele festgestellt (Metolachlor ESA, Omethoat, Ametryn, Mecoprop P, Imidacloprid, Nicosulfuron, Chloridazon), bspw. für die Parameter Metolachlor ESA und Nicosulfuron in der Stever sowie für Nicosulfuron und Omethoat im Soestbach.

Perfluorierte Tenside

Neun der insgesamt zwölf untersuchten PFT waren nicht auffällig. Überschreitungen der Beurteilungskriterien wurden lediglich bei Perfluorhexansulfonsäure im Rexebach oberhalb der Kläranlage sowie für Perfluoroctansulfonsäure und Perfluoroctansulfonsäure-1H,1H,2H,2H überwiegend aus dem Sesekegebiet ermittelt. Jedoch ist bei beiden zuletzt genannten PFT die Bestimmungsgrenze viel höher als das Bewertungskriterium, sodass bereits bei Nachweis der entsprechenden Substanzen über der Bestimmungsgrenze das Beurteilungskriterium um das Vielfache überschritten wird.

7.2 Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmenzenarien

Zur Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen hinsichtlich verschiedener Ziele wurde ein Spurenstoffmodell mit dem Modellansatz GREAT-ER für das Einzugsgebiet der Lippe auf Basis des vorhandenen NRW-Modells erstellt und mit Hilfe der langjährigen Zeitreihe (1998-2018) aus dem Niederschlags-Abfluss-Modell der Lippe des Lippeverbands an insgesamt 108 Stützstellen für MQ, MNQ und Q183 hydrologisch neu parametrisiert. Damit werden Gewässerkonzentrationen resultierend aus durchschnittlichen Belastungen berechnet. Acht Substanzen wurden für die Modellierung ausgewählt.

- Die Modellierung des Ist-Zustandes bei MQ deckt sich gut mit den Ergebnissen des Monitorings. Die modellierten Konzentrationen und Frachten stimmen gut mit den Messungen überein.
- Das Modell ist für die Abbildung von Substanzen wie Terbutryn nicht geeignet, da sie ein sehr ungleichmäßiges Eintragsverhalten auch über Niederschlagsabflüsse aufweisen.

Die Bewertung der Wirksamkeit von Ausbaumaßnahmen in fünf Szenarien erfolgte im Vergleich zu einem Basisszenario als Referenz bei MQ im Gewässer für Diclofenac (alle Szenarien) sowie für ausgewählte Szenarien für Ibuprofen, Clarithromycin und das Röntgenkontrastmittel Amidotrisoesäure .

Um nur die Wirkungen von Maßnahmen im Lippeverbandsgebiet betrachten zu können, wurde das Basisszenario so definiert, dass an der Grenze zum Verbandsgebiet eine Vorbelastung in Höhe des Qualitätsziels für Diclofenac vorliegt. Im Basisszenario und allen anderen Szenarien sind die Wirkungen der bereits ertüchtigen Kläranlagen Dülmen und Bad Sassendorf berücksichtigt.

Als Szenarien wurden betrachtet:

- Szenario 1: Ausbau Kläranlagen der GK 5 (8 Kläranlagen > 100.000 EW + 2 (Dülmen und Bad Sassendorf))
- Szenario 2: Ausbau Kläranlagen der GK 4 (16 Kläranlagen > 50.000 EW + 2)
- Szenario 3: Ausbau Kläranlagen der GK 4 und 5 (31 Kläranlagen > 10.000 EW + 2)
- Szenario 4: Ausbau zehn Kläranlagen mit der höchsten Strahlwirkung (ausgedrückt als streckengewichtete Emission; 10 Kläranlagen + 2)
- Szenario 5: Szenario 4 mit 5 weiteren über zusätzliche Kriterien ausgewählte Standorte (15 Kläranlagen + 2)

Die Modellierung der Ausbauszenarien bei MQ im Gewässer lieferte folgende Ergebnisse:

- Für das Antibiotikum Clarithromycin zeigen sich einzelne Überschreitungen nur im Sesekegebiet, sodass mit dortigen Maßnahmen die Zielwerte erreicht werden können.
- Für Amidotrisoesäure, Ibuprofen und Diclofenac werden selbst im Maximalszenario mit dem Ausbau aller Kläranlagen mit einer Ausbaugröße über 10.000 EW die Qualitätsziele nicht flächendeckend im Gewässer eingehalten. Zusätzlich können für Ibuprofen die Überlaufmengen aus Mischwasserentlastungen die Frachten aus den Kläranlagen dominieren.
- Mit der Ertüchtigung der Kläranlagen GK 5 > 100.000 EW werden bilanziell die Diclofenac-Konzentration in der Lippe im Lippeverbandsgebiet auf bzw. unter 100 ng/l gesenkt (Zielwert 50 ng/l).
- Mit den Top 10 der über die streckengewichtete Fracht priorisierten Kläranlagen werden 57 % der Ausbaugröße und 72 % der kumulierten streckengewichteten Fracht erfasst. Damit werden die Konzentrationen in Lippe, Ahse und Seseke auf bzw. unter 100 ng/l reduziert. Die Hinzunahme von zwei Kläranlagen im Stevergebiet resultiert ebenfalls in der Stever mit Konzentrationen ähnlicher Größenordnung.

7.3 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Ausbaumaßnahmen

Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wurden die Wirkungen (Nutzen) von Ausbaumaßnahmen basierend auf verschiedenen Zielen bewertet und den Jahreskosten gegenübergestellt. Die Betrachtung erfolgte am Beispiel von Diclofenac, stellvertretend für die vielen Spurenstoffe, die durch die Breitbandwirkung einer Spurenstoffeliminationsstufe erfasst werden.

Die Abschätzung der Maßnahmenkosten erfolgte auf den Grundlagen von Kostenfunktionen, die mit den Ergebnissen der acht durchgeführten Machbarkeitsstudien aufgestellt wurden.

Für die Ermittlungen der Nutzen wurden als Ziele im Vergleich zum Referenzszenario die Emissionsminderung, die generelle Verbesserung der Gewässerqualität an operativen Messstellen der WRRL bzw. an der unmittelbaren Einleitstelle, die Strahlwirkung (als entlastete Fließ-km oder fließstreckengewichtete Entlastungsfracht) sowie das Erreichen des Qualitätsziels festgelegt. Da die Ergebnisse zu letzterem nicht auf andere Substanzen übertragbar sind, sollte den anderen Zielen eine größere Bedeutung zukommen.

So wurden spezifische Kostenkenngrößen abgeleitet, die neben anderen Kriterien bezogen auf die einzelnen Nutzenkategorien für die Effizienzbetrachtung eines Kläranlagenspezifischen Ausbaus für die Spurenstoffelimination bspw. für eine Priorisierung der Ausbaumaßnahmen betrachtet werden können.

Aus der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ist festzuhalten:

- Abgesehen vom Maximalszenario mit dem Ausbau aller Kläranlagen der GK 4 und 5 wird über alle betrachteten Nutzenkategorien hinweg eine bessere Maßnahmeneffizienz bei einer gezielten Auswahl von Kläranlagen als bei der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße erzielt. Insofern ist mit Bezug auf die hier betrachteten Nutzenkategorien eine gezielte Kläranlagenauswahl der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße vorzuziehen.
- Bei einer gezielten Auswahl von Kläranlagen haben Maßnahmen an Standorten mit einer hohen Strahlwirkung in Kombination mit einer großen Entlastungsfracht und einem großen Abwasseranteil im Gewässer eine hohe Kosteneffizienz.
- Eine Vollstromauslegung der Spurenstoffeliminationsstufe ist nicht zwangsläufig kosteneffizienter als die Teilstrombehandlung. Dem größeren Nutzen im Hinblick auf die Reinigungsleistung einer Vollstrombehandlung stehen insgesamt höhere Kosten sowohl beim Ausbau als auch im Betrieb gegenüber.

7.4 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass ein flächendeckender Ausbau aller Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5 nicht zwangsläufig auch zu einer flächendeckenden Einhaltung der Qualitätsziele der betrachteten Leitparameter führt. Somit muss es eher Ziel sein, den größten Nutzen für die Fließgewässer unter einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung effizient zu erzielen:

- Sollte es Ziel sein, möglichst wirtschaftlich die Fracht an Spurenstoffen aus dem Lippeverbandsgebiet zu reduzieren, so wäre es effizienter die Kläranlagen mit den geringsten spezifischen Kosten bezüglich der eliminierten Frachten bzw. der Ausbaugröße auszubauen.
- Sollte es Ziel sein, die Belastungen auf einer langen Fließstrecke der Lippe und der Nebengewässer zu reduzieren, so ist aus ökonomischer Sicht eine gezielte Kläranlagenauswahl der pauschalen Auswahl nach Ausbaugröße vorzuziehen.
- Bei der Auswahl einzelner Kläranlagen für die Spurenstoffelimination sollte der Fokus auf Standorte an den Oberläufen mit einer hohen Strahlwirkung, einer großen Entlastungsfracht und einem hohen Abwasseranteil im Gewässer gelegt werden.

- Der Ausbau von Kläranlagen im Teilstrom ist ökonomisch wesentlich effizienter als im Vollstromverfahren.
- Für eine höhere Kosteneffizienz sollte bei der Auswahl von Kläranlagen zur Spurenstoffelimination neben standortspezifischen Randbedingungen auch die Reduzierung der Nährstoffeinträge (Phosphor) als ein zusätzliches Kriterium berücksichtigt werden.
- Insgesamt sollten Maßnahmen an anderen Quellen miteinbezogen werden, deren Auswirkungen ansonsten den intendierten positiven Effekt der Ausbaumaßnahmen auf die Gewässerökologie negativ beeinflussen könnten.

8 Literatur

- Abbelgen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU der Schweiz. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214). Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01661/index.html?lang=de>.
- ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016a): Mikroschadstoffentfernung machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Stand 01.09.2016
- ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016b): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Grundlagen zur Verfahrensauswahl und Auslegung. Stand 01.09.2016
- BLAC, Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (2003): „Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse“. pp. 92-99
- BMU/UBA (Hrsg.) (2019): Ergebnisrapport - Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialogs »Spurenstoffstrategie des Bundes« zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. Eds.: Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Bloser, M.; Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/Dessau: Umweltbundesamt
- Bode, H.; Grünebaum T.; Klopp R. (2010): Anthropogene Spurenstoffe aus Kläranlagen, Teil 2: Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung- Möglichkeiten, Notwendigkeiten und Voraussetzungen. In: Korrespondenz Abwasser 2010 (57) Nr. 3, S. 240–244.
- Bornemann, C.; Alt, K.; Böhm, F.; Hachenberg, M.; Kolisch, G.; Nahrstedt, A.; Taudien, Y. (2015): Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen „Filter AK+“, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).
- Bzrg. Arnsberg (2015): Beitrag zum Hochwasserrisikomanagementplan Rhein (NRW) für das Teileinzugsgebiet Lippe. Erstellt durch die Bezirksregierung Arnsberg.
- DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), 8. überarbeitete Auflage, Hennef
- EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.
- EU (2015): Durchführungsbeschluss EU COM 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates.
- EU (2018): Durchführungsbeschluss EU COM 2018/840 der Kommission vom 5. Juni 2018 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Durchführungsbeschlusses EU COM 2015/495 der Kommission.
- European Commission (2017): Draft of the dossier. Sub-Group on Review of Priority Substances. <https://circabc.europa.eu/w/browse/412c0e12-6235-497f-8607-2d8dc1d95da7>, zuletzt abgerufen am 21.09.2019.

- Feijtel, T. C. J.; Boeije, Geert; Matthies, Michael; Young, A.; Morris, G.; Gandolfi, Claudio et al. (1997): Development of a Geography-referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers-GREAT-ER. In: Chemosphere 34, S. 2351–2373. DOI: 10.1016/S0045-6535(97)00048-9.
- Flussgebiete NRW (2020): Das Lippegebiet – von der Wildnis zur Kulturlandschaft und zurück. Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. URL <https://www.flussgebiete.nrw.de/das-lippegebiet-von-der-wildnis-zur-kulturlandschaft-und-zurueck-221>, zuletzt abgerufen am: 19.10.2020.
- Früh, D. & Elbers, J. (2018): Modellierung in NRW - Überblick und Anwendung – Vortrag, LANUV WRRL Symposium 2018
- Götz, K. Keil, F. (2007): Medikamentenentsorgung in privaten Haushalten: Ein Faktor bei der Gewässerbelastung mit Arzneimittelwirkstoffen? In: UWSF - Z Umweltchem Ökotox 19 (3), S. 180–188. DOI: 10.1065/uwsf2007.07.201.
- IKSR, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2010): „Auswertungsbericht Röntgenkontrastmittel“ ISBN 3-935324-52-9
- Kehrein, Nils (2014): Arzneimittel in Oberflächengewässern. Modellierung von 17-Ethinylestradiol und jodhaltigen Röntgenkontrastmitteln in den Einzugsgebieten Ruhr und Main. Dissertation. Universität, Osnabrück, zuletzt geprüft am 25.04.2017
- Klasmeier, J. (2019): persönliche Mitteilung, Daten IMS Health zu Einkaufsmengen Arzneimittelwirkstoffe mit Datenstand 2017.
- Klasmeier, J.; Berlekamp, J.; Kehrein N.; Ehling, C.; Ahring, A. (2017): Aufbereitung des nordrhein-westfälischen Fließgewässernetzes für die Anwendung der Modellssoftware GREAT-ER. Abschlussbericht
- Klasmeier, Jörg; Kehrein, Nils; Berlekamp, Jürgen; Matthies, Michael (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. USF - Institut für Umweltsystemforschung Universität Osnabrück. Osnabrück.
- Kom-M.NRW (2015): Mikroschadstoffentfernung machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination – mit aktualisierter Stoffliste vom 01.09.2016“. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- Kom-M.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination - 2. Überarbeitete Auflage. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln
- Kom-M.NRW (2018): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln, 3. Auflage, Bearbeitungsstand 13.04.2018, unveröffentlicht
- Launay, Marie; Dittmer, Ulrich; Besier, Heike; Haas, Ulrich; Wacker, Dietmar; Maier, Werner (2016): Studie zur Verminderung des Eintrags von Spurenstoffen aus dem Abwassersystem in die Körsch. Abschlussbericht. Stuttgart.
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2003): „Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren“. Hannover, Mai 2003
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2016): Mikroschadstoffe in Gewässern. Beschlossen auf der 151. LAWA-VV am 17./18. März 2016 in Stuttgart.
- Meißner, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahreschmutzwasserfrachten aus Mischwassereleitungen. In: Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation. Unter Mitarbeit von Peter Wolf. Kassel: Verein zur Förderung d. Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an d. Univ. - Gesamthochschule Kassel, S. 69–76.

- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft, Baden-Württemberg (MUKE B-W) (Hg.) (2018): Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg. Arbeitspapier. Online verfügbar unter https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-um/intern/Dateien/Dokumente/3_Umwelt/Schutz_natuerlicher_Lebensgrundlagen/Wasser/181120_Arbeitspapier-Spurenstoffelimination-kommunale-Klaeranlagen.pdf.
- MKULNV-NRW (2015): Bekanntgabe von Maßnahmenprogramm und Bewirtschaftungsplan für die oberirdischen Gewässer auf dem Gebiet des Landes Nordrhein-Westfalen und der ihnen zugeordneten Grundwasserkörper gemäß § 2f LWG - Bekanntmachung des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz vom 17. Dezember, MBl. NRW. 2015 S. 836.
- MKULNV-NRW (2015a): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas – Bewirtschaftungsplan 2016-2021 – Oberflächengewässer und Grundwasser Teileinzugsgebiet Rhein/Lippe - Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- MKULNV-NRW (2015b): Maßnahmenprogramm 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas - Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- MULNV (2018): Regionalisierter Abfluss und Abwasseranteil 2018 aus ELWAS-WEB (Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW) <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>
- MULNV-NRW (2018): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 18. Auflage. Kapitel 12, Abwasserbelastungen in den Teileinzugsgebieten in Nordrhein-Westfalen (12.2.2 Lippe), Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Niederste-Hollenberg, J.; Peters, A.; Eckartz, K.; Hillenbrand, T. (2017): „Pilotprojekt zur Minderung des Eintrags von Röntgenkontrastmitteln in die Umwelt“ Vortrag zum 5. Workshop Arzneimittelwirkstoffe in der aquatischen Umwelt am 17. Februar 2017 im Umweltministerium in Stuttgart. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe
- Nowak, A.; Pacek, G.; Mroziak, A. (2020): Transformation and ecotoxicological effects of iodinated X-ray contrast media. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2020, 19, 337. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09534-0>
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässer-verordnung - OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- Rau, W.; Metzger, S. (2017): Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg – Untersuchungsbericht. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg.
- Robert Loos, Dimitar Marinov, Isabella Sanseverino, Dorota Napierska and Teresa Lettieri, Review of the 1stWatch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2ndWatch List, EUR 29173 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-81839-4, doi:10.2760/614367, JRC111198
- Schmitt, T. G.; Knerr, H.; Gretzschel, O.; Kolisch, G. und Taudien, Y. (2016): Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro_N. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Deutschland.

- Schmitt, T. G.; Knerr, H.; Valerius, B.; Kolisch, G. und Taudien, Y. (2019): „Stoffflussmodellierung der Gesamtemissionen an Spurenstoffen im Einzugsgebiet der Blies und Übertragung der Ergebnisse auf das Saarland“, Studie im Auftrag des Entsorgungsverband Saar (EVS)
- Schmitt, T. G.; Welker, A.; Dierschke, M.; Steinbrück, C. (2008): Entwicklung wissenschaftlich fundierter Vorschläge (Leitfaden) zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen bzw. -kombinationen unter Berücksichtigung der ökologischen Wirksamkeit sowie der ökonomischen Effizienz am Beispiel von Phosphor. Schlussbericht.
- Schulte-Oehlmann, U.; Schulte-Oehlmann, J.; Püttmann, W. (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt: Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19 (3) 168 – 179 (2007), ecomed Verlag
- Türk, J., Dazio, M., Dinkel, F., Ebben, T., Hassani, V., Herbst, H., Hochstrat, R., Matheja, A., Montag, D., Remmler, F., Schaefer, S., Schramm, E., Vogt, M., Werbeck, N., Wermter, P., Wintgens, T. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001I, Vergabenummer 08/0581.
- UBA - Umweltbundesamt (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächen-gewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. UBA-Texte 47/2015
- UBA - Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau.
- UBA (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. UBA-Texte 85/2014.
- UBA (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. UBA-Texte 85/2014.
- UBA (2016): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2. UBA-Texte 60/2016
- UBA (2017): EQS Datasheet – Environmental Quality Standard Diclofenac. Dossier Diclofenac_Draft_JRC-2017_V4.1-GM, 30.04.2017
- UBA (2018): Antibiotika und Antibiotika-resistenzen in der Umwelt Hintergrund, Herausforderungen und Handlungsoptionen. ISSN 2363-829X
- UBA (2018a): Empfehlungen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Umweltbundesamt. ISSN 2363-829X.

9 Anhang 1 – Monitoring

9.1 Tabellarische Zusammenstellung der Messergebnisse (separate Datei)

9.2 Parameter und Beurteilungskriterien

Tabelle 9.1: Auszug der Beurteilungskriterien (Präventivwerte, Orientierungswerte oder Umweltqualitätsnormen) für Stoffe im Gewässer gemäß Anlage D4 des „Monitoringleitfaden Oberflächengewässer“ von NRW (D4-Liste, 3. Zyklus).

Stoffgruppe	Stoff-Nr.	Stoffname	JD µg/	ZHK µg/	Art Beurteilungswert	Quelle
Aromaten und Phenole	4097	Benzotriazol	10	-	Präventivwert	
Arzneistoffe und Metaboliten	2667	Carbamazepin	0,5	2000	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Arzneistoffe und Metaboliten	2918	Clarithromycin	0,1	0,6	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Arzneistoffe und Metaboliten	2639	Diclofenac	0,05	--	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Arzneistoffe und Metaboliten	2637	Ibuprofen	0,01	-	Orientierungswert	EU Draft EQS 11.03.11
Arzneistoffe und Metaboliten	2656	Metoprolol	7,3	-	Orientierungswert	LAWA-O 10.03 II
Arzneistoffe und Metaboliten	2691	Sulfamethoxazol	0,6	3	Orientierungswert	OGewV Entwurf September 2014
Kontrastmittel	2969	Amidotrizoesäure	0,1	-	Präventivwert	
Kontrastmittel	2968	Iomeprol	0,1	-	Präventivwert	
Kontrastmittel	2966	Iopamidol	0,1	-	Präventivwert	
Kontrastmittel	2967	Iopromid	0,1	-	Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2247	Terbutryn	0,065	0,34	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Metalle und Halbmetalle	1166	Quecksilber		0,07	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Metalle und Halbmetalle	1188	Nickel	20		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2011 Anlage 7
Metalle und Halbmetalle	1155	Molybdän	7		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1161	Kupfer	4		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1186	Kobalt	0,9		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1151	Chrom	10		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1165	Cadmium (-kass I)	<= 0,08	<= 0,45	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Metalle und Halbmetalle	1211	Bor	100		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1138	Blei	7,2		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2011 Anlage 7
Metalle und Halbmetalle	1119	Beryllium	0,1		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1124	Barium	60		Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1142	Arsen	1	24	Orientierungswert	
Metalle und Halbmetalle	1145	Antimon	20		Orientierungswert	
PAK	2340	Phenanthren	0,5		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PAK	2305	Naphthalin	2	130	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PAK	2300	Fluoranthren	0,0063	0,12	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Stoffgruppe	Stoff-Nr.	Stoffname	JD µg/	ZHK µg/	Art Beurteilungswert	Quelle
PAK	2300	Fluoranthen	30		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PAK	2302	Benzo(k)fluoranthen		0,017	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PAK	105	Benzo(ghi)-peryl- eni+Indeno(1,2,3- cd)pyren	0,002		Orientierungswert	
PAK	2310	Benzo(ghi)perylen		0,0082	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PAK	104	Benzo(b)-fluoran- then+Benzo(k)-fluor- anthen	0,03		Orientierungswert	
PAK	2301	Benzo(b)fluoranthen		0,017	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PAK	2320	Benzo(a)pyren	0,00017	0,27	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PAK	2336	Benzo(a)anthracen	0,002		Orientierungswert	
PAK	2335	Anthracen	0,1	0,1	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PFC	2859	Perfluorundekan- säure	0,1		Präventivwert	
PFC	2854	Perfluorpentansäure	0,1		Präventivwert	
PFC	2793	Perfluoroktansulfon- säure	0,00065	36	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PFC	2792	Perfluoroctansäure	0,1		Präventivwert	
PFC	2857	Perfluoronansäure	0,1		Präventivwert	
PFC	2862	Perfluorhexansulfon- säure	0,1		Präventivwert	
PFC	2855	Perfluorhexansäure	0,1		Präventivwert	
PFC	4104	Perfluorheptansulfon- säure	0,1		Präventivwert	
PFC	2856	Perfluorheptansäure	0,1		Präventivwert	
PFC	2858	Perfluordekansäure	0,1		Präventivwert	
PFC	2861	Perfluorbutansulfon- säure	0,1		Präventivwert	
PFC	2853	Perfluorbutansäure	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2257	2,4-DB	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2231	Atrazin	0,6	2	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PSM und Metaboliten	2290	Bentazon	0,1		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2289	Bromacil	0,6		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2622	Bromoxynil	0,5		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2802	Carbendazim	0,2	0,7	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2288	Chloridazon	0,1		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2235	Chlortoluron	0,4		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2721	Diazinon	0,01		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2254	Dichlorprop	0,1		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2626	Diflufenican	0,009		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2730	Dimethoat	0,07	1	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2342	Dimethylsulfoluidin	0,1		Präventivwert	

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Stoffgruppe	Stoff-Nr.	Stoffname	JD µg/	ZHK µg/	Art Beurteilungswert	Quelle
PSM und Metaboliten	4129	Dimoxystrobin	0,03	2	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2230	Diuron	0,2	1,8	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PSM und Metaboliten	2311	Epoxiconazol	0,2		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2553	Flufenacet	0,04	0,2	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2566	Flurtamone	0,2	1	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2261	Hexazinon	0,07		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2251	Isoproturon	0,3	1	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PSM und Metaboliten	2232	Linuron	0,1		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2253	MCPA	2		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2255	Mecoprop (MCP)	0,1		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2238	Methabenzthiazuron	2		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2250	Metolachlor	0,2		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	4073	Metolachlor-CA	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	4074	Metolachlor-ESA Na-Salz	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2264	Metribuzin	0,2		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2237	Monolinuron	0,2	20	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2788	Nicosulfuron	0,009	0,09	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2745	Omethoat	0,004	2	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2064	Picolinafen	0,007		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2294	Pirimicarb	0,09		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2364	Prochloraz	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2245	Prometryn	0,5		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2133	Propiconazol	1		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2327	Propyzamid	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2328	Prosulfocarb	0,1		Präventivwert	
PSM und Metaboliten	2166	Quinoxifen	0,15	2,7	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PSM und Metaboliten	2242	Simazin	1	4	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
PSM und Metaboliten	2786	Sulcotrion	0,1	5	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
PSM und Metaboliten	2119	Tebuconazol	1		Orientierungswert	
PSM und Metaboliten	2247	Terbutryn	0,065	0,34	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Organ. Zinnverb.	2769	Triphenylzinn-Kation	0,0005		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
Organ. Zinnverb.	2769	Triphenylzinn-Kation	0,02		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 6
Organ. Zinnverb.	2773	Tricyclohexylzinn-Kation	0,01		Präventivwert	

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Stoffgruppe	Stoff-Nr.	Stoffname	JD µg/	ZHK µg/	Art Beurteilungswert	Quelle
Organ. Zinnverb.	2768	Tributylzinn-Kation	0,0002	0,0015	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Organ. Zinnverb.	2768	Tributylzinn-Kation	0,002		Orientierungswert	
Organ. Zinnverb.	2766	Tetrabutylzinn	0,001		Orientierungswert	
Organ. Zinnverb.	2766	Tetrabutylzinn	0,04		Orientierungswert	
Organ. Zinnverb.	2771	Monoocetylzinn-Kation	0,01		Präventivwert	
Organ. Zinnverb.	2770	Monobutylzinn-Kation	0,0006		Orientierungswert	
Organ. Zinnverb.	2772	Diocetylzinn-Kation	0,004		Orientierungswert	
Organ. Zinnverb.	2767	Dibutylzinn-Kation	0,01		Orientierungswert	
Organ. Zinnverb.	2767	Dibutylzinn-Kation	0,1		Orientierungswert	
Bromierte Biphenylether	4030	Summe von 6 ausgewählten BDE		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	4030	Summe von 6 ausgewählten BDE	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	101	Summe polybromierte Diphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	101	Summe polybromierte Diphenylether	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2866	Pentabromdiphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2153	2,2',4,4'-Tetrabrombiphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2153	2,2',4,4'-Tetrabrombiphenylether	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2154	2,2',4,4',6-Pentabrombiphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2154	2,2',4,4',6-Pentabrombiphenylether	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2155	2,2',4,4',5-Pentabrombiphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2155	2,2',4,4',5-Pentabrombiphenylether	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2156	2,2',4,4',5,6'-Hexabrombiphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2156	2,2',4,4',5,6'-Hexabrombiphenylether	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2157	2,2',4,4',5,5'-Hexabrombiphenylether		0,14	Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2157	2,2',4,4',5,5'-Hexabrombiphenylether	0,0085		Umweltqualitätsnorm	OGewV 2016 Anlage 8
Bromierte Biphenylether	2158	2,2',3,4,4',5',6-Hep tabrombiphenylether	10		Präventivwert	
Bromierte Biphenylether	2159	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6D ecabrombiphenylether	10		Präventivwert	

Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

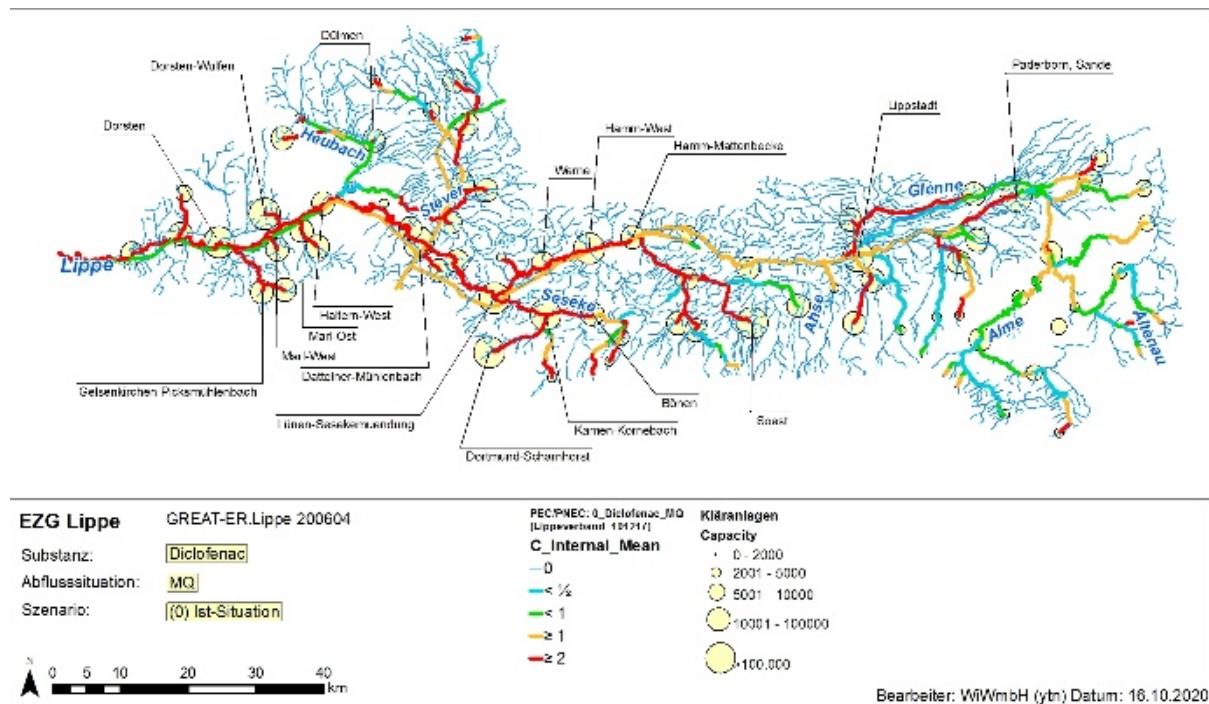
9.3 Auswertung Monitoringergebnisse

Ausgewählte Substanzen mit Vorgabe eines Qualitätsziels in D4-Liste; ohne Stoffe im mg/L oder mg/kg Bereich)											
Substanz	Qualitätskriterien (QK) aus D4-Liste		Typ QK 1=Präventiv, 2=Orientierung, 3=UQN	Anzahl Messwerte		Anzahl Messwerte > BG (Bestimmungsgrenze)		% Messwerte über BG		% > BG > QK	
	QK (JD)	Einheit		Gewässer	KA	Gewässer	KA	Gewässer	KA	Gewässer (Sortierspalte)	KA
Gabapentin	0,1	µg/l	1	124	95	99	95	80%	100%	80%	100%
Diclofenac	0,05	µg/l	2	124	95	94	95	76%	100%	73%	100%
Zink	14	µg/l	2	237	192	200	191	84%	99%	69%	99%
Amidotrizoesäure	0,1	µg/l	1	104	79	71	70	68%	89%	68%	100%
Iopromid	0,1	µg/l	1	104	79	64	60	62%	76%	62%	100%
Iomeprol	0,1	µg/l	1	104	79	55	64	53%	81%	53%	100%
Iohexol	0,1	µg/l	1	104	79	53	50	51%	63%	51%	100%
Barium	60	µg/l	2	246	190	239	150	97%	79%	40%	7%
Clarithromycin	0,1	µg/l	2	124	95	77	94	62%	99%	30%	87%
Iopamidol	0,1	µg/l	1	104	79	25	13	24%	16%	24%	100%
Carbamazepin	0,5	µg/l	2	124	95	96	95	77%	100%	19%	53%
Kupfer	4	µg/l	2	233	187	42	131	18%	70%	18%	100%
Ibuprofen	0,01	µg/l	2	124	95	22	68	18%	72%	18%	100%
Perfluorooctansäure	0,1	µg/l	1	123	96	16	18	13%	19%	13%	100%
Perfluorhexansäure	0,1	µg/l	1	123	96	14	12	11%	13%	11%	100%
Arsen	1	µg/l	2	246	191	28	30	11%	16%	9%	15%
Perfluorhexansulfonsäure	0,1	µg/l	1	123	96	7	5	6%	5%	6%	100%
Sulfamethoxazol	0,6	µg/l	2	124	95	86	94	69%	99%	6%	39%
Molybdän	7	µg/l	2	244	192	21	44	9%	23%	5%	16%
Mecoprop (MCP)	0,1	µg/l	3	123	96	14	33	11%	34%	5%	8%
Perfluorbutansulfonsäure	0,1	µg/l	1	123	96	6	3	5%	3%	5%	100%
Perfluorheptansäure	0,1	µg/l	1	123	96	5	2	4%	2%	4%	100%
Perfluorpentansäure	0,1	µg/l	1	123	96	4	6	3%	6%	3%	100%
Selen	3	µg/l	3	245	190	36	19	15%	10%	2%	1%
Nicosulfuron	0,009	µg/l	3	123	96	3	1	2%	1%	2%	100%
Triclosan	0,02	µg/l	3	123	96	3	24	2%	25%	2%	100%
Imidacloprid	0,002	µg/l	3	123	96	3	12	2%	13%	2%	100%
Perfluorbutansäure	0,1	µg/l	1	123	96	5	5	4%	5%	2%	97%
Ioversol	0,1	µg/l	1	104	79	2	11	2%	14%	2%	100%
Omethoat	0,004	µg/l	3	123	96	2	0	2%	0%	2%	100%
Perfluorononansäure	0,1	µg/l	1	123	96	2	2	2%	2%	2%	100%
Flufenacet	0,04	µg/l	3	123	96	1	2	1%	2%	1%	100%
Perfluorheptansulfonsäure	0,1	µg/l	1	123	96	1	1	1%	1%	1%	100%
Sulcotrion	0,1	µg/l	3	123	96	1	0	1%	0%	1%	0%
Dimoxystrobin	0,03	µg/l	3	123	96	1	0	1%	0%	1%	0%
Diflufenican	0,009	µg/l	3	123	96	1	0	1%	0%	1%	100%
Chloridazon	0,1	µg/l	3	123	96	2	9	2%	9%	1%	7%
Benzotriazol	10	µg/l	1	123	96	108	96	88%	100%	1%	38%
Chrom	10	µg/l	2	245	192	12	69	5%	36%	0%	2%
Blei	7,2	µg/l	3	245	191	45	68	18%	36%	0%	7%
Silber	0,02	µg/l	3	246	192	1	3	0%	2%	0%	100%
Diazinon	0,01	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	100%
Beryllium	0,1	µg/l	2	246	192	0	3	0%	2%	0%	100%
Thallium	0,2	µg/l	3	246	192	0	0	0%	0%	0%	100%
Quecksilber	0	µg/l	3	246	192	0	0	0%	0%	0%	100%
Terbutryn	0,065	µg/l	3	123	96	39	80	32%	83%	0%	3%
Tebuconazol	1	µg/l	2	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Simazin	1	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Propiconazol	1	µg/l	3	123	96	2	3	2%	3%	0%	1%
Prometryn	0,5	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Pirimicarb	0,09	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Picolinafen	0,007	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	100%
Nonylphenol	0,3	µg/l	3	123	96	1	24	1%	25%	0%	16%
Nickel	20	µg/l	3	246	192	208	192	85%	100%	0%	0%
Monolinuron	0,2	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Metribuzin	0,2	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Metoprolol	7,3	µg/l	2	124	95	102	95	82%	100%	0%	2%
Metolachlor	0,2	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Methabenzthiazuron	2	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
MCPA	2	µg/l	3	123	96	4	7	3%	7%	0%	0%
Linuron	0,1	µg/l	3	123	96	3	6	2%	6%	0%	0%
Isoproturon	0,3	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Hexazinon	0,07	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Flurtamone	0,2	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Epoxiconazol	0,2	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Diuron	0,2	µg/l	3	123	96	1	8	1%	8%	0%	0%
Dimethoat	0,07	µg/l	3	123	96	1	2	1%	2%	0%	0%
Chlortoluron	0,4	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Carbendazim	0,2	µg/l	3	123	96	15	55	12%	57%	0%	0%
Bromoxynil	0,5	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Bor	100	µg/l	2	123	96	36	29	29%	30%	0%	0%
Bentazon	0,1	µg/l	3	123	96	0	0	0%	0%	0%	0%
Atrazin	0,6	µg/l	3	123	96	3	0	2%	0%	0%	0%
Antimon	20	µg/l	2	246	190	1	13	0%	7%	0%	0%
Ametryn	0,5	µg/l	3	123	96	1	0	1%	0%	0%	0%
4-tert-Octylphenol	0,1	µg/l	3	123	96	0	14	0%	15%	0%	13%
4-Octylphenol	0,1	µg/l	3	123	96	0	1	0%	1%	0%	0%
2,4-D	0,2	µg/l	3	123	96	5	12	4%	13%	0%	3%

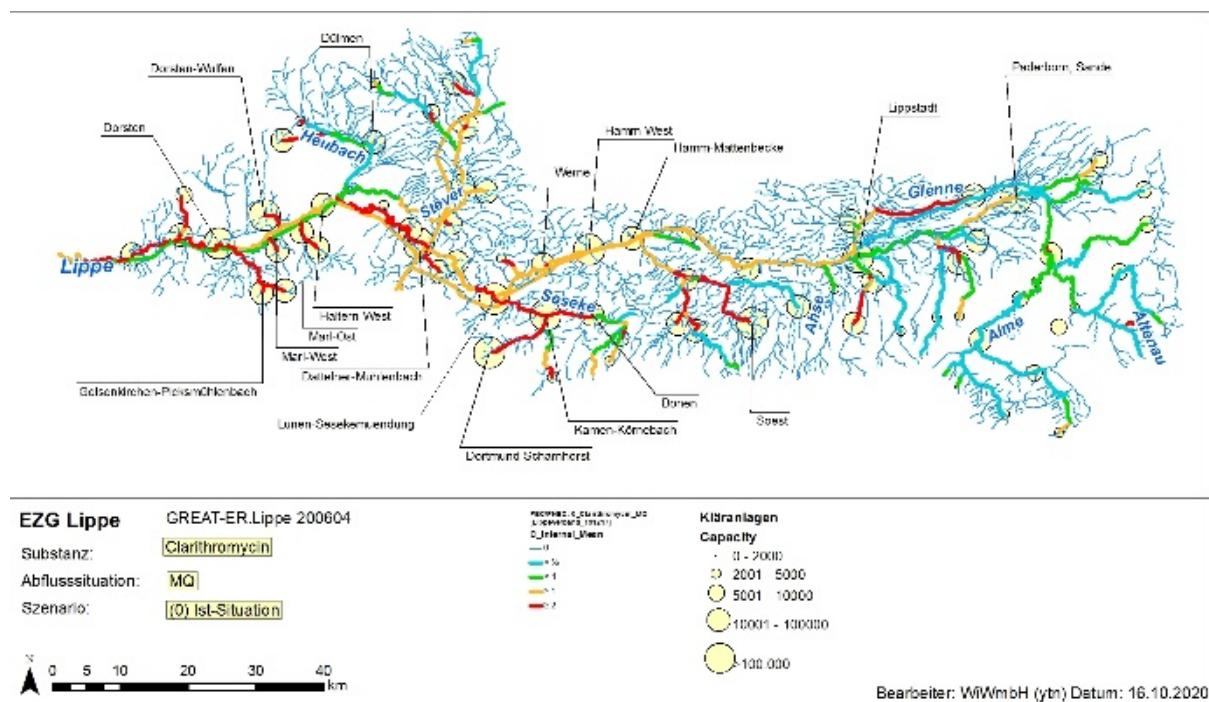
10 Ergebnisse der Stoffflussbilanzen

10.1 Modellergebnisse Ist-Zustand als Quotient der berechneten Konzentration zu dem Qualitätskriterium

Diclofenac

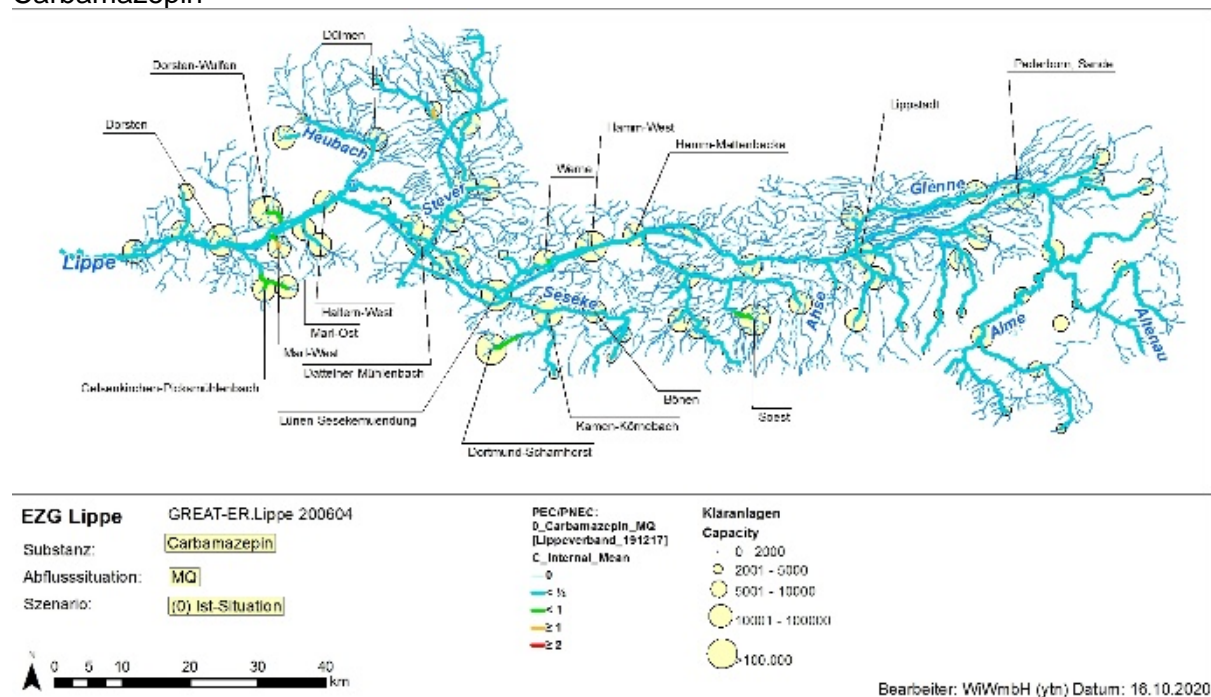


Clarithromycin

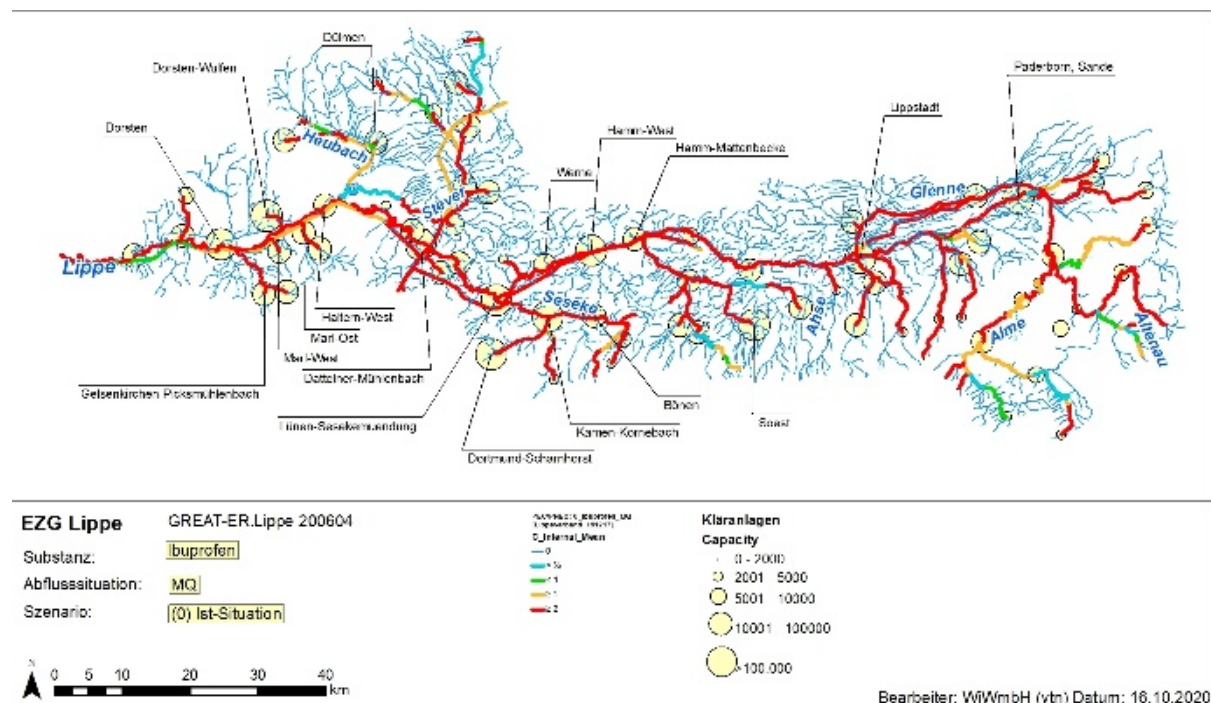


Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Carbamazepin

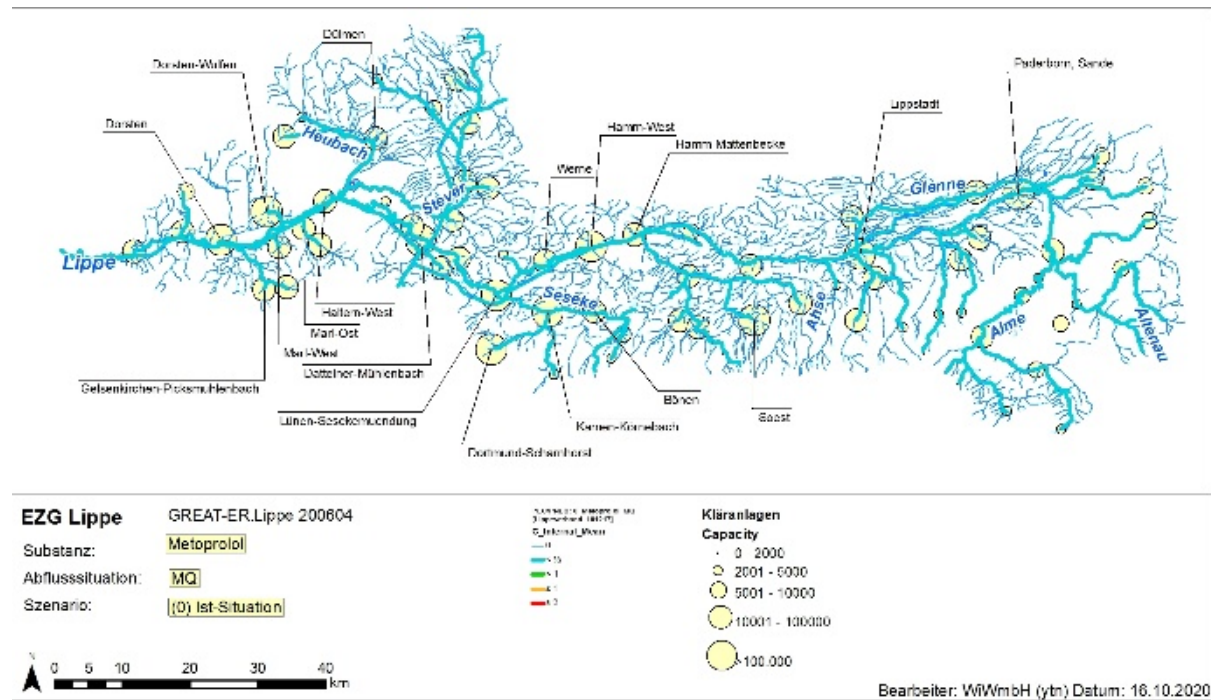


Ibuprofen

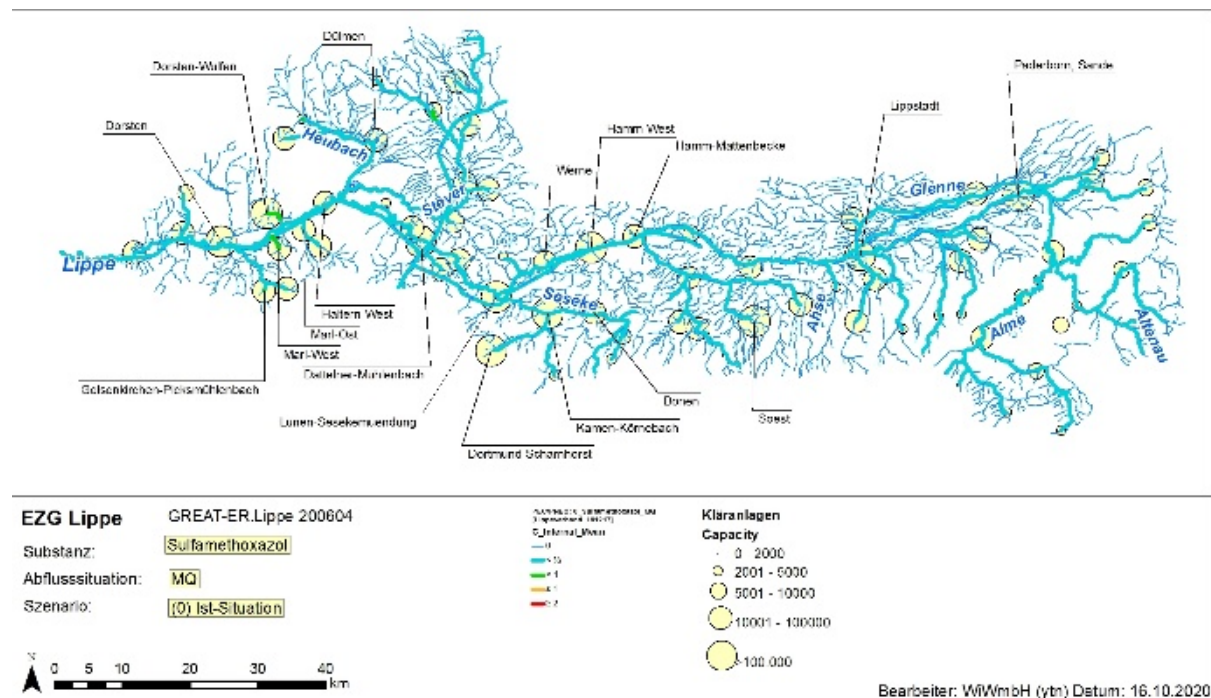


Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

Metoprolol

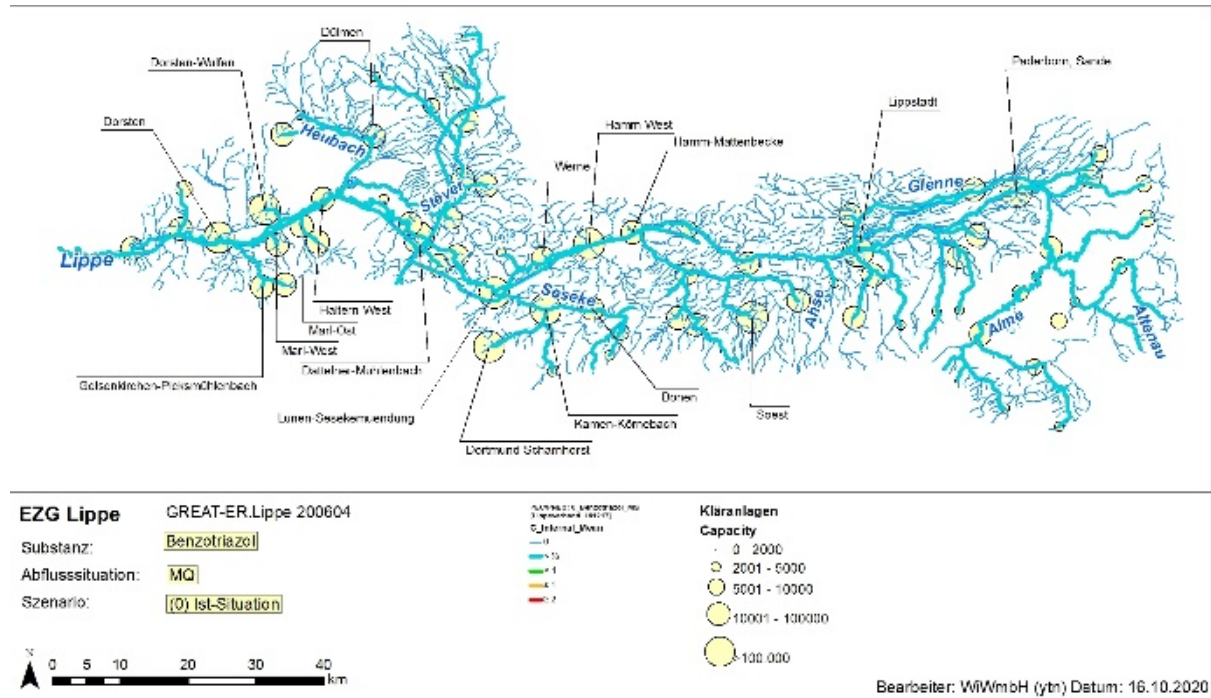


Sulfamethoxazol

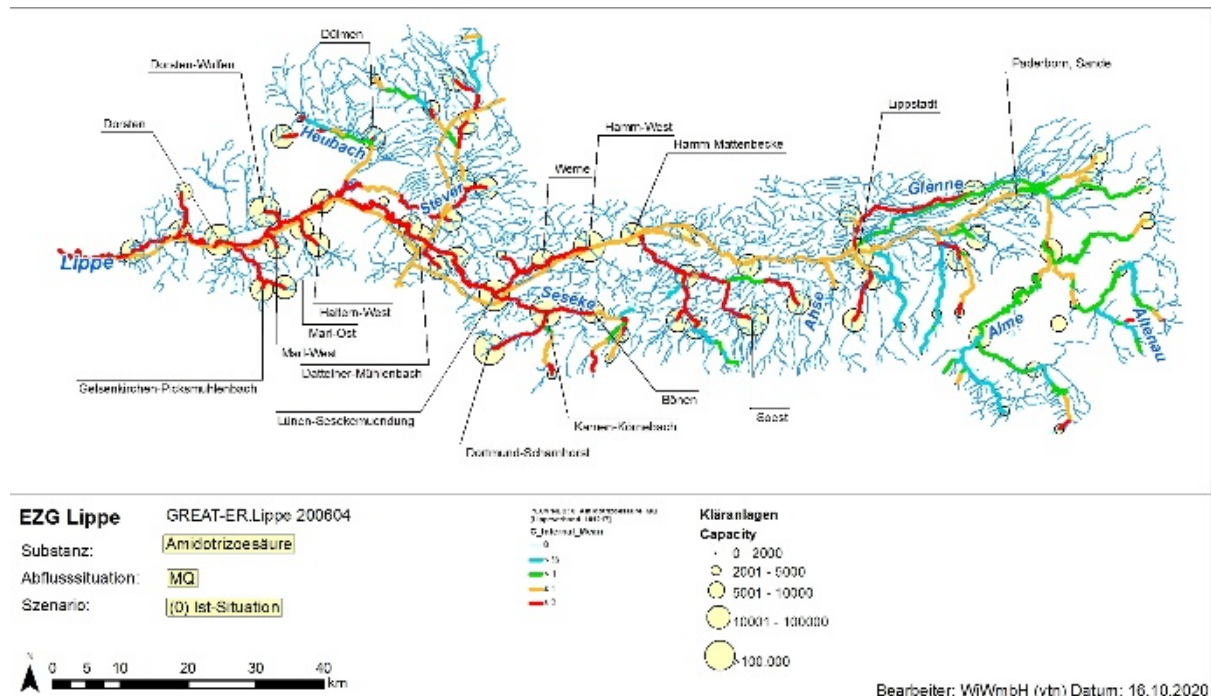


Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe

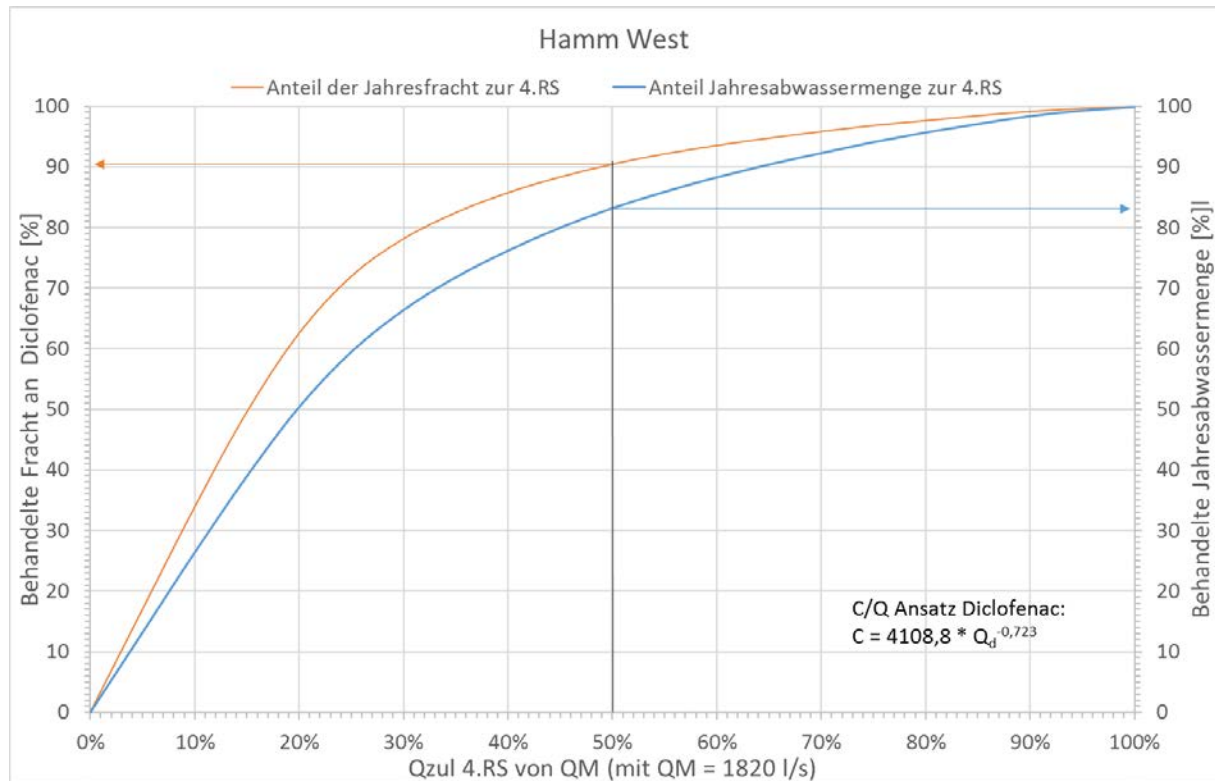
Benzotriazol



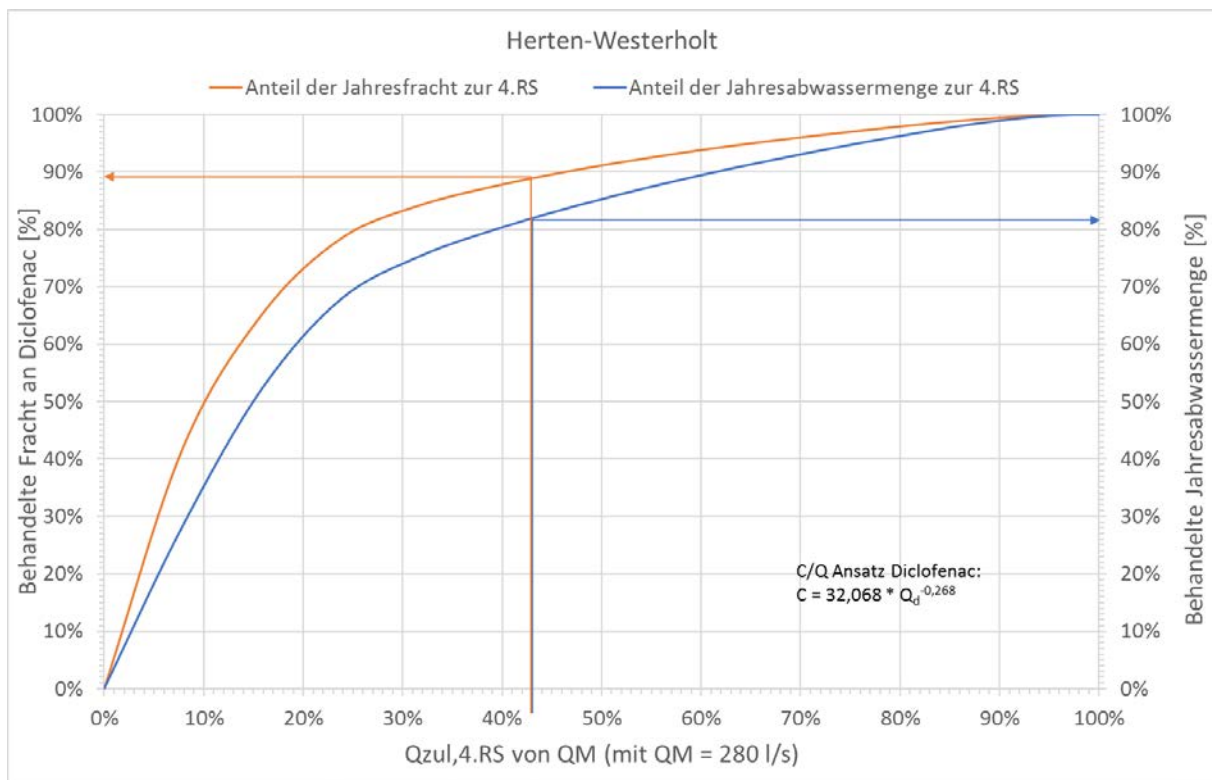
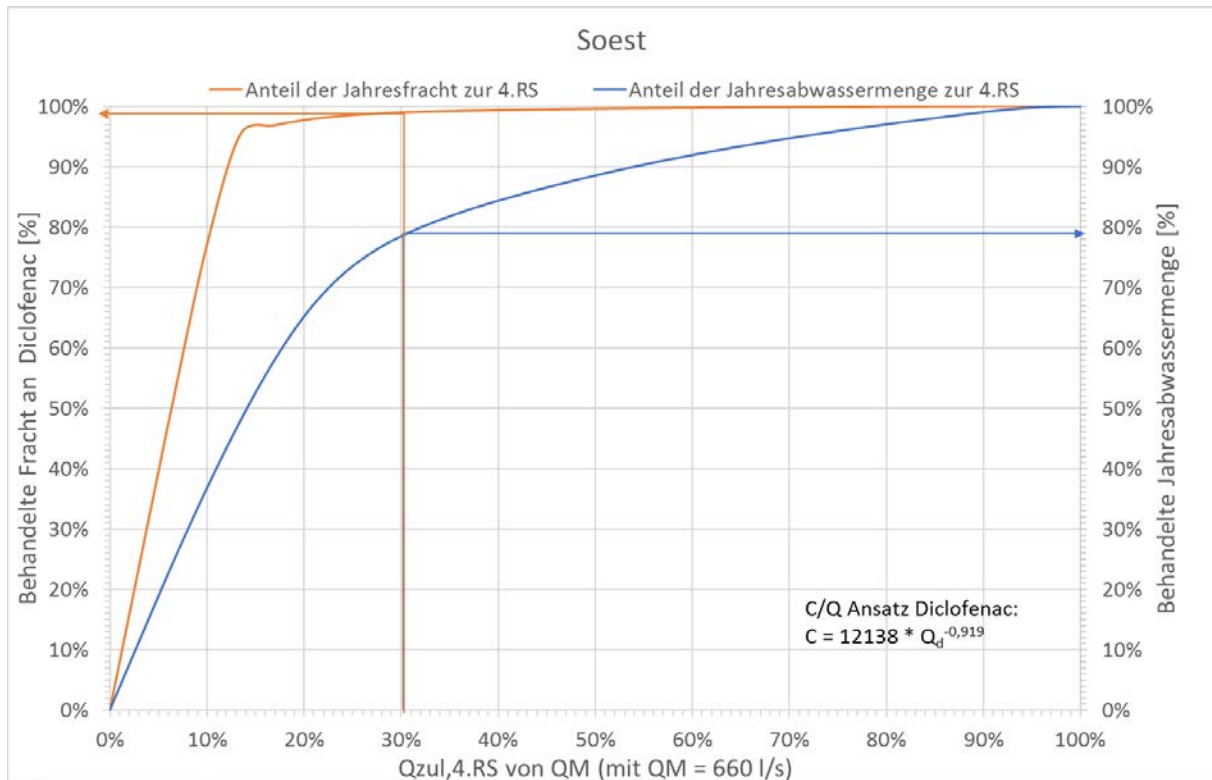
Amidotrizoensäure



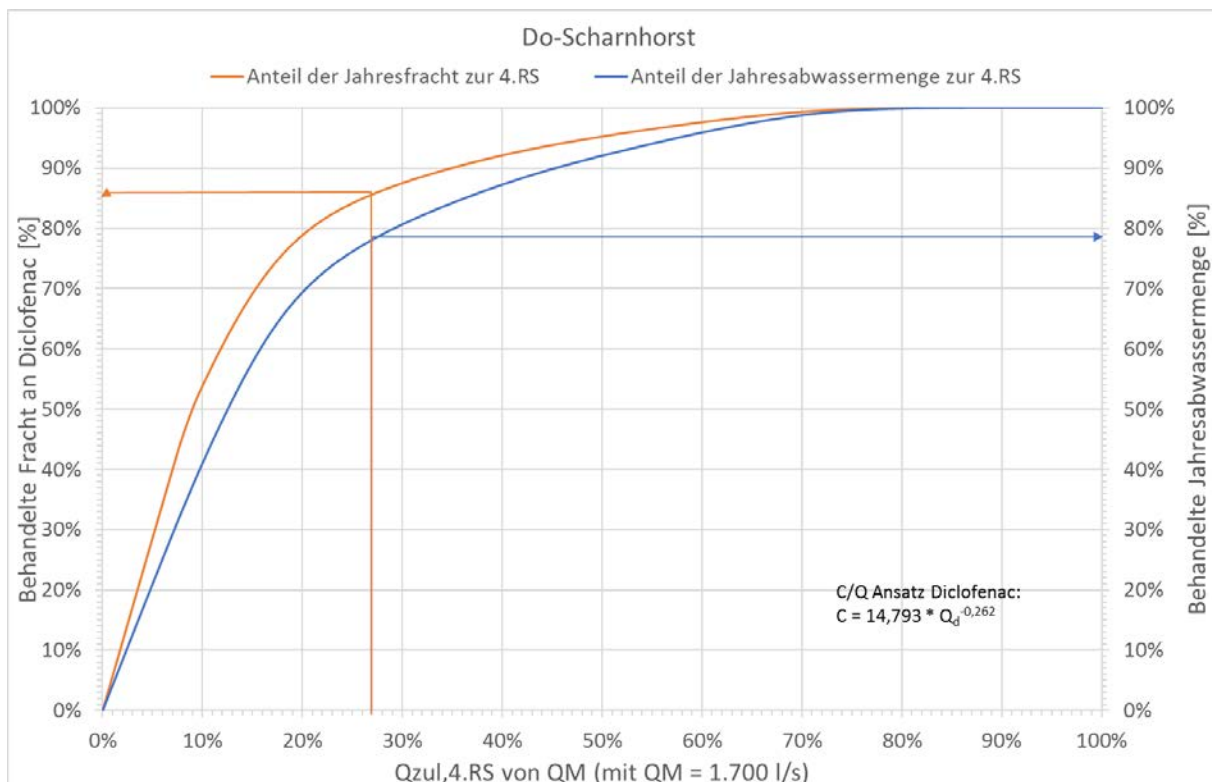
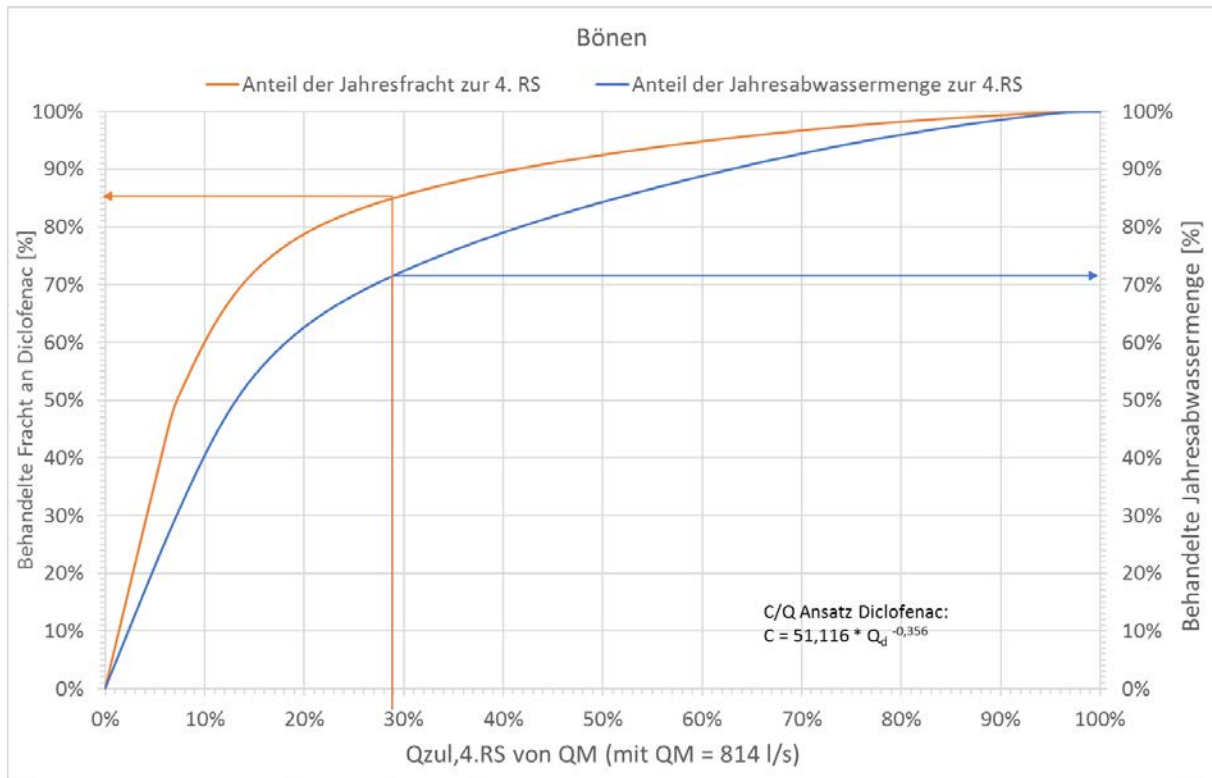
10.2 Abfluss- und Frachtsummenlinien in Abhängigkeit der Auslegungsgröße einer Spurenstoffeliminationsstufe Q/QM



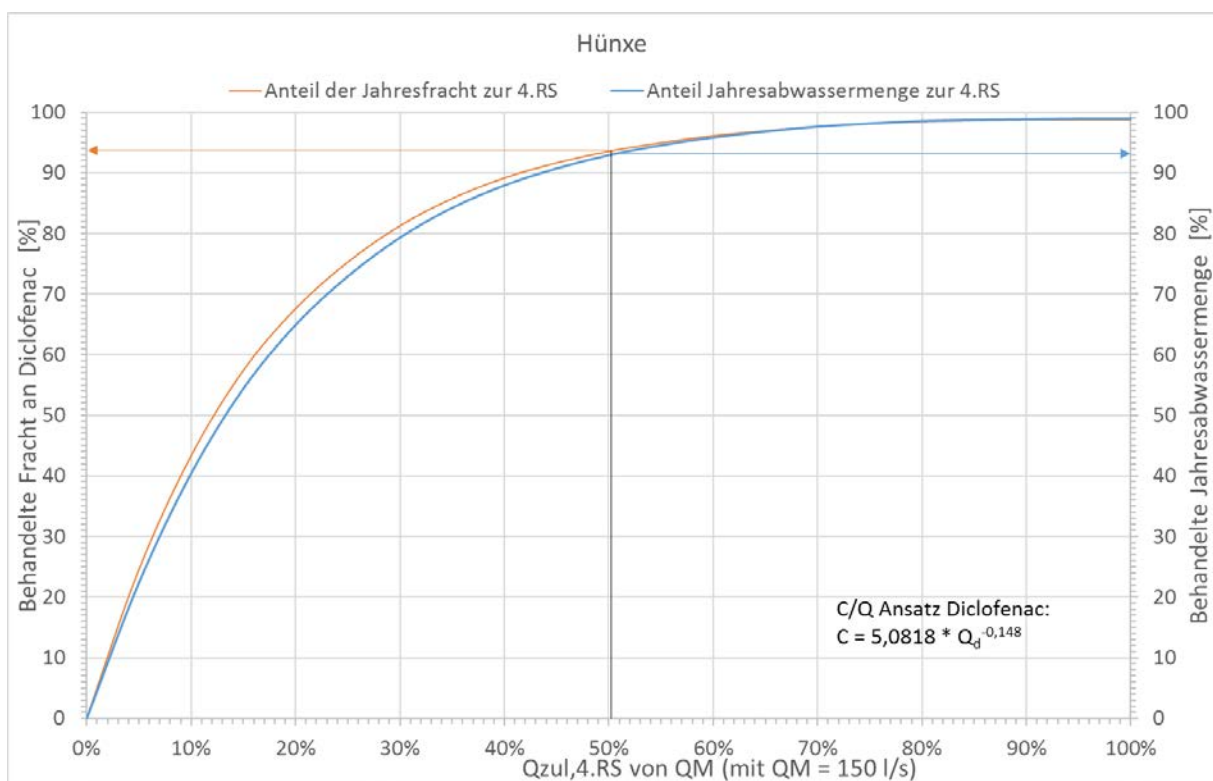
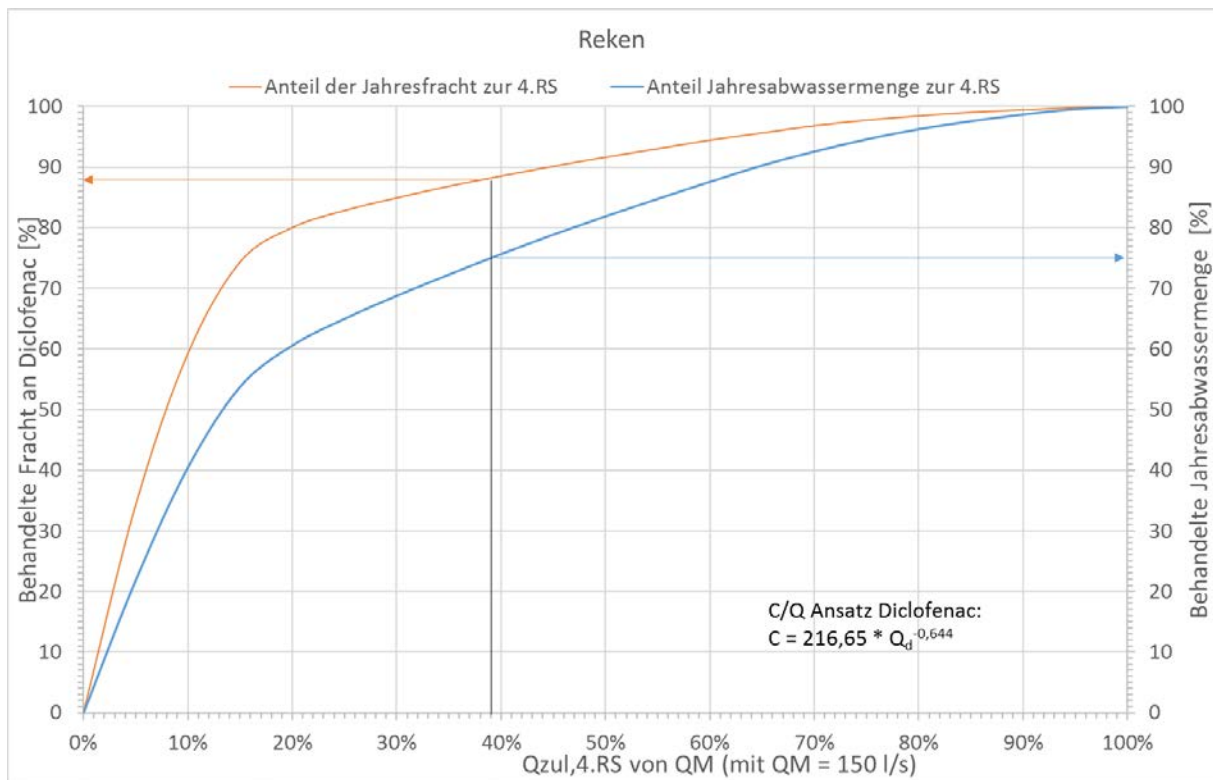
Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe



Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe



Abschlussbericht Projekt Spurenstoffe in der Lippe



10.3 Ermittlung der Kläranlagenspezifischen Wirkungen an der Einleitstelle

Name Kläranlage	Gewässer	mittlere Zulauf- fracht (bei 0,79 mg/E/d Diclofenac)	Abwasser- anteil der KA an MQ	Kumulier- ter Abwas- seranteil an MQ	Abwasser- anteil KA (zu kumu- liertem Ab- wasseran- teil) an der Einleit- stelle bei MQ	mittlere Ablauf- fracht im Ist-Zu- stand (bei 29% Elim. In KA)	Ablauf- fracht Ausbau- stufe (bei 83% Elim.)	In Ausbau- stufe elimi- nierte Fracht	Gewässer- konzentra- tion Einleit- stelle im Ist-Zu- stand	Gewässer- konzentra- tion Einleit- stelle nach Aus- bau (>10.000E W)	Wirkungs- grad gesamt Ausbau im Ge- wässer	Wirkungs- grad KA im Gewässer gem. An- teil an kumu- lierten Abwasser- anteil bei MQ
		[kg/a]	[%]	[%]	[%]	[kg/a]	[kg/a]		[µg/L]	[µg/L]	[%]	[%]
Hamm-West	Lippe	38,7	2,5	9,5	27,5	4,7	22,8	0,13	0,05	26%	64%	17%
Lünen-Seseke-Mdg	Seseke	40,2	21,1	55,9	28,5	4,9	23,7	0,56	0,10	38%	82%	31%
Dortmund-Scharnhorst	Körne	32,4	122,5	122,5	23,0	3,9	19,1	1,21	0,21	100%	83%	83%
Kamen-Körnebach	Seseke	30,3	16,2	43,5	21,5	3,7	17,8	0,54	0,10	37%	81%	30%
Dorsten	Hambach	16,5	11,7	12,5	11,7	2,0	9,7	0,31	0,05	94%	83%	78%
Dorsten-Wulfen	Gecksbach	5,7	890,5	890,5	4,0	0,7	3,4	1,42	0,24	100%	83%	83%
Soest	Soestbach	14,9	103,1	122,7	10,6	1,8	8,8	1,15	0,20	84%	83%	70%
Datteln-Mühlenbach	Lippe	18,9	1,5	18,3	13,4	2,3	11,1	0,20	0,05	8%	73%	6%
Bönen	Rexebach	12,2	21,6	21,7	8,6	1,5	7,2	1,26	0,21	99%	83%	83%
Hamm-Mattenbecke	Lippe	11,7	0,8	6,6	8,3	1,4	6,9	0,80	0,14	11%	83%	10%
Marl-West	Weierbach	10,7	148,0	148,0	7,6	1,3	6,3	1,93	0,33	100%	83%	83%
Gelsenkirchen-PiMüBa	Picksmühlenbach	14,4	135,9	135,9	10,2	1,7	8,5	1,18	0,20	100%	83%	83%
Marl-Ost	Sicking-Mb	6,2	2,1	7,0	4,4	0,7	3,7	0,14	0,04	29%	73%	22%
Dülmen	Tiberbach	10,0	4,5	8,1	7,1	1,2	5,9	0,27	0,27	56%	0%	0%
Lüdinghausen	Stever	8,6	9,5	16,0	6,1	1,0	5,1	0,58	0,10	59%	83%	49%
Werne	Horne	10,6	37,2	44,7	7,6	1,3	6,3	1,12	0,19	83%	83%	69%
Haltern-West	Lippe	10,5	0,3	16,5	7,4	1,3	6,2	0,17	0,05	2%	73%	1%
Waltrrop	Schwarzbach	8,2	81,6	81,6	5,8	1,0	4,8	0,83	0,14	100%	83%	83%
Herten-Westerholt	Rapphofs-Mb	5,6	25,7	25,7	4,0	0,7	3,3	0,39	0,07	100%	83%	83%
Werl	Salzbach	7,1	160,7	160,7	5,1	0,9	4,2	1,42	0,24	100%	83%	83%
Nottuln-Appelhülsen	Stever	5,5	3,2	9,7	3,9	0,7	3,2	0,21	0,04	33%	83%	27%
Senden	Stever	5,4	16,1	16,1	3,9	0,7	3,2	0,39	0,07	100%	83%	83%
Marl-Lenkerbeck	Sicking-Mb	4,9	9,3	12,1	3,5	0,6	2,9	0,44	0,07	77%	83%	64%
Selm	Selmer Bach	5,2	30,5	42,3	3,7	0,6	3,1	0,49	0,08	72%	83%	60%
Nordkirchen	Teufelsbach	2,7	12,2	13,0	1,9	0,3	1,6	0,22	0,04	94%	83%	78%
Werl-Westönnen	Mühlenbach	3,5	11,2	11,2	2,5	0,4	2,0	0,26	0,05	100%	81%	81%
Huenxe	Lippe	2,7	0,1	16,8	1,9	0,3	1,6	0,17	0,04	0%	75%	0%
Schermebeck	Schermecker Mb	3,7	43,3	59,3	2,6	0,4	2,2	0,47	0,15	73%	69%	50%
Olfen	Lippe	3,4	0,1	18,4	2,4	0,4	2,0	0,20	0,05	1%	73%	0%
Selm-Bork	Lippe	1,8	0,1	16,3	1,3	0,2	1,0	0,19	0,05	1%	72%	0%
Bad Sassendorf	Rosenau	3,2	25,4	39,9	2,3	0,4	1,9	0,04	0,04	64%	0%	0%
Reken	Boombach	2,5	11,6	11,6	1,8	0,3	1,5	0,60	0,10	100%	83%	83%
Welver	Ahse	2,6	0,5	6,0	1,8	0,3	1,5	0,19	0,03	9%	82%	7%
Summe		71				256		212				
Mittelwert								6	0,59	0,11	75%	48%

11 Anhang 3 – Berichte der technischen Machbarkeitsstudien zur Mikroschadstoffentfernung (separate Berichte)