

Abschlussbericht

zu den Forschungsvorhaben:

**“Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe
in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf
kommunalen Kläranlagen - Gütebetrachtungen“**

Vergabe-Nr. 07/111.1 (IV-7-042 1 D 7)

und

**“Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe
in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf
kommunalen Kläranlagen - Kostenbetrachtungen“**

Vergabe-Nr. 07/111.2 (IV-7-042 1 D 6)

gerichtet an das



Aachen, den

Mülheim an der Ruhr, den

Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp
(Institutsdirektor ISA)

Dr.-Ing. Wolf Merkel
(Geschäftsführer IWW)

Projektpartner

Partner	Bearbeiter
 <p>Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp Mies-van-der-Rohe-Str. 1 52074 Aachen Tel.: 0241 80 25207 Fax: 0241 80 22285 Email: isa@isa.rwth-aachen.de www.isa.rwth-aachen.de</p>	<p>Dipl.-Ing. D. Tacke Dipl.-Ing. H. Herbst Dr.-Ing. S. Köster Dipl.-Ing. S. Beier</p>
 <p>IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungs- gesellschaft mbH Dr.-Ing. W. Merkel Moritzstraße 26 45476 Mülheim a. d. Ruhr Tel.: 0208 40303 100 Fax: 0208 40303 82 Email: w.merkel@iww-online.de www.iww-online.de</p>	<p>Dr. A. Bergmann Dr.-Ing. H.-J. Mälzer</p>

Inhalt

Kurzfassung	1
1 Veranlassung.....	7
2 Ziele der Studie	8
3 Arbeitsprogramm und Projektablauf.....	9
4 Bilanzierung der Stoffeinträge in die Ruhr – Ist-Zustand	13
4.1 Leitsubstanzen und Zielwerte	13
4.1.1 Leitsubstanzen.....	13
4.1.2 Festlegung von Zielwerten in Oberflächengewässern.....	14
4.1.3 Bewertung organischer Mikroverunreinigungen im Trinkwasser.....	18
4.2 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr	19
4.3 Konzentrationen und Frachten von organischen Spurenstoffen im Ablauf der kommunalen Kläranlagen	20
4.3.1 Perfluortenside	20
4.3.2 Komplexbildner	30
4.3.3 Phosphororganische Flammschutzmittel	40
4.3.4 Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel	46
4.4 Konzentrationen und Frachten von organischen Spurenstoffen in der Ruhr.....	55
4.4.1 Perfluortenside	55
4.4.2 Komplexbildner	60
4.4.3 Phosphororganische Flammschutzmittel	64
4.4.4 Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel	66
5 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen.....	70
5.1 Stand des Wissens	70
5.1.1 Integrierte Maßnahmen	71
5.1.2 Nachgeschaltete Maßnahmen.....	79
5.1.3 Zusammenfassung	88
5.2 Betrachtete Verfahren zur Elimination organischer Spurenstoffe.....	89

5.3	Beurteilung der Eliminationsleistung der betrachteten Verfahren.....	95
6	Kostenbetrachtung.....	98
6.1	Grundlagen.....	98
6.2	Kostenbetrachtung für die normierte Modellkläranlage (100.000 E)	99
6.1.1	Investitionskosten	100
6.1.2	Betriebskosten	104
6.1.3	Jahreskosten.....	105
6.1.4	Abschätzung der Auswirkungen auf die Abwassergebühren	107
6.3	Kostenabschätzung für verschiedene Kläranlagengrößen	107
7	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.....	112
8	Bilanzierung der Stoffeinträge in die Ruhr nach Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen.....	118
8.1	Vorgehensweise.....	118
8.1.1	Berechnung der Frachten der relevanten organischen Spurenstoffe.....	118
8.1.2	Berechnung der Konzentrationen der relevanten organischen Spurenstoffe in der Ruhr	120
8.1.3	Einhaltung der Zielwerte	122
8.1.4	Aufbereitungstechnik, Kläranlagenauswahl und Variantenberechnungen..	122
8.2	Berechnung der Konzentration ausgewählter Spurenstoffe in der Ruhr	123
8.2.1	Perfluortenside	124
8.2.2	Komplexbildner	125
8.2.3	Phosphororganische Flammschutzmittel	126
8.2.4	Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel	127
9	Möglichkeiten der getrennten Behandlung von Krankenhausabwässern	130
9.1	Bisherige Erkenntnisse zur Behandlung von Krankenhausabwässern	130
9.2	Beschreibung des Untersuchungsumfangs.....	132
9.3	Ergebnisdarstellung und Diskussion.....	133
	Literatur.....	139
	Anhänge.....	148

Verzeichnis der Bilder

Bild 3.1:	Ablauf der Arbeiten	9
Bild 4.1:	Konzentrationen von PFOA und PFOS im Kläranlagenablauf.....	22
Bild 4.2:	Frachten von PFOA und PFOS im Kläranlagenablauf	24
Bild 4.3:	Abwasserbürtige PFOA- und PFOS-Tagesfrachten im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Kläranlagennummern: Tagesfrachten der in diese Nebengewässer einleitenden Kläranlagen wurden summiert).....	25
Bild 4.4:	Kumulierte PFOA- und PFOS-Frachten aus den Kläranlagen im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Beschriftungen: Nebengewässer)..	26
Bild 4.5:	Konzentrationen (oben) und Frachten (unten) von PFOA und PFOS im Ablauf der Kläranlage Brilon-Scharfenberg	27
Bild 4.6:	Konzentrationen und Frachten von PFOA und PFOS in ausgewählten Kläranlagen	28
Bild 4.7:	Konzentrationen von PFOS und PFOA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh	29
Bild 4.8:	Frachten von PFOS und PFOA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh	30
Bild 4.9:	Konzentrationen und Frachten von Komplexbildnern im Kläranlagenablauf	32
Bild 4.10:	Abwasserbürtige EDTA-, NTA- und DTPA-Tagesfrachten im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Kläranlagennummern: Tagesfrachten der in diese Nebengewässer einleitenden Kläranlagen wurden summiert).....	33
Bild 4.11:	Kumulierte EDTA-, NTA- und DTPA-Frachten aus den Kläranlagen im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Beschriftungen: Nebengewässer)..	34
Bild 4.12:	Konzentrationen und Frachten von EDTA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh ..	35
Bild 4.13:	Konzentrationen und Frachten von DTPA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh ..	36
Bild 4.14:	Konzentrationen und Frachten von EDTA im Ablauf von 12 Kläranlagen	37
Bild 4.15:	Konzentrationen und Frachten von DTPA im Ablauf von 12 Kläranlagen	38
Bild 4.16:	Konzentrationen und Frachten von DTPA, EDTA und NTA im Abwasser der Stora Enso Kabel GmbH & Co. KG.....	39

Bild 4.17:	Konzentrationen und Frachten von Flammschutzmitteln im Kläranlagenablauf	41
Bild 4.18:	Konzentrationen und Frachten von TCPP im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh ..	43
Bild 4.19:	Korrelation zwischen angeschlossenen Einwohnern und der TCPP- und TCEP-Fracht im Abwasser	44
Bild 4.20:	Konzentrationen und Frachten von TCPP im Ablauf von 12 Kläranlagen	45
Bild 4.21:	Mittlere Konzentrationen und Frachten von Arzneistoffen im Ablauf von ausgewählten Kläranlagen.....	47
Bild 4.22:	Konzentrationen von Iopamidol, Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh	50
Bild 4.23:	Frachten von Iopamidol, Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh	51
Bild 4.24:	Konzentrationen von Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf von 12 Kläranlagen	53
Bild 4.25:	Frachten von Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf von 12 Kläranlagen	54
Bild 4.26:	Konzentrationsverlauf von PFT in der Ruhr an ausgewählten Probenahmestellen	55
Bild 4.27:	Verlauf von PFT-Konzentrationen und Abfluss oberhalb des Möhnezufusses in die Ruhr (Quelle: Ruhrverband)	56
Bild 4.28:	Verlauf von PFT-Konzentrationen und Abfluss unterhalb des Möhnezufusses in die Ruhr (Quelle: Ruhrverband)	57
Bild 4.29:	Tagesfrachten von PFT in der Ruhr an ausgewählten Probenahmestellen; Werte < Bestimmungsgrenze = Bestimmungsgrenze.....	58
Bild 4.30:	Konzentrationen von PFT im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: Mai 2006 - Dezember 2007; Daten: Ruhrverband, LANUV NRW)	59
Bild 4.31:	Herkunft der PFT-Belastung an der Ruhrmündung (Quelle: Ruhrverband) .	60
Bild 4.32:	Konzentrationen von EDTA und DTPA im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: 2003 - 2006; Daten: Ruhrverband, AWWR, LANUV NRW).....	61

Bild 4.33:	Konzentrationen der Komplexbildner EDTA und DTPA in der Ruhr an ausgewählten Messstellen (Zeitraum: Januar 2006 – August 2007; Daten: Ruhrverband).....	62
Bild 4.34:	Konzentrationen und Frachten für EDTA und DTPA an der Probenahmestelle Zornige-Ameise in Essen-Rellinghausen (Zeitraum: Januar 2006 – August 2007; Daten: Ruhrverband).....	63
Bild 4.35:	Konzentrationen von Flammschutzmitteln im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: 2003 - 2006; Daten: Ruhrverband, AWWR, LANUV NRW).....	65
Bild 4.36:	Konzentrationen von Flammschutzmitteln an der Probenahmestelle Zornige-Ameise in Essen-Rellinghausen (Zeitraum: Januar 2006 bis August 2007; Daten: Ruhrverband).....	66
Bild 4.37:	Konzentrationen von Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: 2003 - 2006; Daten: AWWR, LANUV NRW)....	67
Bild 4.38:	Konzentrationen von Arzneistoffen im Ruhrlängsverlauf (Daten: LANUV NRW; Zeitraum: 2004 – 2006).....	69
Bild 5.1:	Trenngrenzen der verschiedenen druckgetriebenen Membranverfahren und das Molekulargewicht der betrachteten Leitsubstanzen	80
Bild 5.2:	Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken	90
Bild 5.3:	Ozonung: a) Ozonung alleine, b) mit nachgeschaltetem UV-Licht, c) mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration	93
Bild 5.4:	Aktivkohlefiltration, a) mit vorgeschalteter Mikrosiebung, b) mit vorgeschalteter Sandfiltration, c) mit vorgeschalteter Mikrosiebung und Ultrafiltration	94
Bild 5.5:	Nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung, a) mit anschließender Aktivkohlefiltration, b) mit anschließender Ultrafiltration	95
Bild 6.1:	Kostenfunktion zur Berechnung der Investitionskosten verschiedener Kläranlagengrößen (nach REICHERTER, 2003).....	108
Bild 6.2:	Investitionskosten (70% Förderung berücksichtigt) verschiedener weitergehender Verfahren für unterschiedliche Kläranlagengrößen	108
Bild 6.3:	Jahreskosten (70% Förderung berücksichtigt) verschiedener weitergehender Verfahren für unterschiedliche Kläranlagengrößen	109
Bild 6.4:	Projektkostenbarwert bezogen auf die angeschlossenen Einwohner	111

Bild 7.1:	Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin.....	112
Bild 7.2:	Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin und TCPP.....	113
Bild 7.3:	Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin, TCPP und EDTA.....	114
Bild 7.4:	Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin, TCPP, EDTA und PFOS.....	115
Bild 7.5:	Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin, TCPP, EDTA, PFOS und den Röntgenkontrastmitteln Diatrizoat, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid.....	116
Bild 8.1:	Tagesmittelwerte des Abflusses im Jahr 2006.....	121
Bild 8.2:	Berechnete Konzentrationen von PFT aus Kläranlagenabläufen im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration.....	124
Bild 8.3:	Berechnete Konzentrationen von EDTA und DTPA aus Kläranlagenabläufen im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration	125
Bild 8.4:	Berechnete Konzentrationen von TCPP im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration.....	126
Bild 8.5:	Berechnete Konzentrationen von Carbamazepin und Amidotrizoesäure im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration.....	128

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 4.1: Liste der potenziell trinkwasserrelevanten Stoffe (kursiv: Stoffe, die als Leitsubstanzen näher betrachtet wurden)	14
Tabelle 4.2: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug aus dem Entwurf „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung – Stand: 16.11.2007“)	16
Tabelle 4.3: Parameter und Qualitätsanforderungen des IAWR-Rheinmemorandums 2003 (Auszug).....	17
Tabelle 4.4: Gesundheitliche Orientierungswerte und Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe im Trinkwasser (UMWELTBUNDESAMT, 2008)	19
Tabelle 4.5: Anzahl sowie Ausbau- und Anschlussgröße der Abwasserbehandlungsanlagen im Einzugsgebiet der Ruhr (MUNLV NRW, 2007).....	20
Tabelle 4.6: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von PFOA und PFOS in den Kläranlagenabläufen	21
Tabelle 4.7: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von Komplexbildnern in den Kläranlagenabläufen	31
Tabelle 4.8: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von Flammschutzmitteln in den Kläranlagenabläufen	40
Tabelle 4.9: Konzentrationen und Frachten der phosphororganischen Verbindungen TBP, TCEP, TDCP und TCPP im Ablauf von fünf kommunalen Kläranlagen (Untersuchungszeitraum: 03.10. – 16.10.2007)	42
Tabelle 4.10: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln in den Kläranlagenabläufen	46
Tabelle 4.11: Konzentrationen, Frachten und einwohnerspezifische Frachten von 12 Arzneistoffen im Ablauf der Kläranlagen Hattingen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Rellinghausen	48
Tabelle 4.12: Konzentrationen und Frachten der Arzneistoffe Carbamazepin, Iopamidol und Amidotrizoesäure im Ablauf von fünf kommunalen Kläranlagen (Untersuchungszeitraum: 03.10. – 16.10.2007)	49
Tabelle 4.13: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von PFOA und PFOS in der Ruhr	55

Tabelle 4.14: Minima, Maxima und arithmetische Mittelwerte der PFT-Konzentrationen und PFT-Frachten in der Ruhr (Zeitraum: Mai 2006 bis Dezember 2007, Essen-Rellinghausen Januar 2007 bis Dezember 2007)...	58
Tabelle 4.15: Konzentrationen und Frachten von PFT im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: Mai 2006 - Dezember 2007; Daten: Ruhrverband, LANUV NRW).....	59
Tabelle 5.1: Konventionelle Belebungsstufe – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	71
Tabelle 5.2: Einsatz von Pulveraktivkohle in der Belebungsstufe – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	74
Tabelle 5.3: Erhöhung des Schlammalters in der Belebungsstufe – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	76
Tabelle 5.4: Einsatz des Membranbelebungsverfahrens – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	78
Tabelle 5.5: Beeinflussung der Biomasse im Belebungsbecken – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	79
Tabelle 5.6: Einsatz von Nanofiltration und Umkehrosmose – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	82
Tabelle 5.7: Einsatz der Aktivkohlefiltration (nachgeschaltet) – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	84
Tabelle 5.8: Einsatz von Pulveraktivkohle (nachgeschaltet) – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen.....	85
Tabelle 5.9: Einsatz von Ozonung – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen	86
Tabelle 5.10: Eliminationsleistung der betrachteten Verfahren für die ausgewählten Leitsubstanzen.....	89
Tabelle 5.11: Betrachtete Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen und ihre erwartete Eliminationsleistung für die im Projekt ausgewählten Leitsubstanzen	96
Tabelle 6.1: Grundlagendaten der Modellkläranlage (100.000 E) – Annahmen –	99
Tabelle 6.2: Investitionskosten verschiedener betrachteter Verfahrenvarianten	102
Tabelle 6.3: Spezifische Kosten für den Betrieb der betrachteten Verfahrenstechniken	104

Tabelle 6.4: spezifische Kosten für den Betrieb der weitergehenden Verfahrenstechniken	105
Tabelle 6.5: Jahreskosten der betrachteten Verfahrensvarianten	105
Tabelle 8.1: Einwohnerspezifischer Arzneistoffverbrauch sowie die zur Berechnung der Arzneistoffkonzentrationen verwendeten Faktoren.....	119
Tabelle 8.2: Frachteneinträge in die Ruhr durch kommunale Kläranlagen.....	120
Tabelle 8.3: Perzentilwerte der Abflussmengen an den Pegel Bachum, Fröndenberg, Villigst, Wetter, Hattingen und Werden aus dem Jahr 2006	121
Tabelle 8.4: Ausgewählte Kläranlagen für die Variante 1	123
Tabelle 8.5: Ausgewählte Kläranlagen für die Variante 2	123
Tabelle 9.1: Zusammenstellung der erfragten Krankenhausinformationen.....	133
Tabelle 9.2: Wesentliche Einflussgrößen auf eine mögliche Behandlung der Abwässer der ausgewählten Krankenhäuser (Jahr: 2006)	134
Tabelle 9.3: In Krankenhäusern verabreichte Wirkstoffmengen ausgewählter Arzneistoffe und Diagnostika und berechnete Verbrauchsmengen im Einzugsgebiet der Kläranlage Essen Süd	136

Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung
AHTN	Tonalid
AKF	Aktivkohlefilter
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ARW	Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V.
ATT	Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V.
AWBR	Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein
AWWR	Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr
BB	Belebungsbecken
BPA	Bisphenol A
DOC	Dissolved Organic Carbon
DTPA	Diethylentriaminpentaessigsäure
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
E1	Estron
E2	17- β -Estradiol
EDC	endokrin wirksame Substanzen
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EE	17- α -Ethinylestradiol
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert
HHCB	Galaxolid
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IAWR	Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
MBR	Membranbioreaktor
MF	Mikrofiltration
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
NF	Nanofiltration
NP	Nonylphenol
NTA	Nitrilotriessigsäure
OP	Octylphenol

PFOA	Perfluorooctansäure
PFOS	Perfluorooctansulfonat
PFT	perfluorierte Tenside
RO	Umkehrosmose
SAK	Spektralabsorptionskoeffizient
TBEP	Tris(butoxyethyl)phosphat
TBP	Tributylphosphat
TCEP	Tris(2-chlorethyl)phosphat
TCPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat
TDCP	Tris(dichlorisopropyl)phosphat
TEHP	Tris(ethylhexyl)phosphat
TEP	Triethylphosphat
TPP	Triphenylphosphat
UF	Ultrafiltration

Kurzfassung

Veranlassung

Die Ruhr dient neben der Trink- und Brauchwassergewinnung für 5 Millionen Menschen und für Gewerbe- und Industriebetriebe auch als Vorfluter für die Einleitung gereinigter häuslicher und gewerblicher Abwässer. In den Abwässern sind eine Reihe anthropogener organischer Spurenstoffe enthalten, die durch eine Abwasserbehandlung nach geltender Anforderungslage nicht oder nur unzureichend entfernt werden. Einige dieser Verbindungen sind wasserwerks- und trinkwasserrelevant, d. h. sie gelangen ins Rohwasser und werden – je nach Verfahren der Trinkwasseraufbereitung - nicht oder nicht vollständig entfernt.

Vor dem Hintergrund der engen räumlichen Verzahnung von Abwasserentsorgung und Trinkwasserversorgung an der Ruhr galt es wissenschaftlich zu untersuchen, wo im Einzugsgebiet der Ruhr vielversprechende Ansätze bestehen, den Eintrag organischer Spurenstoffe wirksamer zu begrenzen. Insbesondere waren die Auswirkungen und die Kosten einer verfahrenstechnischen Optimierung auf kommunalen Kläranlagen auf die Wasserqualität der Ruhr zu untersuchen.

Vor diesem Hintergrund beauftragte das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) das Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen und das IWW Rheinisch-Westfälische Institut für Wasser (IWW) Mülheim mit der Erstellung eines Gutachtens zur Senkung der Anteile organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen.

Methodik und Vorgehensweise

Zu Beginn des Vorhabens waren wasserwirtschaftlich relevante Spurenstoffe zu identifizieren, die entsprechenden Frachteinträge in die Ruhr zu bilanzieren und die relevanten Frachten über die Einleitungen der kommunalen Kläranlagen festzulegen. Aus einer umfassenden Auswertung von Daten zur Ruhr- und Trinkwasserqualität aus dem Zeitraum 2003 bis 2006 der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) wurde eine Liste von potenziell trinkwasserrelevanten Stoffen erstellt. Diese Liste umfasste die Stoffgruppen Perfluorotenside, Komplexbildner, Arzneistoffe, Röntgenkontrastmittel, phosphororganische Flammschutzmittel und halogenierte Kohlenwasserstoffe. Einige Substanzen dieser Stoffgruppen wurden bereits im Trinkwasser der Ruhrwasserwerke nachgewiesen. Ausgehend von der Stoffgruppenliste wurden für die vorliegende Studie die Leitsubstanzen Perfluorooctansäure (PFOA), Perfluorooctansulfonat (PFOS), Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA), Carbamazepin, Amidotrizoesäure und Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP) ausgewählt.

Für alle Leitsubstanzen wurden sowohl eine Frachtbilanzierung als auch eine Abschätzung der Eliminationsleistungen durch weitergehende Reinigungstechniken auf ausgesuchten Kläranlagen im Ruhreinzugsgebiet durchgeführt.

Besondere Bedeutung hat die Festlegung von immissionsseitigen Zielwerten für Stoffkonzentrationen im Oberflächengewässer. Hierzu gibt es bisher keine verbindlichen Vorgaben. Vielmehr beschränken sich die Zielwert-Empfehlungen auf bisher nicht verbindliche Vorschläge verschiedener Fachinstitutionen und Interessengruppen. Für das vorliegende Gutachten wurden folgende Empfehlungen herangezogen:

- die Zielvorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA),
- der Entwurf eines Positionspapiers verschiedener wasserwirtschaftlicher Fachverbände vom 16. November 2007 (ARW, ATT, AWBR, AWWR, DVGW und DWA) und
- das Rhein-Memorandum der internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (AWBR, ARW und RIWA) in der aktuellen Fassung aus dem Jahr 2003.

Unter Einbezug der genannten Unterlagen wurden im Rahmen der vorliegenden Studie immissionsseitige Zielwerte ausgewählt, die als Voraussetzung dafür eingestuft werden, Oberflächenwasser mit naturnahen oder einfachen Verfahren zu Trinkwasser aufzubereiten.

Ferner gibt es trinkwasserbezogene Empfehlungen. Hervorzuheben ist das Konzept der Gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT, 2003). Danach wird zur Bewertung der Anwesenheit von Stoffen im Trinkwasser, deren humantoxikologisch bewertbare Datenbasis nicht gegeben oder unvollständig ist, und deren mögliche Anwesenheit im Trinkwasser nicht durch einen Grenzwert, sondern lediglich durch die Anforderungen des § 6 Abs. 1 TrinkwV 2001 geregelt ist, ein niedrigerer pragmatischer gesundheitlicher Orientierungswert in Höhe von 0,1 µg/l als erste Bewertungsbasis festgelegt. Für einige weitere ausgewählte Leitsubstanzen hat die Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt auf Anfrage des MUNLV NRW eine Bewertung vorgenommen und für diese gesundheitlichen Orientierungswerte und Zielwerte im Trinkwasser ermittelt (UMWELTBUNDESAMT, 2008). Damit deuten die GOW einen unmittelbaren Handlungsbedarf an, während die Zielwerte für die Wasserqualität von Oberflächengewässern ein langfristiges Ziel anzeigen. Für die Beurteilung der Spurenstoffemission in die Gewässer lag dieser Studie damit ein Überschreibungsbereich vor, in dem der Zielwert die Unter- und der GOW gemäß der Bewertung des UMWELTBUNDESAMTES (2008) die Obergrenze definieren.

Für die Ruhr wurde ein Modell entwickelt, das eine Betrachtung der zukünftigen Entwicklung der Gewässerqualität in der Ruhr unter unterschiedlichen Vorzeichen ermöglicht.

- Szenario 1: ohne zusätzliche Aufbereitungstechnik auf Kläranlagen
- Szenario 2: mit zusätzlicher Aufbereitungstechnik auf ausgesuchten Kläranlagen

Für das Szenario 2 waren Abschätzungen für unterschiedliche Verfahren und Verfahrenskombinationen zur Elimination organischer Spurenstoffe zu treffen. Hierzu wurden sechs Verfahrensstufen und acht Verfahrenskombinationen betrachtet und entsprechende Eliminationsleistungen abgeschätzt.

Für die vorliegende Studie konnte nicht auf großtechnische Erfahrungswerte zurückgegriffen werden, die – in Bezug auf die relevanten Leitsubstanzen – eine umfassende, fundierte und belastbare Abschätzung der Eliminationsleistungen ermöglichen würden. So beruhen die Abschätzungen für die Eliminationsleistungen im Wesentlichen auf den Ergebnissen aktueller Forschungsprojekte und zugehöriger Veröffentlichungen zur Thematik. Die meisten Forschungsergebnisse wurden durch Untersuchungen im Labor- oder kleintechnischen Maßstab gewonnen und sind damit nur sehr bedingt auf großtechnische Verhältnisse übertragbar. In Fällen, in denen keine Informationen aus der Fachliteratur zu entnehmen waren, wurden eigene Abschätzungen in Rücksprache mit den Herstellern und Anbietern der entsprechenden Verfahrenstechnik vorgenommen. Wurden zu den Eliminationsleistungen der einzelnen Verfahren Schwankungsbreiten angegeben, wurde jeweils der untere Wert angesetzt, um eine Überbewertung des jeweiligen Verfahrens zu vermeiden.

Die abschätzende Berechnung von Stoffkonzentrationen in der Ruhr und ihr Abgleich mit den im Rahmen dieser Studie diskutierten Zielwerten war die Grundlage für eine vorläufige Identifizierung von Kläranlagen, auf denen eine Elimination der ausgewählten Spurenstoffen zu einer signifikanten Reduktion der Stoffkonzentrationen in der Ruhr führen würde. Hierzu wurde von den Gutachtern als kalkulatorische Größe eine Unterschreitung der möglichen Zielwerte am Ort der Rohwasserentnahme in 90 % der Fälle gewählt. Die Wahl des 90-Perzentil gründet sich auf gängige Praxis bei der Wahl von Zielvorgaben und wird beispielsweise auch von der LAWA für die Einleitung von Stoffen in Oberflächengewässer verwendet. Um das Kosten-Nutzen-Verhältnis einer großtechnisch umzusetzenden Spurenstoffelimination zu beurteilen, wurde eine Musterkläranlage mit einer beispielhaften Ausbaugröße von 100.000 Einwohnern zu Grunde gelegt.

Die emittierten Frachten der ausgewählten Arzneistoffe, Röntgenkontrastmittel und Flammschutzmittel aus den Kläranlagenabläufen und die daraus resultierenden

Konzentrationen in der Ruhr konnten nur überschlägig ermittelt werden, da die Grundgesamtheit der zur Verfügung stehenden Daten sehr klein ist und die diesem Gutachten zur Verfügung stehenden Daten mit Unsicherheiten behaftet sind. Dies ist bei der Interpretation der vorliegenden Ergebnisse zu berücksichtigen.

Ergebnisse

Die Auswahl geeigneter Reinigungsverfahren zur Elimination von Spurenschadstoffen erfolgte nach den oben skizzierten technischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten. Die Untersuchungsergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Belastungssituation in der Ruhr und Relevanz der Leitsubstanzen

- Im Trinkwasser der Ruhrwasserwerke wurden organische Spurenstoffe nachgewiesen.
- Im Abwasser ist eine Vielzahl wasserwerks- und trinkwasserrelevanter organischer Spurenstoffe in Konzentrationen enthalten, die zu einer unerwünschten Belastung der Ruhr führen.
- Mit Hilfe von Frachtbilanzierungen und Konzentrationsberechnungen wurde für verschiedene Abschnitte der Ruhr abgeschätzt, inwieweit die kommunalen Kläranlagen zur stofflichen Gesamtfracht in der Ruhr beitragen.
- Arzneistoffe, Röntgenkontrastmittel und Komplexbildner besitzen für die Wasserqualität in der Ruhr eine besondere Relevanz.
- Es wurde ein industrieller Belastungsschwerpunkt für Komplexbildner identifiziert.
- Auf Grundlage der verfügbaren Daten konnte gezeigt werden, dass die aus den Kläranlagen emittierten Frachten von PFT und phosphororganischen Flammschutzmitteln bisher nicht zu einer Überschreitung des Zielwertes von 0,1 µg/l in der Ruhr führten.
- Die Datenbasis in Bezug auf Arzneistoffe, Röntgenkontrastmittel und Flammschutzmittel in Kläranlagenabläufen ist lückenhaft.

Auswahl geeigneter Technologien zur Spurenstoffelimination

- Hinsichtlich der Aufbereitungstechniken wurden unterschiedliche Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen betrachtet und in ihren Eliminationsleistungen überschlägig abgeschätzt.

- Unter Einbezug von Kosten-Nutzen-Gesichtspunkten erscheinen für die betrachteten Leitsubstanzen zwei Verfahrensvarianten für die Spurenstoffelimination vorzugswürdig: die „Ozonung“ bzw. die „Ozonung mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration“;
- Beim Einsatz einer Ozonung ist zu berücksichtigen, dass es zur Bildung von Oxidationsnebenprodukten kommen kann, deren Trinkwasserrelevanz und eventuelle Toxizität noch nicht abschließend untersucht wurden.

Abschätzung der Wirkung zusätzlicher Behandlungsstufen auf ausgesuchten kommunalen Kläranlagen

- In Bezug auf die ausgesuchten Leitsubstanzen lassen sich mit zusätzlichen Behandlungsstufen auf ausgesuchten Kläranlagen maßgebliche Verbesserungen der Wasserqualität der Ruhr erreichen.
- So lassen die Prognoserechnungen erwarten, dass eine Unterschreitung eines Zielwertes von 0,1 µg/l für einige der betrachteten Parameter möglich ist.
- Aufgrund des hohen Frachteintrages von Komplexbildnern durch industrielle Punkteinleitungen liegt die Konzentration für die Verbindung DTPA trotz zusätzlicher Aufbereitungstechnik in den ausgewählten Kläranlagen in der Ruhr über 10 µg/l.

Fazit und Empfehlungen

Die Erkenntnisse der vorliegenden Studie bestätigen, dass zur langfristigen Sicherung einer qualitativ hochwertigen Trinkwasserversorgung an der Ruhr grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge trinkwasserrelevanter organischer Spurenstoffe besteht. Die Konzentrationen in der Ruhr der im Rahmen dieser Studie betrachteten Leitsubstanzen bewegen sich entweder unterhalb des Zielwertes oder befinden sich zumindest in dem aus Zielwert und GOW gebildeten Überschreitungsbereich. Lediglich für die humantoxikologisch unbedenklichen Stoffe Amidotrizesäure und die Komplexbildner (EDTA, DTPA) findet in Teilbereichen der Ruhr eine Überschreitung der GOW statt. Aufgrund der Tatsache, dass die vorgenommenen Berechnungen auf einer unsicheren Datenlage basieren und die daraus abgeleiteten Werte für die meisten Stoffe unterhalb des GOW liegen, lässt sich ein unmittelbarer Handlungsbedarf nicht begründen.

Es konnte für zahlreiche Stoffe gezeigt werden, dass bei den gegenwärtigen Spurenstoffemissionen in die Ruhr die derzeit diskutierten Zielwerte für die Rohwasserqualität nicht eingehalten werden können. Um die Zielwerte langfristig einzuhalten, erscheinen jedoch keine flächendeckenden technischen Maßnahmen notwendig. Vielmehr bietet es sich an, auf ausgesuchten Kläranlagen mit maßgeblichen Spurenstoffemissionen gezielte Behandlungsstufen zur Spurenstoffelimination vorzusehen. Unter Einbezug von Kosten-

Nutzen-Gesichtspunkten sind die „Ozonung“ und die „Ozonung mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration“ als Verfahren zur Spurenstoffelimination vorzugswürdig. Die kalkulierten spezifischen Kosten für die Einbindung einer zusätzlichen Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen liegen zwischen 0,05 und 0,17 €/m³ behandeltem Abwasser.

Eine unmittelbare großtechnische Umsetzung der hier vorgeschlagenen Verfahrenstechniken ist auf Grundlage der derzeit vorhandenen Datenbasis und Erkenntnisse nicht mit Sicherheit Ziel führend. Ein weiterführendes Untersuchungsprogramm sollte belastbare Grundlagen für zukünftige Investitionsentscheidungen erbringen. So wird dringend empfohlen, hinsichtlich der tatsächlichen Konzentrationen der Leitsubstanzen zusätzliche Messungen im Längsverlauf der Ruhr sowie in den Abläufen ausgewählter Kläranlagen vorzunehmen. Ferner ist es erforderlich, weitergehende Untersuchungen zur Verfahrenstechnik auf einer Pilotkläranlage durchzuführen, um die tatsächliche Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit der vorgeschlagenen Verfahren zu verifizieren. Empfohlen wird eine halb- bzw. großtechnische Versuchsanlage, die einen Abwasserteilstrom der kommunalen Pilotkläranlage behandelt. Verfahrenstechnische Elemente der Versuchsanlage wären eine Feststoffabtrennung, Ozonung und Aktivkohleadsorption in unterschiedlichen Kombinationen. Zusätzlich ist die Untersuchung weiterer großtechnischer Verfahrensansätze wie bspw. die der Pulveraktivkohledosierung in Erwägung zu ziehen. Bei den Untersuchungen sollten eine Prüfung der Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz der Inhaltsstoffe und Oxidationsnebenprodukte sowie eine grundsätzliche Toxizitätsbewertung des behandelten Abwassers erfolgen.

1 Veranlassung

Das rechtsrheinisch gelegene Ruhrgebiet und Teile des Sauerlands werden mit Trink- und Brauchwasser für Haushalte, Gewerbe- und Industriebetriebe aus der Ruhr versorgt. Die Ruhr gewährleistet somit die Wasserversorgung von mehr als 5 Millionen Menschen.

Im Einzugsgebiet der Ruhr wird in 28 Wasserwerken Trinkwasser gewonnen. 25 Wasserwerke haben sich in der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) zusammengeschlossen. Von den insgesamt 86 Abwasserbehandlungsanlagen im Einzugsgebiet der Ruhr werden 73 vom Ruhrverband betrieben (Stand 31.12.2006). Darüber hinaus schafft der Ruhrverband durch den Bau und Betrieb von Talsperren die Voraussetzung, dass die Ruhr ganzjährig ausreichend Wasser führt.

Anlässlich einer Längsuntersuchung des Rheins stellten Wissenschaftler des Instituts für Hygiene und öffentliche Gesundheit (IHÖG) der Universität Bonn erhöhte Werte von perfluorierten organischen Tensiden (PFT) an der Ruhrmündung fest. Diese Untersuchungsergebnisse wurden Ende Mai 2006 veröffentlicht. Sofort eingeleitete Untersuchungen des Ruhrwassers durch die Landesbehörden und den Ruhrverband sowie des Trinkwassers durch die Wasserwerke verifizierten die gefundenen Werte. Die Untersuchungen ergaben, dass sich die Haupteintragsquellen am Oberlauf von Möhne und Ruhr befinden.

In der „Arnsberger Vereinbarung“ vom August 2006 zwischen dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) und der AWWR werden weitergehende, umfassende Vorsorgemaßnahmen zur Vermeidung und Reduzierung von diffusen Einträgen und punktuellen Einleitungen im Einzugsgebiet der Ruhr als grundsätzliches Erfordernis betrachtet. Die Bedeutung des vorsorgenden Ressourcenschutzes für alle Gewässernutzungen und die Notwendigkeit einer leistungsfähigen Wasseraufbereitung werden unterstrichen. Eine Priorisierung von Maßnahmen im Einzugsgebiet soll unter Berücksichtigung der sich ergebenden Kosten neben Überlegungen zur Verhinderung von Stoffeinträgen an der Quelle die Analyse der Wirksamkeit von Abwasserreinigungs- und Trinkwasseraufbereitungsanlagen umfassen.

Vor diesem Hintergrund wurden inzwischen verschiedene Spurenstoffe untersucht. Vor allem Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel wurden im Rohwasser festgestellt. Diese Stoffe weisen häufig eine hohe Persistenz und Polarität auf, so dass diese Substanzen durch das Belebungsverfahren nicht aus dem Abwasser eliminiert werden können.

Daher wurden ISA und IWW beauftragt, den Eintrag von Spurenstoffen über kommunale Kläranlagen in die Ruhr zu bilanzieren, die Trinkwasserrelevanz zu bewerten und Maßnahmen zu erarbeiten, die den Eintrag dieser Stoffe minimieren.

2 Ziele der Studie

Das übergeordnete Ziel der wissenschaftlichen Untersuchungen war es, den Effekt einer verfahrenstechnischen Optimierung auf ausgewählten kommunalen Kläranlagen auf die Wasserqualität in der Ruhr darzustellen und daraus resultierende Vorteile für die Trinkwasserversorgung im Einzugsgebiet der Ruhr abzuleiten.

Für die vorliegende Studie bestanden folgende Unterziele:

1. Charakterisierung und Bilanzierung der wasserwirtschaftlich relevanten Spurenstoffe sowie Ermittlung der Frachteinträge dieser Spurenstoffe in die Ruhr über die Einleitungen der kommunalen Kläranlagen.
2. Festlegung von Zielwerten für die zu betrachtenden Spurenstoffen.
3. Zusammenstellung verschiedener weitergehender Reinigungstechniken, die zur Spurenstoffelimination geeignet erscheinen und Bewertung dieser Verfahren bezüglich ihrer Eliminationsleistung sowie der Investitions- und Betriebskosten.
4. Ermittlung der relevanten Frachteinleiter, bei denen ein Ausbau der Aufbereitungstechnik zu der angestrebten Frachtreduzierung im Verlauf der Ruhr führt.
5. Auswahl weitergehender Reinigungstechniken für die zu ertüchtigenden Kläranlagen unter Berücksichtigung verschiedener örtlicher Gegebenheiten, wie z. B. Auslastung der Kläranlage, Kläranlagenkonfiguration, Fremdwasseranfall, Abwasserzusammensetzung.
6. Abschätzung der Auswirkung dieser Ausbaumaßnahmen auf die Abwassergebühren.
7. Bilanzierung der Verbesserung der Ruhrwasserqualität sowie Erstellung einer Prognose für die Entwicklung der Rohwasserqualität zur Trinkwasseraufbereitung.
8. Durchführung einer Befragung von Krankenhäusern und Apotheken und Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Behandlung von Krankenhausabwässern.

3 Arbeitsprogramm und Projektablauf

Das Projekt wurde in einem Zeitraum von 6 Monaten bearbeitet. Die Beauftragung durch das MUNLV erfolgte am 05. September 2007. Der zeitliche Ablauf sowie die Verzahnung der Arbeiten von IWW und ISA sind in Bild 3.1 dargestellt.

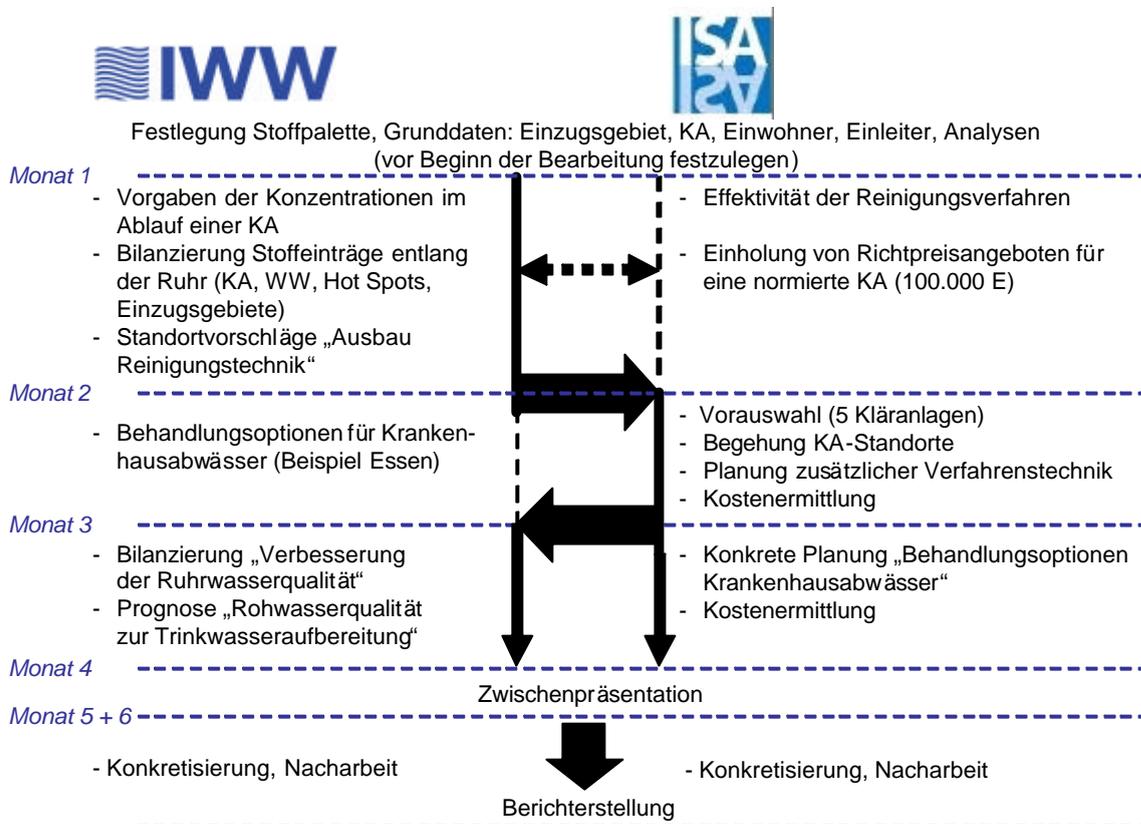


Bild 3.1: Ablauf der Arbeiten

Zu Projektbeginn wurden in Abstimmung mit dem MUNLV aus Daten der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR), des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV), der Bezirksregierung Arnsberg, des Landesinstitutes für Gesundheit und Arbeit (Iögd) sowie einer Literaturstudie des IWW (LANUV, 2007) die im Projekt zu betrachtenden Leitsubstanzen ausgewählt. Grundlage war eine Liste von 298 organischen Spurenstoffen, die in mindestens einem der Kompartimente Oberflächen-, Grund-, Roh und Trinkwasser nachgewiesen wurden und Umweltrelevanz besitzen. Aus der Gesamtliste wurden 19 dieser Stoffe als potentiell trinkwasserrelevant eingestuft. Aus diesen wurden für die weitere Betrachtung im Rahmen dieses Projektes folgende Stoffe ausgewählt:

- Röntgenkontrastmittel: Amidotrizesäure,
- Humanarzneimittel: Carbamazepin,

- Komplexbildner: Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA),
- perfluorierte Tenside (PFT): Perfluorooctansäure (PFOA), Perfluorooctansulfonat (PFOS),
- Flammschutzmittel: Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP), Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP).

Sowohl für die seitens des IWW durchzuführenden Frachtbilanzierungen als auch für die Beurteilung der Eliminationsleistung der weitergehenden Reinigungstechniken durch das ISA wurden diese Stoffe zugrunde gelegt.

Aufgabe war zunächst die Auswertung der Messdaten von Spurenstoffen im Ablauf von Kläranlagen sowie im Ruhrverlauf mit dem Ziel, eine Bilanzierung der Stoffeinträge in der Ruhr zu erstellen. Dabei stellte sich heraus, dass die derzeit vorhandene Datenmenge sehr lückenhaft ist und eine Bilanzierung nur mit entsprechenden Unsicherheiten erfolgen kann. Parallel dazu wurde die Effektivität unterschiedlicher Reinigungsverfahren zur Spurenstoffelimination zusammengetragen und beurteilt. Für eine normierte Kläranlage von 100.000 E wurden Richtpreisangebote verschiedener Hersteller für die betrachteten Verfahrenstechniken eingeholt, um eine Grundlage für die später folgende Kostenkalkulation zu erhalten.

Da die Auswertung der Messdaten aufgrund von Verzögerungen bei der Datenlieferung nicht schon wie geplant nach einem Monat abgeschlossen werden konnte, erfolgte die Vorauswahl von Kläranlagen des Ruhrverbandes, bei denen ein Ausbau der Spurenstoffelimination Ziel führend erscheint, erst am Ende des dritten Projektmonats. Um trotzdem eine Kostenermittlung für den Ausbau von Kläranlagen mit Verfahrenstechnik zur Spurenstoffelimination vornehmen zu können, wurde eine Kostenabschätzung für die normierte Kläranlage vorgenommen. Eine Umrechnung auf andere Kläranlagengrößen erfolgte mittels in der Literatur verfügbarer Kostenfunktionen. So war es zur vereinbarten Zwischenpräsentation möglich, eine Kostenabschätzung für verschiedene Technologien vorzulegen. Darüber hinaus wurden über die ermittelten Eliminationsgrade der Techniken, die effektivsten und wirtschaftlich umsetzbaren Verfahrenstechniken ausgewählt. Für die mittels der Bilanzierung ausgewählten Kläranlagen, für die im Rahmen dieser Szenarien ein Ausbau der Spurenstoffelimination in Betracht gezogen wird, konnten Vorschläge für den Kläranlagenausbau erarbeitet werden.

Das gesamte Vorgehen im Projekt erfolgte in enger Abstimmung mit dem MUNLV, Ruhrverband und LANUV.

Die Arbeitspakete des IWW sind im Folgenden aufgelistet:

- Bilanzierung der Stoffeinträge in die Ruhr und Auswahl von Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr, bei denen durch Einsatz weitergehender Reinigungstechniken der größte Nutzen für die Gewässerqualität zu erwarten sein wird.
- Prognose der Ruhrwasserbeschaffenheit unter Berücksichtigung der Modifizierung der Aufbereitungstechnik in ausgewählten Kläranlagen.
- Untersuchung ausgewählter Kläranlagen auf verschiedene Leitsubstanzen.
- Bewertung der Möglichkeit einer getrennten Behandlung von Krankenhausabwässern. Die Ergebnisse dieser Überlegungen fließen in die weiteren Betrachtungen des ISA ein.
- Überprüfung an einem exemplarischen Einzugsgebiet (Stadtgebiet Essen), ob eine separate Behandlung von Krankenhausabwässern vor Ort zur Verringerung des Eintrages von Diagnostika und Arzneistoffen in die Ruhr möglich ist.

Die Arbeitspakete des ISA sind im Folgenden aufgelistet:

- Erstellung einer Übersicht über mögliche Technologien zur Elimination organischer Spurenstoffe einschließlich einer Beschreibung ihrer Reinigungsleistung und Überprüfung ihrer Einsetzbarkeit auf den Kläranlagen des Ruhrverbandes – unter Berücksichtigung der jeweiligen Kläranlagenkonfigurationen.
- Zusammenstellung der Bemessungsgrundlagen für die betrachteten Reinigungstechnologien.
- Einholung von Richtpreisangeboten für eine normierte Kläranlage (100.000 E) für z. B. großtechnische Ozonungsanlagen, UV-Anlagen, Aktivkohlefilter, Kohledosierungsanlagen.
- Begehung der Kläranlagenstandorte.
- Festlegung einer Verfahrenstechnik für die jeweilige Anlage.
- Prognose der Eliminationsleistungen im Hinblick auf die ausgewählten Spurenstoffe sowie der Eliminationsmechanismen und damit des Verbleibs der Spurenstoffe.
- Ermittlung der Investitionskosten für die ausgewählten Anlagen mit Angabe der Abschreibungszeiträume; Fördermöglichkeiten durch das MUNLV werden berücksichtigt (Investitionsprogramm Abwasser NRW; Förderbereich 3.2 Öffentliche Kläranlagen – Innovative Technologie).
- Ermittlung der Betriebskosten unter Berücksichtigung der verschiedenen Kostenarten wie Personal-, Energie-, Instandhaltungs-, Stoff- und sonstigen Kosten mit halbquantitativer Darstellung der Einflussgrößen.

- Ermittlung der Jahreskosten.
- Abschätzung der Auswirkungen auf die Abwassergebühren.

4 Bilanzierung der Stoffeinträge in die Ruhr – Ist-Zustand

4.1 Leitsubstanzen und Zielwerte

4.1.1 Leitsubstanzen

Zur Ermittlung der trinkwasserrelevanten Stoffe und Stoffgruppen sollte jede Verbindung mit Nachweis in einem der Kompartimente Oberflächengewässer, Grundwasser, Rohwasser und Trinkwasser einer weitergehenden Betrachtung und ggf. Risikoabschätzung unterzogen werden. Dazu wurden sämtliche Daten im Ruhreinzugsgebiet aus dem Zeitraum 2003 bis 2006 von den Institutionen AWWR, Ruhrverband, LANUV NRW, Bezirksregierung Arnsberg und Iögd zusammengetragen und um die in der Literaturstudie des IWW als umweltrelevant klassifizierten Arzneistoffe ergänzt (LANUV, 2007). Das Ergebnis dieser Datenauswertung durch die AWWR war eine Liste mit zunächst 298 organischen Spurenstoffen, deren Konzentrationen in mindestens einem Umweltkompartiment oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze lagen oder die nach LANUV (2007) eine Umweltrelevanz aufwiesen. Zu diesen Stoffen wurde eine Belastungsabschätzung nach folgenden Kriterien durchgeführt:

- Auswertungszeitraum: Jahre 2003 bis 2006,
- getrennte Auswertungen nach Datenherkunft und Kompartiment,
- Berechnung des arithmetischen Mittelwertes pro Messstelle, sofern mindestens drei Messwerte vorlagen,
- Werte unterhalb der stoffspezifischen Bestimmungsgrenzen wurden bei der Berechnung des Mittelwertes mit dem Faktor 0,5 berücksichtigt,
- Bestimmungsgrenzen wurden explizit angegeben,
- kartografische Verortung der Messstellen, Zuordnung zu Ruhrabschnitten und innerhalb der Ruhrabschnitte zu den Wasserwerken im Einzugsgebiet.

Der weitergehenden Betrachtung wurden alle als potenziell trinkwasserrelevant eingestuft Stoffe unterzogen, für die es keine Regelung nach Trinkwasserverordnung gibt. Als trinkwasserrelevant¹ gelten Stoffe, die im Rohwasser vorkommen und die Trinkwasseraufbereitung passieren können. Als trinkwasserrelevante Stoffe wurden aus der Gesamtliste 19 relevante Stoffe identifiziert, die in der „Liste der potenziell

¹ Nach SONTHEIMER (1991) biologisch nicht abbaubare und an Aktivkohle nur schlecht adsorbierbare organische Stoffe. Die Substanzen dieser Gruppe durchlaufen eine Bodenpassage unverändert und werden außerdem auch nicht von den Aktivkohlefiltern der Wasserwerke zurückgehalten. Sie gelangen deshalb bei den zurzeit üblichen Aufbereitungsanlagen mit großer Wahrscheinlichkeit bis ins Trinkwasser. Sie werden deshalb als "trinkwasserrelevante Substanzen" bezeichnet.

trinkwasserrelevanten Stoffe“ zusammengefasst sind (Tabelle 4.1): zwei Perfluortenside, zwei Arzneistoffe, sechs Röntgenkontrastmittel, vier Flammschutzmittel, zwei Komplexbildner und drei leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe. Für die weitere Betrachtung, insbesondere für die Prognose der Konzentrationen im Rohwasser, wurden exemplarisch als Leitsubstanzen nur die Verbindungen PFT (Summe PFOA und PFOS), Carbamazepin, Amidotrizoessäure, TCPP, EDTA und DTPA berücksichtigt (in Tabelle 4.1 kursiv).

Tabelle 4.1: Liste der potenziell trinkwasserrelevanten Stoffe (kursiv: Stoffe, die als Leitsubstanzen näher betrachtet wurden)

Stoff	Stoffklasse
<i>Perfluorooctanoat (PFOA)</i>	<i>PFT</i>
<i>Perfluorooctylsulfonat (PFOS)</i>	<i>PFT</i>
<i>Carbamazepin</i>	<i>Arzneistoffe</i>
<i>Diclofenac</i>	<i>Arzneistoffe</i>
<i>Amidotrizoesäure</i>	<i>Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel</i>
<i>Iohexol</i>	<i>Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel</i>
<i>Iomeprol</i>	<i>Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel</i>
<i>Iopamidol</i>	<i>Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel</i>
<i>Iopansäure</i>	<i>Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel</i>
<i>Iopromid</i>	<i>Arzneistoffe / Röntgenkontrastmittel</i>
<i>Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP)</i>	<i>Flammschutzmittel</i>
<i>Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)</i>	<i>Flammschutzmittel</i>
<i>Tris(butoxyethyl)phosphat (TBEP)</i>	<i>Flammschutzmittel</i>
<i>Tris(dichlorisopropyl)phosphat (TDCP)</i>	<i>Flammschutzmittel</i>
<i>EDTA</i>	<i>Komplexbildner</i>
<i>DTPA</i>	<i>Komplexbildner</i>
<i>1,1,1-Trichlorethan</i>	<i>LHKW</i>
<i>Dichlormethan</i>	<i>LHKW</i>
<i>Tetrachlormethan</i>	<i>LHKW</i>

4.1.2 Festlegung von Zielwerten in Oberflächengewässern

Wasserversorgungsunternehmen mit einer Rohwassergewinnung über Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung haben das Ziel, Trinkwasser möglichst mit natürlichen bzw. naturnahen Aufbereitungsverfahren bereitzustellen. Voraussetzung ist, dass die Wasserressourcen eine Qualität aufweisen, die die Zielerreichung ermöglicht. Vor diesem Hintergrund ergibt sich Handlungsbedarf für die Wasserversorgungswirtschaft, Zielvorstellungen für die Beschaffenheit von Oberflächenwasser als Ressource der Trinkwasserversorgung zu formulieren. Die Zielvorstellungen sollen geeignet sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus oberirdischen Gewässern dauerhaft zu gewährleisten.

Die Verbände ARW (Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V.), ATT (Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.), AWBR (Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein), AWWR (Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr), DVGW (Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.) und DWA (DWA Deutsche

Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.) stellen im November 2007 einen Entwurf zu den „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung“ vor. In diesem Positionspapier sind Zielwerte formuliert, deren Einhaltung im Oberflächengewässer den sicheren Einsatz von einfachen, naturnahen Aufbereitungsverfahren erlaubt. Im Folgenden werden auszugsweise die Definition, Festlegung, Umsetzung und Anwendung der Zielwerte gemäß der Forderungen des Positionspapiers erläutert:

Definition

- Zielwerte sind Zahlenwerte für Parameter der Wasserbeschaffenheit. Sie sind als Konzentrationen zu verstehen, die nicht überschritten werden sollen und einem vorausschauenden Trinkwasserressourcenschutz entsprechen.
- Zielwerte gelten für Oberflächengewässer, die als Ressource zur Trinkwassergewinnung, einschließlich Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung, genutzt werden.

Festlegung der Zielwerte

- Zielwerte gelten an der Entnahmestelle.
- Mittelwertbildung aus Gründen der Nivellierung von Extremwerten sowie das Auffüllen der Oberflächengewässer bis zu den Zielwerten werden abgelehnt.
- Zielwertüberschreitungen stellen keine Ausschlusskriterien für die Verwendung eines Rohwassers für die Trinkwassergewinnung dar.

Umsetzung und Anwendung der Zielwerte

- Erreichung und Überwachung der Zielwerte wird als Aufgabe der staatlichen Gewässerbewirtschaftung verstanden.
- Bei Überschreiten der Zielwerte sind die zuständigen staatlichen Stellen gefordert, die Situation ggf. gemeinsam mit den betroffenen Wasserversorgern und anderen Gewässernutzern zu bewerten und Maßnahmen zum Erreichen der Zielwerte in den Gewässern oder Gewässerabschnitten zu realisieren.

In der Tabelle 4.2 sind die Zielwerte für ausgewählte anthropogene organische Wasserinhaltsstoffe aufgeführt, die von den Verbänden im Entwurf „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung – Stand: 16.11.2007“ vorgeschlagen werden.

Tabelle 4.2: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug aus dem Entwurf „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung – Stand: 16.11.2007“)

C Organische Inhaltstoffe		Einheit	Zielwerte ⁺	Leitsubstanzen
C.5	Arzneimittelrückstände*	µg/l	0,1	Carbamazepin
C.6	Röntgenkontrastmittel*	µg/l	1	Amidotrizoesäure
C.7	PFT und übrige organ. Halogenverbindungen*	µg/l	0,1	PFOA, PFOS, TCP
C.8	sonstige schwer abbaubare Stoffe*	µg/l	1	
C.9	Synthetische Komplexbildner*	µg/l	5	EDTA, DTPA

+ Es sei denn, dass toxikologische Erkenntnisse einen niedrigeren Wert erfordern.

* je Einzelstoff

Auch die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), ein Zusammenschluss der drei Regionalarbeitsgemeinschaften AWBR, ARW und RIWA, hat sich zum Ziel gesetzt, durch ein aufeinander abgestimmtes Untersuchungsprogramm einen Beitrag zur Sicherung und Verbesserung der Trinkwasserversorgung am Rhein zu leisten. Zur Erreichung der Ziele erarbeitete die IAWR das sogenannte Rhein-Memorandum. Es soll für Politiker, für staatliche Behörden und für Entscheidungsträger in Industrie und Wasserwirtschaft eine Hilfe und ein Leitfaden für eine weitere Verbesserung der Qualität des Rheins und seiner Begleitgewässer sein.

Das Rhein-Memorandum 2003 ist die vierte Überarbeitung des erstmals 1973 eingeführten Instrumentariums zur Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit im Rheineinzugsgebiet. Es enthält nun neue Forderungen an einen nachhaltigen Gewässerschutz und überarbeitete Zielwerte für Wasserinhaltsstoffe. Ferner wurden konkrete Vorsorgewerte für ganze Gruppen von Stoffen aufgenommen. Eine Hauptforderung der IAWR ist die Vermeidung von naturfremden Stoffen in den Gewässern, insbesondere solchen, die mikrobiell schwer abbaubar oder gesundheitlich bedenklich sind. Es müsse bereits vor ihrer Zulassung geprüft werden, ob sie wasserwerks- bzw. trinkwasserrelevant sind. Des Weiteren wird gefordert, die punktuellen Einträge aus Industrien und Kläranlagenabläufen zu reduzieren, über die u. a. Arzneimittel, endokrin wirksame Substanzen und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie andere in Haushalt, Industrie und Gewerbe verwendete Stoffe gelangen. Außerdem sollen die diffusen Belastungen aus Abschwemmungen von bebauten und landwirtschaftlich genutzten Flächen, durch Auslaugung von Deponien und durch Regenüberläufe vermindert werden.

Statt der bisherigen 90-Perzentilwerte des IAWR-Memorandums 1995 zur Festlegung von Qualitätszielen werden im Memorandum 2003 die Qualitätsziele nun als Maximalwerte festgelegt. Der Grund für diese Änderung besteht darin, dass Spitzenbelastungen mit

Stoffen, die nur kurzzeitig auftreten, bei Perzentilauswertungen möglicherweise gar nicht wahrgenommen werden. Neu ist die Berücksichtigung neuer Problemparameter: Arzneimittelrückstände und Stoffe mit hormoneller Wirkung. Nachfolgend werden die Parameter und Qualitätsanforderungen des Rhein-Memorandums dargestellt (Tabelle 4.3). Bei den organischen Stoffen wurde eine Unterteilung in die summarischen organischen Messgrößen DOC, SAK₂₅₄, AOX und AOS sowie in organische Einzelsubstanzen vorgenommen. Neu sind die Zielwerte für verschiedene Stoffgruppen, die eine Bewertung von derzeit noch nicht bekannten oder noch nicht analytisch erfassten Einzelverbindungen ermöglicht (anthropogene naturfremde Stoffe). Für die übrigen anthropogenen naturfremden Stoffen werden sehr niedrige Zielwerte vorgegeben, da diese Stoffe grundsätzlich nicht in die Gewässer eingeleitet werden sollten. Eine Reihe weiterer Stoffe und Stoffgruppen wird zur Zeit von der IAWR aufmerksam verfolgt, wie z. B. Zusätze von Kraftstoffen, Bau-chemikalien, Flammenschutzmittel, Inhaltsstoffe von Kosmetika usw. Diese sollen zukünftig in Grenzwerttabellen aufgenommen werden, sobald die Ergebnisse neuerer Untersuchungen dies erforderlich machen.

Tabelle 4.3: Parameter und Qualitätsanforderungen des IAWR-Rheinmemorandums 2003 (Auszug)

Parameter	Einheit	Rhein-Memorandum 2003 (Maximalwerte)
Organische Stoffe (gelöst)		
DOC	mg/l C	3
SAK 254	1/m	10
AOX	µg/l Cl	25
AOS	µg/l S	80
Anthropogene naturfremde Stoffe¹		
Pestizide und Metaboliten ⁺	µg/l	0,1
Endokrin wirksame Substanzen ⁺	µg/l	0,1
Pharmaka (inkl. Antibiotika) ⁺	µg/l	0,1
Biozide ⁺	µg/l	0,1
Übrige org. Halogenverbindungen ⁺	µg/l	0,1
Schwer abbaubare Stoffe ⁺	µg/l	1
Synthetische Komplexbildner ⁺	µg/l	5

¹ Es sei denn, dass toxikologische Erkenntnisse einen niedrigeren Wert erfordern.

⁺ je Einzelstoff

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) nennt Zielvorgaben für das Schutzgut Trinkwasserversorgung von jeweils 10 µg/l für die Komplexbildner EDTA, DTPA und NTA in Oberflächengewässern. Ebenso werden von der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) Zielvorgaben für das Schutzgut Trinkwasserversorgung von jeweils 10 µg/l für EDTA und NTA in Oberflächengewässern genannt (Umweltbundesamt 2006). Auch von der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) werden für EDTA, DTPA und NTA jeweils 10 µg/l als Zielwert für die Ruhr ab 2006 aufgeführt

(AWWR, 2005). Im Gegensatz zum Entwurf des Positionspapiers der Verbände ARW, ATT, AWBR, AWWR, DVGW und DWA beziehen sich die Qualitätsziele von LAWA, IKSR, IKSE und AWWR nicht auf die maximal auftretende Konzentration im Gewässer, sondern auf das 90-Perzentil, d. h. auf die Konzentration, die in 90 % aller Fälle unterschritten wird.

4.1.3 Bewertung organischer Mikroverunreinigungen im Trinkwasser

Aus gesundheitlicher Sicht existiert eine grundsätzliche Empfehlung des Umweltbundesamtes zur Bewertung der Anwesenheit nicht oder nur teilbewertbarer Stoffe im Trinkwasser (UMWELTBUNDESAMT, 2003). Ihr zufolge signalisiert die Unterschreitung eines gesundheitlichen Orientierungswertes (GOW) von 0,1 µg/l gesundheitliche Sicherheit gegenüber allen nicht weiter bewertbaren, jedoch nur schwach bis nicht gentoxischen trinkwassergängigen Stoffen.

Für perfluorierte Tenside (PFT) hat die Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt auf Anfrage des Gesundheitsamtes des Hochsauerlandkreises eine vorläufige Bewertung vorgenommen (UMWELTBUNDESAMT, 2006). Darin werden als Zielwert (langfristiges Mindestqualitätsziel) und als gesundheitlicher Orientierungswert eine Konzentration von = 0,1 µg/l für die Summe aus PFOA und PFOS und evtl. weiterer PFT genannt. In der aktuellen gesundheitlichen und gewässerhygienischen Bewertung perfluorierter Verbindungen (UMWELTBUNDESAMT, 2007) rät die Trinkwasserkommission allen Behörden, die für die Qualität der betroffenen Gewässer und des Trinkwassers verantwortlich sind, künftige regulatorische Entscheidungen zum Schutz des Rohwassers mindestens daran auszurichten, dass die Zielvorgabe in Höhe von 0,1 µg/l im Trinkwasser mit Hilfe naturnaher Aufbereitungsverfahren langfristig erreicht und eingehalten werden kann. Für einige weitere ausgewählte Leitsubstanzen hat die Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt auf Anfrage des MUNLV NRW eine Bewertung vorgenommen und die in Tabelle 4.4 aufgeführten gesundheitlichen Orientierungswerte und Zielwerte im Trinkwasser ermittelt (UMWELTBUNDESAMT, 2008).

Tabelle 4.4: Gesundheitliche Orientierungswerte und Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe im Trinkwasser (UMWELTBUNDESAMT, 2008)

Stoff	Einheit	Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW) Gesundheitlich orientierte Vorsorge	Zielwert Trinkwasserhygienische Vorsorge
Phosphorsäure-tris-(2-chlorpropyl)-ester (TCCP)	µg/l	1,0	= 0,1 → = 1,0
Carbamazepin	µg/l	0,3	= 0,1 → = 0,3
Röntgenkontrastmittel	µg/l	1,0	= 0,1 → = 1,0
Komplexbildner EDTA und DTPA	µg/l	10	= 0,1 → = 10

Ein trinkwasserhygienischer Zielwert wäre, etwa hinsichtlich der Möglichkeit des Entstehens toxikologisch relevanter Transformationsprodukte aus der oxidativen Trinkwasseraufbereitung, unter fallweiser Konkretisierung der Vorgaben von §6(3) TrinkwV 2001 auch unterschiedlich niedriger als der GOW vorzugeben. In § 6(3) TrinkwV 2001 wird gefordert, dass Konzentrationen von chemischen Stoffen, die das Wasser für den menschlichen Gebrauch verunreinigen oder seine Beschaffenheit nachteilig beeinflussen können, so niedrig gehalten werden sollen, wie dies nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik mit vertretbarem Aufwand unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalles möglich ist. Der GOW kann somit als Obergrenze eines Zielwertbereichs verstanden werden.

Ein Vergleich der Zielwerte des Positionspapiers der Verbände für die ausgewählten trinkwasserrelevanten Stoffe in Oberflächengewässern mit den Zielwerten des Umweltbundesamtes für diese Stoffe im Trinkwasser zeigt, dass die Zielwerte im Oberflächengewässer kleiner oder gleich der Obergrenze der Zielwerte im Trinkwasser sind. Somit ist es möglich, dass auch mit naturnahen Aufbereitungsverfahren die Zielwerte im Trinkwasser eingehalten werden können.

4.2 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr

Die Ruhr entspringt am Ruhrkopf bei Winterberg und mündet nach 219 km Fließstrecke bei Duisburg-Ruhrort in den Rhein. Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 4.483 km². Im Einzugsgebiet der Ruhr wohnen 2,2 Mio. Einwohner in 76 Städten und Gemeinden.

Das kommunale Abwasser im Einzugsgebiet der Ruhr wird in 86 Kläranlagen biologisch behandelt (MUNLV NRW, 2007). Eine Anlage, die Kläranlage Hagen-Boele, behandelt das Abwasser lediglich mechanisch vor Einleitung in eine industrielle Kläranlage. Die im Jahr 2006 eingeleitete Abwassermenge beträgt 411,1 Mio. m³. Bezogen auf den Jahres-

abfluss der Ruhr am Pegel Hattingen mit 2.163 Mio. m³ ist die Abwassermenge bedeutsam.

Die Anzahl der Abwasserbehandlungsanlagen sowie die Ausbau- und Anschlussgröße im Einzugsgebiet der Ruhr sind in der Tabelle 4.5 dargestellt. Zum Zeitpunkt der Auswertung 2006 durch das MUNLV NRW wurden 86 Abwasserbehandlungsanlagen betrieben, die in der Summe eine Ausbaugröße von 3.232.846 EW und eine Anschlussgröße von 2.713.977 EW besaßen. Sechs Anlagen wiesen eine Bemessungsgröße >100.000 EW auf. Der Ruhrverband war 2006 für 73 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ruhr verantwortlich. An diese waren 2,1 Mio. Einwohner angeschlossen und es wurden ca. 393 Mio. m³ Abwasser gereinigt (Anhang).

Tabelle 4.5: Anzahl sowie Ausbau- und Anschlussgröße der Abwasserbehandlungsanlagen im Einzugsgebiet der Ruhr (MUNLV NRW, 2007)

Bemessung EW	Anzahl der Anlagen	Ausbaugröße EW	Anschlussgröße EW
< 1.000	18	4.708	6.125
£ 2.000	6	8.350	6.924
£ 5.000	10	38.473	27.771
£ 10.000	5	37.992	30.658
£ 20.000	11	180.294	144.335
£ 100.000	30	1.623.029	1.460.516
> 100.000	6	1.340.000	1.037.648
Summe	86 (73 Ruhrverband)	3.232.846	2.713.977

Im Einzugsgebiet der Ruhr existieren 100 Direkteinleitungen aus Industrieunternehmen, die 32 Mio. m³ Abwässer einleiten. Bedeutendster industrieller Einleiter für Komplexbildner in die Ruhr ist der Papierhersteller Stora Enso Kabel GmbH. Die Brauerei C & A Veltins GmbH & Co ist für die Parameter TOC und P bedeutsamer Einleiter. Für den Parameter N ist die Einleitung der Thyssen Krupp VDM GmbH, Werk Werdohl, erhöht (MUNLV, 2007).

4.3 Konzentrationen und Frachten von organischen Spurenstoffen im Ablauf der kommunalen Kläranlagen

4.3.1 Perfluortenside

Für die Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten der Verbindungen PFOA und PFOS in den Abläufen der kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes wurden die in der Tabelle 4.6 aufgeführten Daten verwendet. Die Untersuchungsergebnisse aus dem Zeitraum November 2006 bis Dezember 2007 stammen

zum überwiegenden Teil vom Ruhrverband und wurden ergänzt um Daten, die das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW) zur Verfügung gestellt hat. Die Daten sind im Anhang tabellarisch dargestellt.

Tabelle 4.6: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von PFOA und PFOS in den Kläranlagenabläufen

Untersuchungsumfang	Parameter	Zeitraum	Quelle
71 Kläranlagen	PFOA, PFOS	Nov. / Dez. 2006	Ruhrverband
57 Kläranlagen	PFOA, PFOS	Feb. / Apr. 2007	Ruhrverband
1 Kläranlage	PFOA, PFOS	15.03. – 26.09.2007	Ruhrverband
5 Kläranlagen	PFOA, PFOS	03.10. – 16.10.2007	Ruhrverband
10 Kläranlagen	PFOA, PFOS	05.12.2007	LANUV NRW

Seitens des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW (MUNLV NRW) wird bei PFT-Konzentrationen im Abwasser oberhalb eines Wertes von 300 ng/l davon ausgegangen, dass relevante Indirekt-einleitungen vorliegen.

Für die Zeiträume November bis Dezember 2006 und Februar bis April 2007 wurden im Ablauf der kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes Konzentrationen für die Summe der Verbindungen PFOA und PFOS zwischen der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l bis zu 17.015 ng/l gemessen (Bild 4.1). Der weitaus größte Teil der Kläranlagenabläufe ist mit Konzentrationen von weniger als 100 ng/l gering belastet. Im Ablauf von 12 kommunalen Kläranlagen wurden jedoch Konzentrationen von mehr als 300 ng/l ermittelt. Diese sind neben der Kläranlage Brilon-Scharfenberg (144) die Kläranlagen Arnsberg-Neheim (158), Wickede (166), Neuenrade (170), Hemer (176), Menden (183), Iserlohn-Baarbachtal (201) Lüdenscheid-Schlittenbach (292), Werdohl (294), Rahmedetal (298), Witten-Herbede (395) und Abtsküche (560). Hervorzuheben sind die stark erhöhten PFT-Konzentrationen im Abwasser der Kläranlagen Brilon-Scharfenberg, Werdohl und Rahmedetal (Bild 4.1).

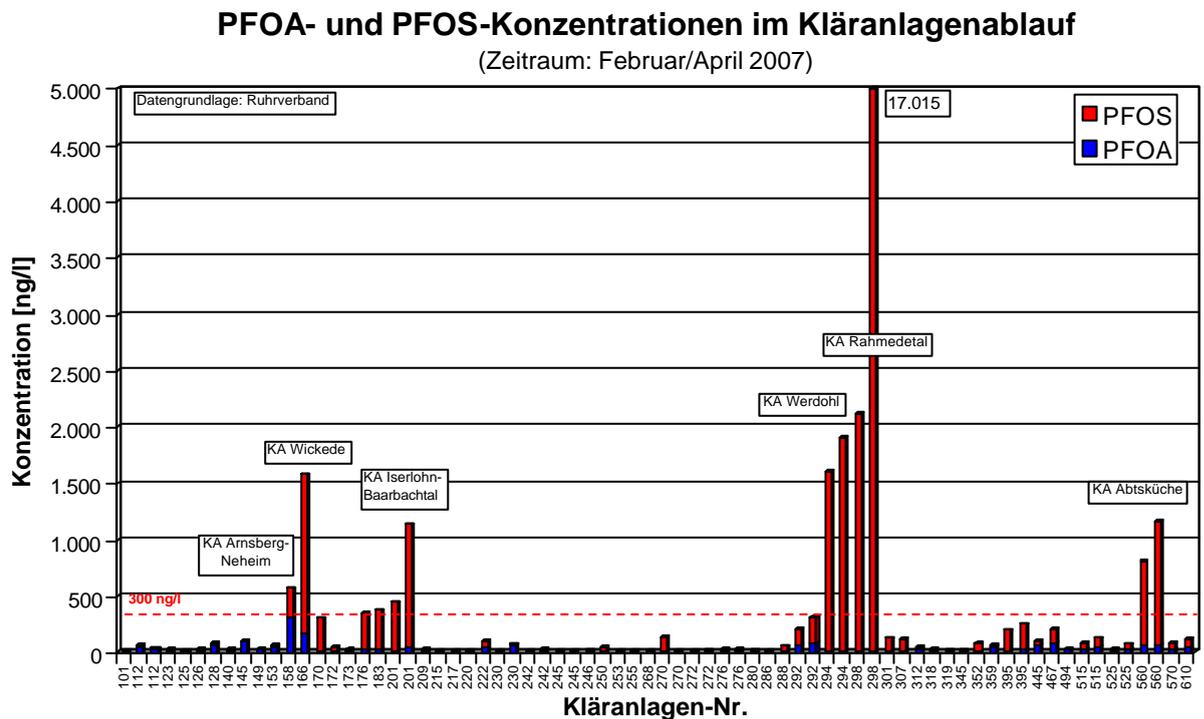
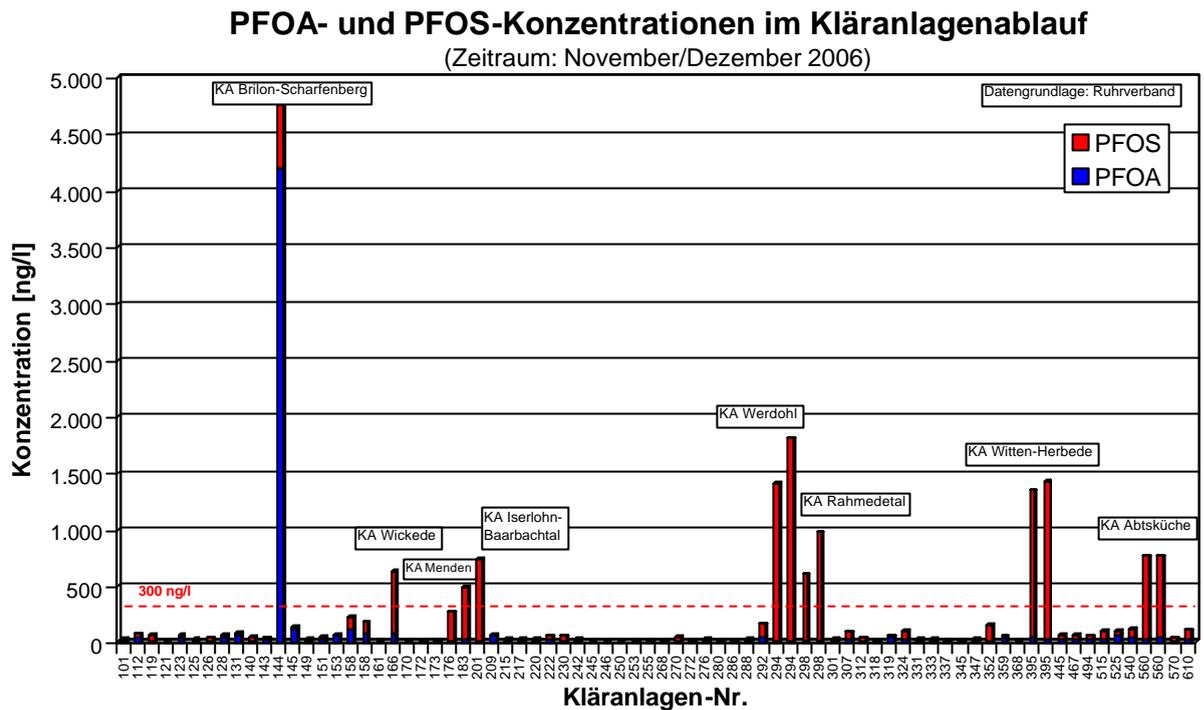


Bild 4.1: Konzentrationen von PFOA und PFOS im Kläranlagenablauf

Die im Ablauf der kommunalen Kläranlagen gemessenen PFT-Konzentrationen sind ein Indikator für den Einsatz von PFT im Einzugsgebiet der Kläranlagen, hauptsächlich durch

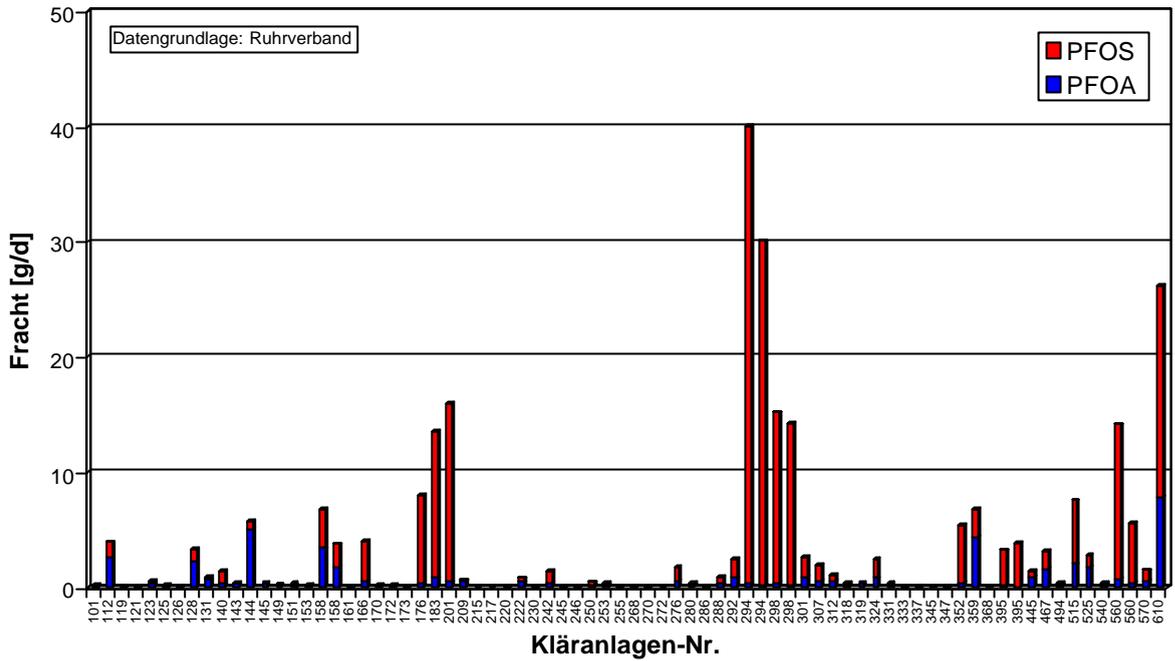
Anwendungen im Bereich der Metall-, Foto-, Textil- und Entsorgungsindustrie sowie der Feuerlöschtechnik. Der produktionsbedingte Chargenbetrieb in der Industrie macht eine Untersuchung des Abwassers schwierig und erklärt die starken Schwankungen im Ablauf der Kläranlagen. Entsprechende Frachtberechnungen und Bilanzierungen enthalten deshalb noch große Unsicherheiten. Mit Ausnahme von Brilon-Scharfenberg ist in allen Fällen PFOS die dominierende Verbindung für die PFT-Belastung; PFOA spielt nur eine untergeordnete Rolle (Bild 4.1). PFOS stammt im Wesentlichen aus metallbe- und verarbeitenden Betrieben, die diese Verbindung als Netzmittel und bei der Hartverchromung einsetzen. Die stark erhöhten PFOA-Werte im Ablauf der Kläranlage Brilon-Scharfenberg müssen im Zusammenhang mit der mit PFT belasteten landwirtschaftlichen Nutzfläche in deren Einzugsgebiet interpretiert werden. Ein Teil der ausgeschwemmten PFOA-Fracht dieser belasteten Fläche gelangt in die Kläranlage und auf dem weiteren Weg in den Vorfluter. Ein produktionsbedingter Chargenbetrieb in der Industrie macht eine Untersuchung des Abwassers schwierig und kann zu starken Schwankungen im Ablauf der Kläranlagen führen. Entsprechende Frachtberechnungen und Bilanzierungen enthalten noch große Unsicherheiten.

Auf Basis der oben aufgeführten Datengrundlage wurden Frachtberechnungen durchgeführt, um die kommunalen Kläranlagen mit den höchsten Emissionen von PFT in die Ruhr und deren Nebengewässer zu identifizieren. Hierzu wurden die Konzentrationen von PFOA und PFOS in den 24 h-Mischproben der Abläufe mit der entsprechenden Tagesabwassermenge multipliziert.

In Bild 4.2 sind die berechneten PFOA- und PFOS-Frachten für die beiden Zeiträume November bis Dezember 2006 und Februar bis März 2007 grafisch dargestellt. Hauptemittenten sind in beiden Zeiträumen jeweils sechs Kläranlagen, deren PFT-Tagesfrachten mehr als 10 g/d betragen. Bei der Beprobung im Jahr 2006 betrug der Anteil der Kläranlagen Menden (183), Iserlohn-Baarbachtal (201), Werdohl (294), Rahmedetal (298), Abtsküche (560) und Duisburg-Kasslerfeld (610) an der Gesamtfracht der Kläranlagen 60 %. Die Beprobung im Jahr 2007 ergab einen Frachtanteil, der über die sechs Kläranlagen Arnsberg-Neheim (158), Iserlohn-Baarbachtal (201), Werdohl (294), Rahmedetal (298), Bochum-Ölbachtal (467) und Duisburg-Kasslerfeld (610) eingetragen wurden, von 71 % an der PFT-Gesamtfracht aus Kläranlagen und war im Vergleich zu 2006 noch etwas höher. Bei den Kläranlagen Werdohl und Rahmedetal wurden Spitzenwerte von 40 g/d bzw. 80 g/d beobachtet. Die Belastungen dieser Anlagen lassen sich auf wenige indirekt einleitende Betriebe zurückführen.

PFOA- und PFOS-Frachten im Kläranlagenablauf

(Zeitraum: November/Dezember 2006)



PFOA- und PFOS-Frachten im Kläranlagenablauf

(Zeitraum: Februar - April 2007)

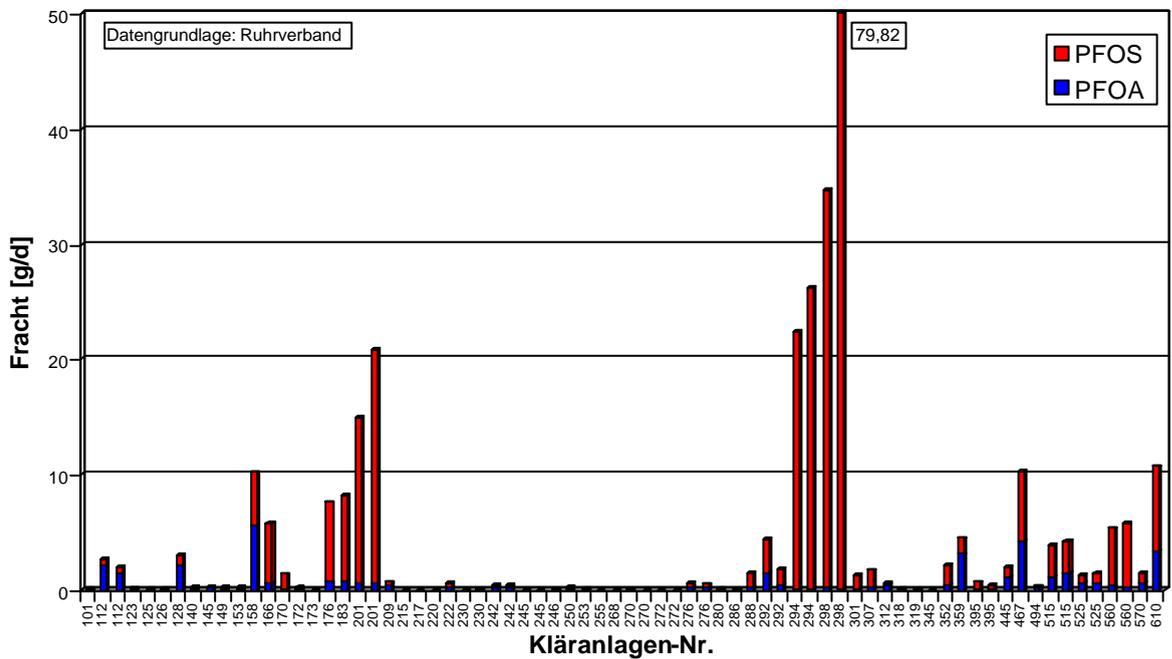


Bild 4.2: Frachten von PFOA und PFOS im Kläranlagenablauf

In die Ruhr entwässert eine Reihe von kleineren und größeren Fließgewässern, in deren Einzugsgebieten kommunale Kläranlagen betrieben werden. Um zu verdeutlichen, welchen Anteil diese Nebengewässer an der PFT-Fracht der Ruhr haben, wurden die Frachten der Kläranlagen im Einzugsgebiet dieser Gewässer summiert und im Vergleich zur Fracht der „Ruhr-Kläranlagen“ in Bild 4.3 dargestellt (beispielhaft wird hier die Beprobung der Kläranlagen im November/Dezember 2006 gezeigt). Mit Tagesfrachten von mehr als 10 g/d PFT sind der Baarbach, die Lenne und der Rinderbach die am höchsten mit PFT belasteten Nebengewässer. Die Tagesfracht von 70 g/d in der Lenne bedeutet einen Anteil von mehr als 30 % an der über die kommunalen Kläranlagen in die Ruhr eingetragenen PFT-Fracht. Die abwasserbürtige PFOA-Fracht in der Möhne resultiert zu 80 % aus dem Eintrag aus der Kläranlage Brilon-Scharfenberg.

PFOA- und PFOS-Frachten im Kläranlagenablauf
(Frachten in Nebengewässern summiert; Zeitraum: Nov./Dez. 2006)

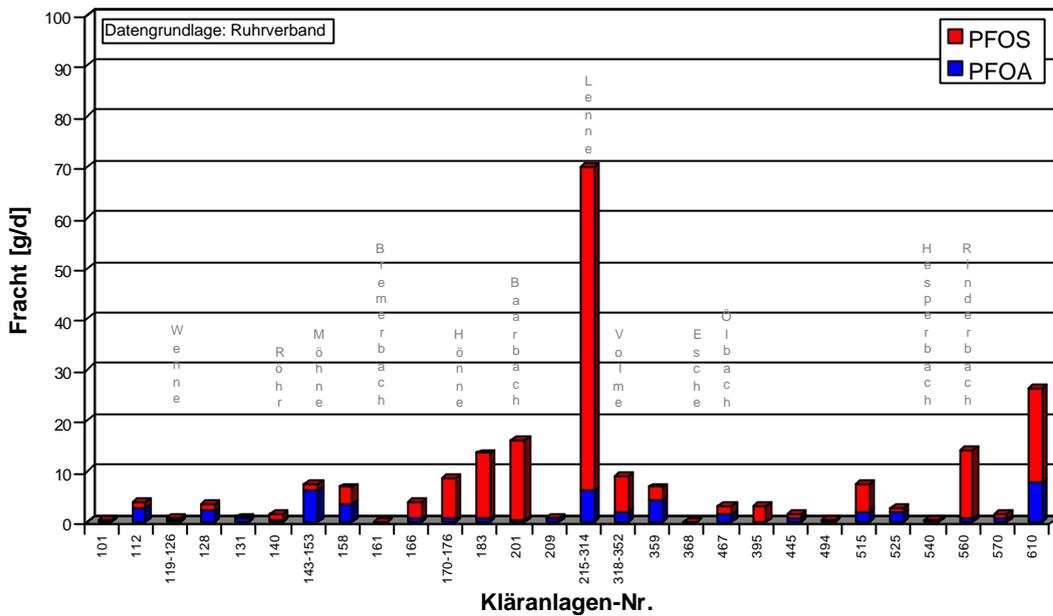


Bild 4.3: Abwasserbürtige PFOA- und PFOS-Tagesfrachten im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Kläranlagennummern: Tagesfrachten der in diese Nebengewässer einleitenden Kläranlagen wurden summiert)

Das Bild 4.4 zeigt die aus den Kläranlagen stammenden PFT-Tagesfrachten im Ruhrlängsverlauf in kumulierter Darstellung. Für die Ruhrverbandskläranlagen wurde für den betrachteten Zeitraum eine Tagesfracht von 214 g/d errechnet. Besonders markant ist der durch die Kläranlagen im Einzugsgebiet der Lenne verursachte Anstieg der PFOS-Fracht von 68 auf 138 g/d. Die Anteile von PFOS und PFOA am abwasserbürtigen Gesamteintrag von PFT betragen 78 % für PFOS und 22 % für PFOA.

Kumulierte PFOA- und PFOS-Frachten aus den Kläranlagen im Ruhrlängsverlauf

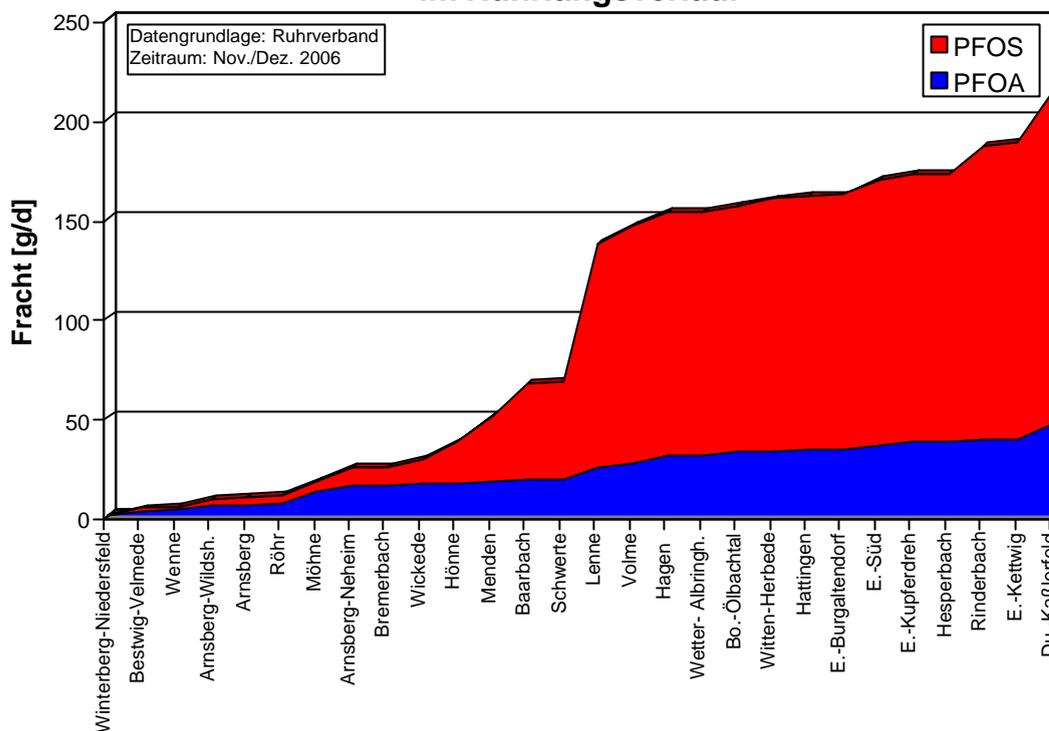


Bild 4.4: Kumulierte PFOA- und PFOS-Frachten aus den Kläranlagen im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Beschriftungen: Nebengewässer)

In Detailuntersuchungen des geklärten Abwassers der Kläranlage Brilon-Scharfenberg im Zeitraum März bis September 2007 wurden stark schwankende Konzentrationen von PFOA und PFOS ermittelt, wobei die Maximalwerte bei 5.800 ng/l für PFOA und bei 2.200 ng/l für PFOS lagen. Seit Ende Juni 2007 waren die Konzentrationen nahezu konstant und lagen für PFOA unterhalb von 1.000 ng/l und für PFOS unterhalb von 400 ng/l. Die durchschnittlichen Konzentrationen von PFOA waren um einen Faktor 2,5 höher als die von PFOS (Bild 4.5). Die Auswertung der zeitlichen Entwicklung der PFT-Frachten zeigt eine deutliche Abnahme der Werte von 6 g/d im März 2007 auf weniger als 2 g/d, die seit Ende Juni 2007 annähernd konstant sind (Bild 4.5). Die letzte Messung Ende September 2007 ergab einen Wert von 1,15 g/d für die Summe aus PFOS und PFOA. Die Anteile an der Gesamtfracht betragen im Abwasser der Kläranlage Brilon-Scharfenberg für PFOA ca. 70 % und für PFOS ca. 30 %. Die Kläranlage Brilon-Scharfenberg stellt im Vergleich zu den anderen Kläranlagen eine Besonderheit dar, da hier vermutlich ein Großteil der PFT-Frachten Fremdwasser entstammt, das durch landwirtschaftliche Flächen beeinflusst ist. Der Rückgang der Einträge ist auf gezielte Maßnahmen der Stadt Brilon zur Verminderung des Fremdwasseranfalls zurückzuführen.

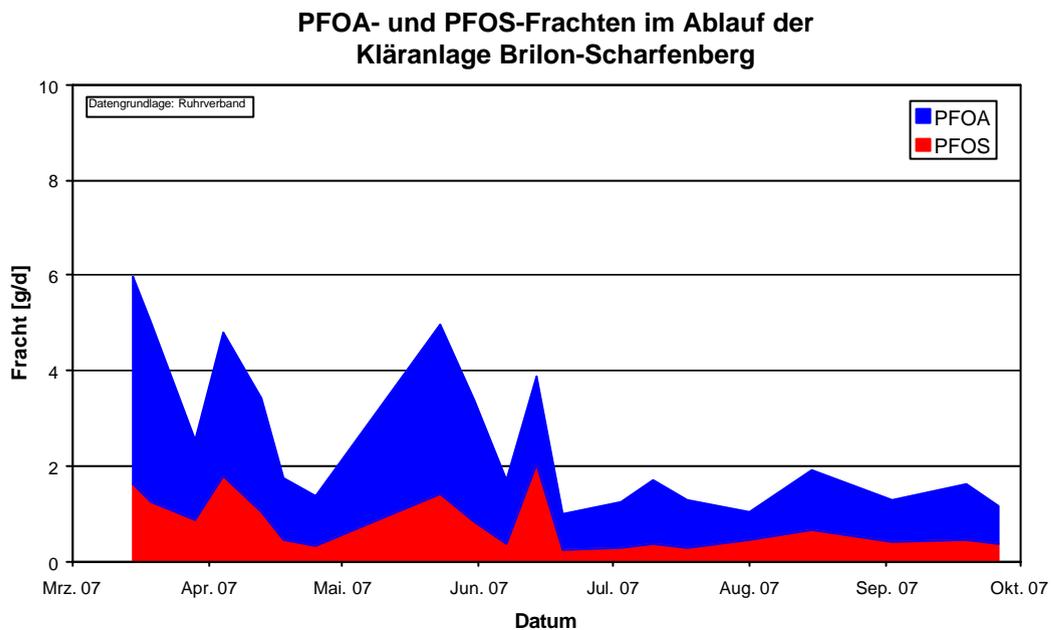
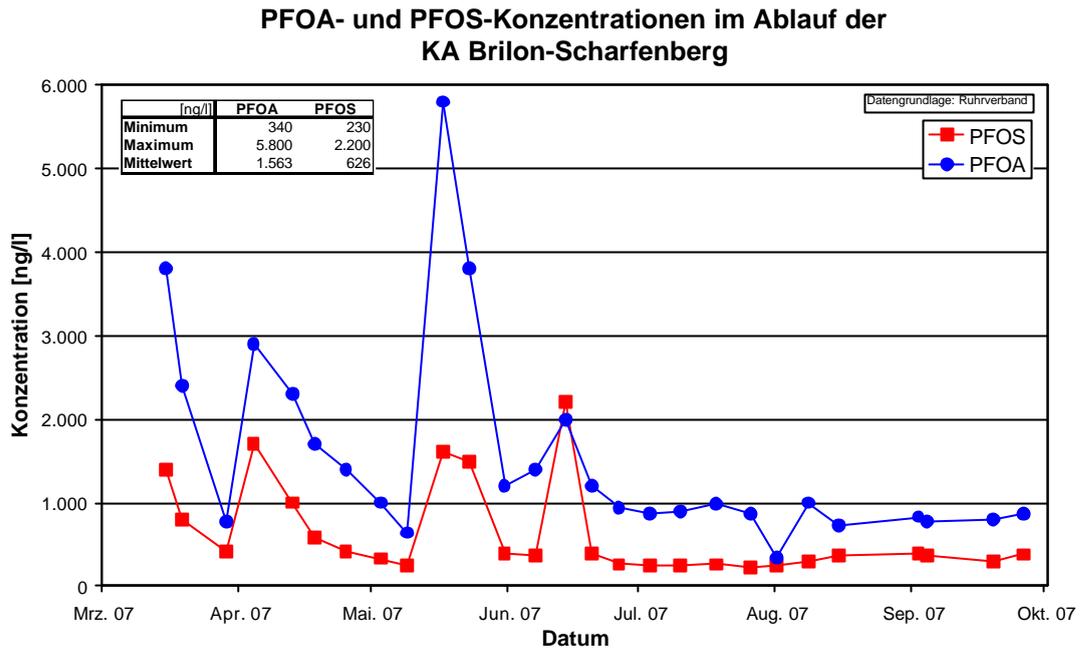


Bild 4.5: Konzentrationen (oben) und Frachten (unten) von PFOA und PFOS im Ablauf der Kläranlage Brilon-Scharfenberg

Als Ergänzung zu den Untersuchungen des Ruhrverbandes wurden vom LANUV NRW die gereinigten Abwässer von 10 kommunalen Kläranlagen analysiert (Bild 4.6). Die Ergebnisse bestätigen die in den vorhergehenden Untersuchungen festgestellten hohen PFT-Belastungen der Abwässer der Kläranlagen Werdohl und Rahmedetal. Die Werte betragen für die Summe der Konzentrationen von PFOA und PFOS 4.000 ng/l im Abwasser der Kläranlage Rahmedetal und 5.600 ng/l im Abwasser der Kläranlage Werdohl. Die PFT-Konzentrationen in den Abläufen der übrigen Kläranlagen lagen unter 300 ng/l und für zwei Abläufe sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze von 25 ng/l

(Kläranlagen Neuenrade und Hagen-Fley). Da der Abfluss zum Zeitpunkt der Probenahmen (qualifizierte Stichprobe) nicht bekannt war, können die Frachtberechnungen auf Basis von Jahresabwassermengen nur sehr grobe Schätzungen darstellen. Prinzipiell werden die hohen PFT-Tagesfrachten der vorherigen Untersuchungen in den Kläranlagen Werdohl und Rahmedetal mit Werten von ca. 100 und ca. 70 g/d bestätigt. Die PFT-Frachten im Abwasser der übrigen Kläranlagen lagen unter 10 g/d, wobei die von 5 g/d (Hemer) und 7 g/d (Iserlohn-Baarbachtal) als erhöht bezeichnet werden können.

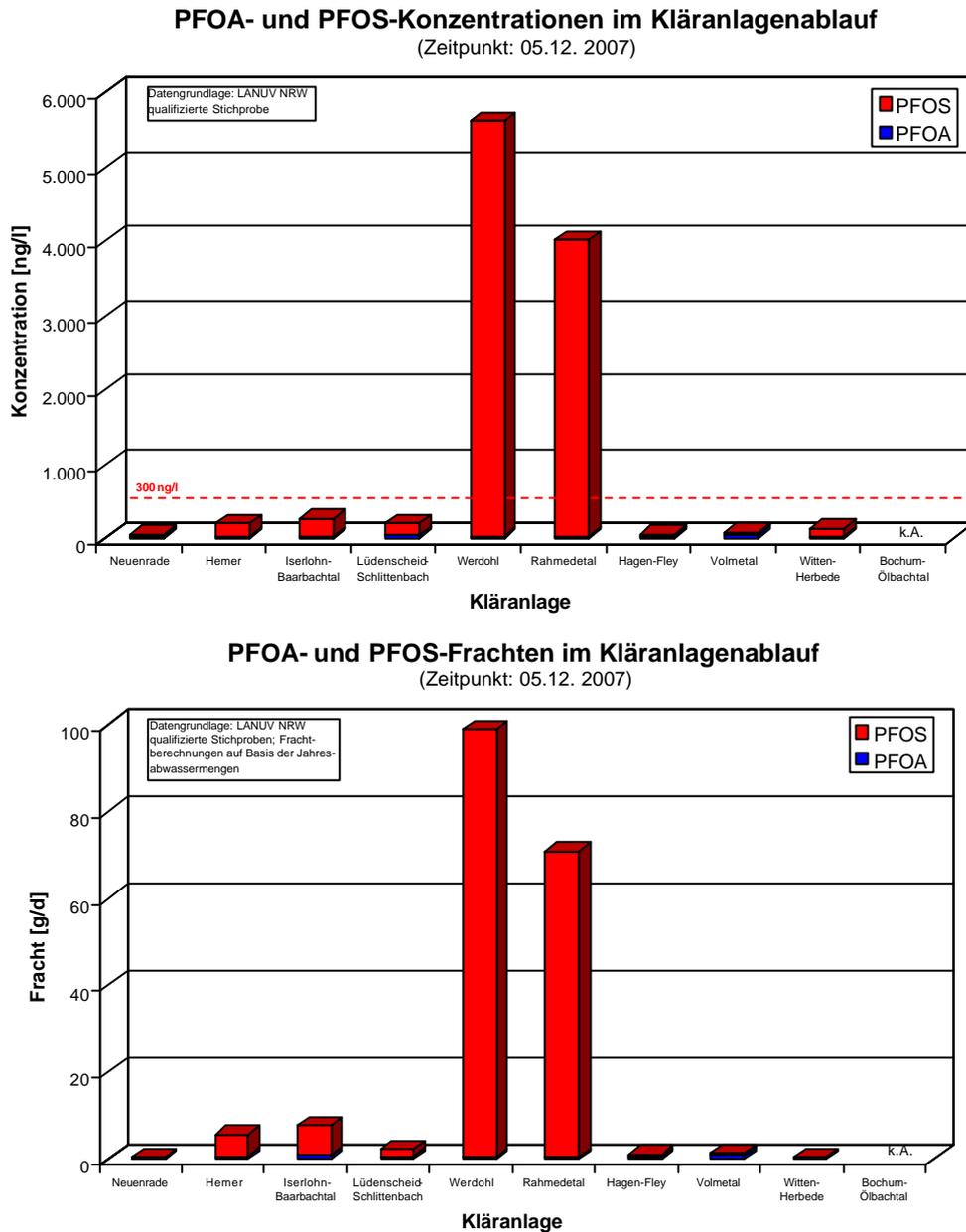


Bild 4.6: Konzentrationen und Frachten von PFOA und PFOS in ausgewählten Kläranlagen

Im Oktober 2007 wurden die Abläufe der großen Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh mit Einwohnerwerten zwischen 96.000 (Essen-Kupferdreh) und 293.100 (Bochum-Ölbachtal) über einen Zeitraum von 14 Tage täglich beprobt und auf PFOA und PFOS analysiert (Bild 4.7). Diese fünf Kläranlagen stellen mit einer Summe von ca. 860.000 Einwohnerwerten einen Anteil von 26 % an der Gesamtkapazität der Kläranlagen des Ruhrverbandes von 3,2 Mio. Einwohnerwerten dar.

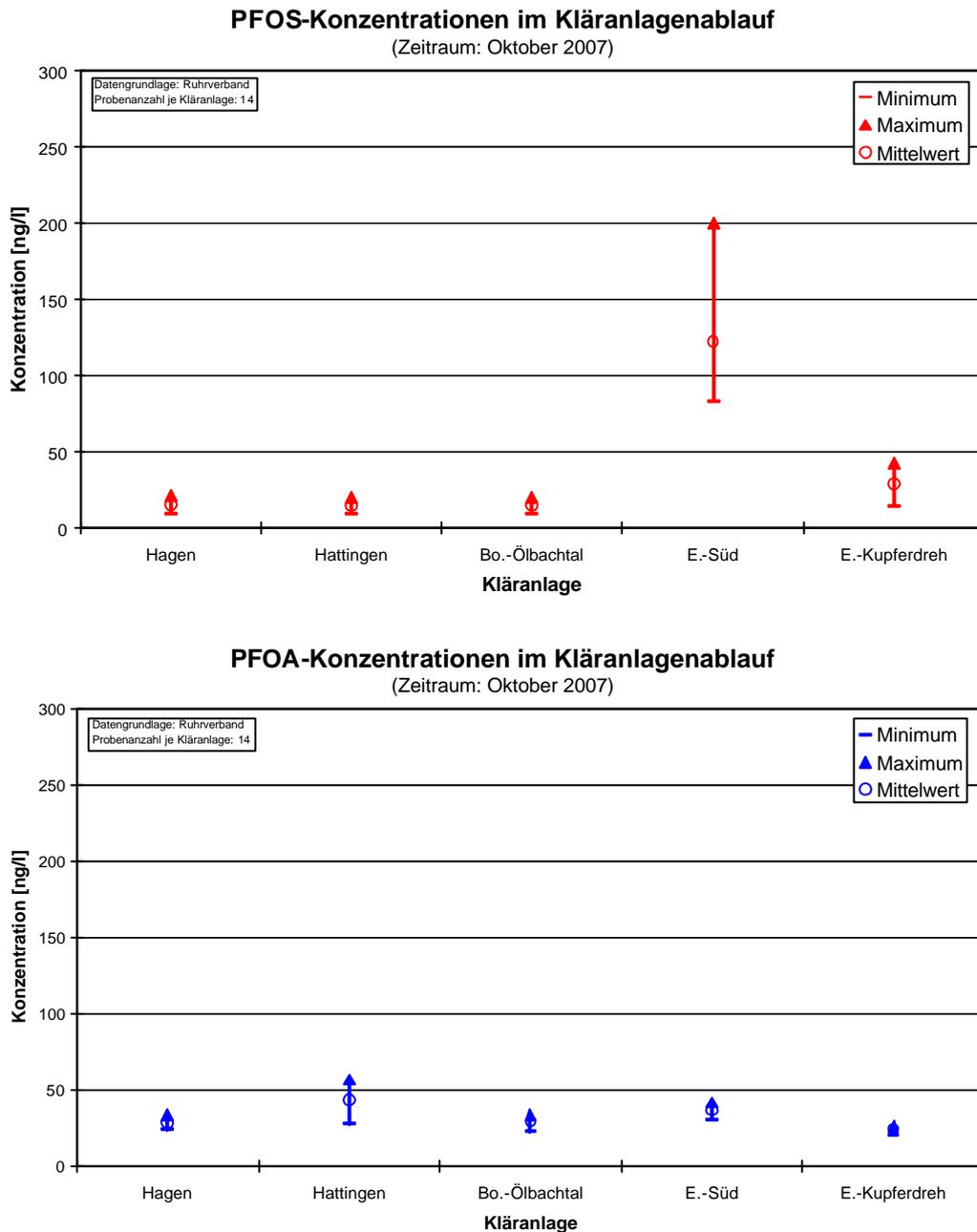


Bild 4.7: Konzentrationen von PFOS und PFOA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

In Bild 4.8 sind die Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dieser Beprobungskampagne dargestellt. Mit Ausnahme der Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Essen-Süd wurden Werte deutlich unterhalb von 100 ng/l ermittelt. Im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd lag das Maximum für PFOS bei 200 ng/l, jedoch wurde auch in diesem Zeitraum ein PFT-Wert (Summe PFOA/PFOS) von 300 ng/l nicht überschritten.

Mit Ausnahme der Kläranlage Essen-Süd betragen die durchschnittlichen PFT-Frachten im Abwasser dieser Kläranlagen zwischen 1 und 3 g/d. Im Ablauf der Kläranlage Essen-Süd wurden PFT-Tagesfrachten zwischen 4 und 8 g mit einem Mittelwert von 5,3 g ermittelt (Bild 4.8).

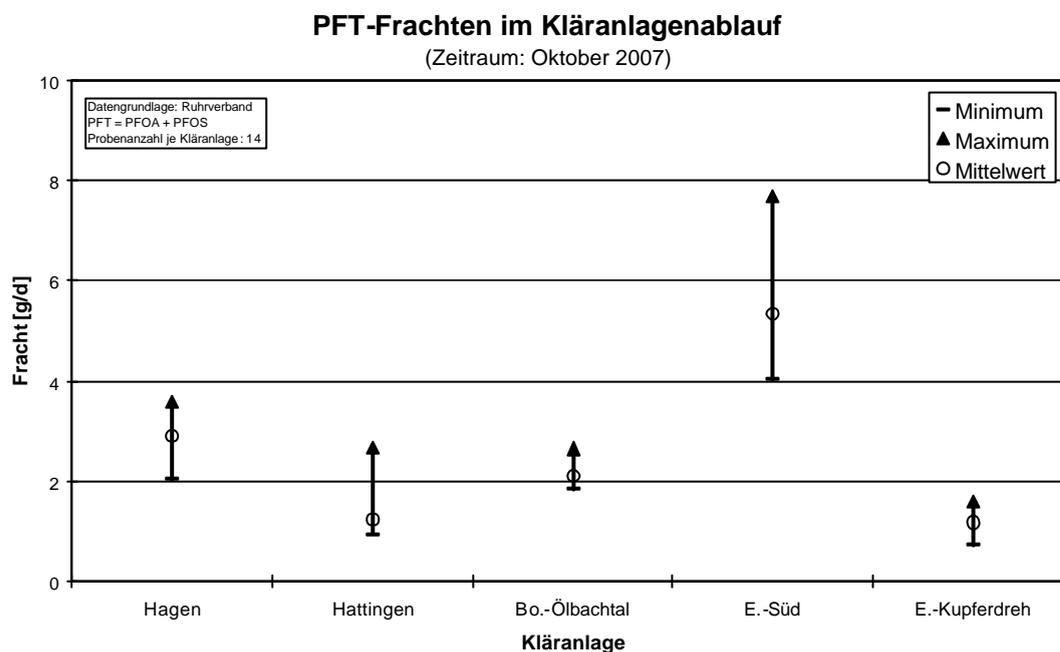


Bild 4.8: Frachten von PFOS und PFOA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

4.3.2 Komplexbildner

Für die Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten der Komplexbildner in den Abläufen der kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes wurden die in der Tabelle 4.7 aufgeführten Daten verwendet. Die Untersuchungsergebnisse aus dem Zeitraum November 2006 bis Oktober 2007 stammen zum überwiegenden Teil vom Ruhrverband und wurden ergänzt um Daten des IWW und des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Kläranlage Hagen-Boele). Die Daten sind im Anhang tabellarisch dargestellt.

Tabelle 4.7: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von Komplexbildnern in den Kläranlagenabläufen

Untersuchungsumfang	Parameter	Zeitraum	Quelle
68 Kläranlagen	EDTA, DTPA, NTA, β -ADA, 1,3-PDPA, CDTA, EGTA,	Nov. / Dez. 2006	Ruhrverband
5 Kläranlagen	EDTA, DTPA	03.10. – 16.10.2007	Ruhrverband
12 Kläranlagen	EDTA, DTPA	13.01. – 14.02.2008	IWW
Stora Enso Kabel GmbH & Co. KG	EDTA, DTPA, NTA	Feb. 2005 – Juni 2007	LANUV NRW

In Bild 4.9 sind die im Zeitraum November bis Dezember 2006 gemessenen Konzentrationen und Frachten der Verbindungen EDTA, DTPA und NTA im Ablauf von 68 kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes dargestellt. EDTA wurde in ca. 50 % der Kläranlagenabläufe nachgewiesen, wobei ein Maximalwert von 78 $\mu\text{g/l}$ ermittelt wurde. Von geringerer Bedeutung sind die Verbindungen NTA und DTPA; nur in fünf bzw. zwei Abwässern lagen die Konzentrationen für NTA bzw. DTPA oberhalb der Bestimmungsgrenze von 10 $\mu\text{g/l}$ (angegebene Bestimmungsgrenze des Ruhrverbandes). In den Abläufen aller 68 Kläranlagen waren die weiteren Komplexbildner β -ADA, 1,3-PDPA, CDTA und EGTA nicht nachweisbar.

Auf Basis der oben aufgeführten Datengrundlage wurden Frachtberechnungen durchgeführt, um die kommunalen Kläranlagen mit den höchsten Emissionen von Komplexbildnern in die Ruhr und deren Nebengewässer zu identifizieren. Hierzu wurden die Konzentrationen von EDTA, DTPA und NTA in den 24 h-Mischproben der Abläufe mit der entsprechenden Tagesabwassermenge multipliziert. Die berechneten Frachten der Komplexbildner sind für den Zeitraum November bis Dezember in Bild 4.9 graphisch dargestellt. Von den untersuchten kommunalen Kläranlagen sind die fünf Anlagen Arnsberg-Wildshausen (128), Arnsberg-Neheim (158), Hagen (359), Bochum-Ölbachtal (467) und Duisburg-Kasslerfeld (610) die Hauptemittenten, deren Tagesfrachten mehr als 1.000 g/d betragen. Mit Spitzenwerten von ca. 3.700 g/d bzw. 18.400 g/d liefern die Kläranlagen Arnsberg-Wildshausen und Duisburg-Kasslerfeld die wichtigsten Frachtbeiträge von Komplexbildnern in der Ruhr. Die Verbindung DTPA wird nahezu ausschließlich über den Ablauf der Kläranlage Arnsberg-Wildshausen in die Ruhr eingetragen (ca. 1.300 g/d).

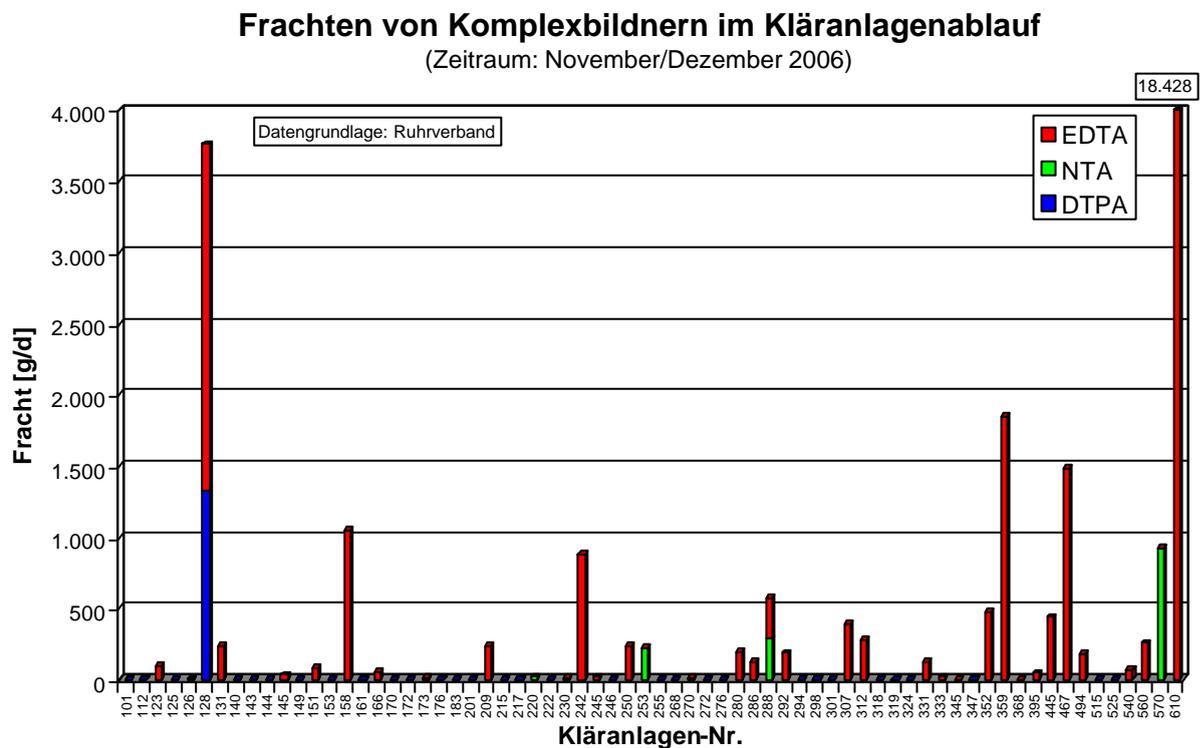
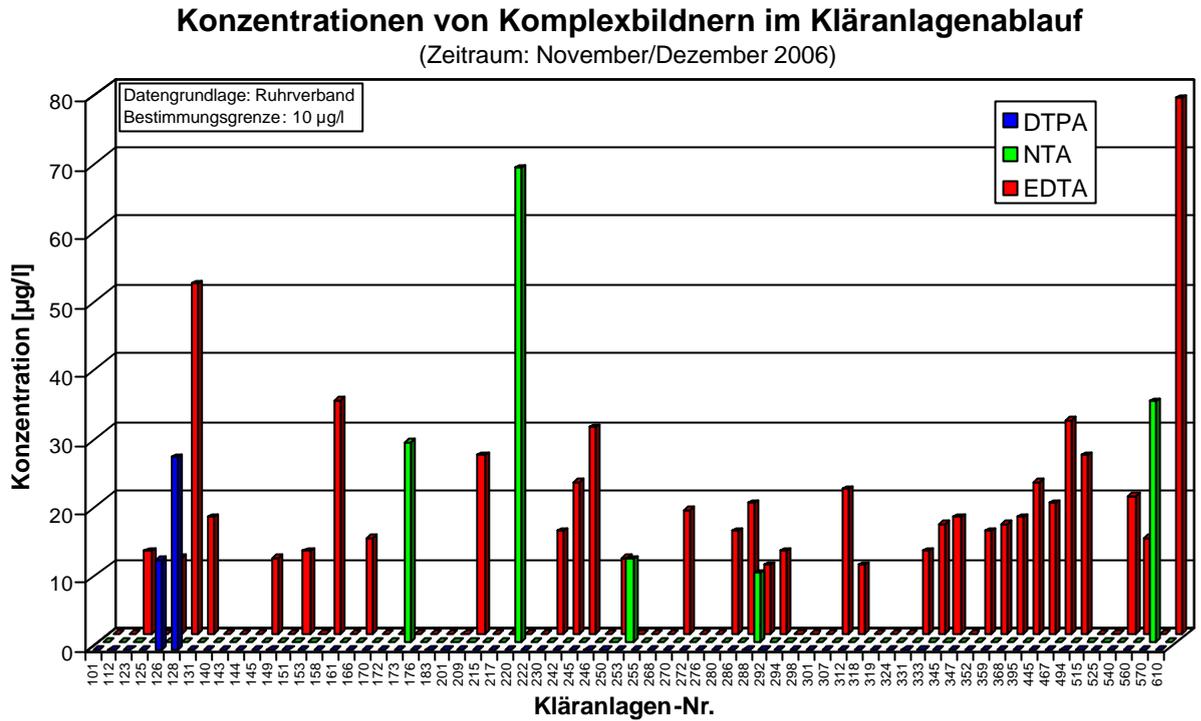


Bild 4.9: Konzentrationen und Frachten von Komplexbildnern im Kläranlagenablauf

In die Ruhr entwässert eine Reihe von kleineren und größeren Fließgewässern, in deren Einzugsgebieten kommunale Kläranlagen betrieben werden. Um zu verdeutlichen, welchen Anteil diese Nebengewässer an der Fracht von Komplexbildnern in der Ruhr haben, wurden die Frachten der Kläranlagen im Einzugsgebiet dieser Gewässer summiert und im Vergleich zur Fracht der „Ruhr-Kläranlagen“ in Bild 4.10 dargestellt. Mit Tagesfrachten von mehr als 1.000 g/d Komplexbildnern sind die Lenne und der Ölbach die am höchsten mit Komplexbildnern belasteten Nebengewässer.

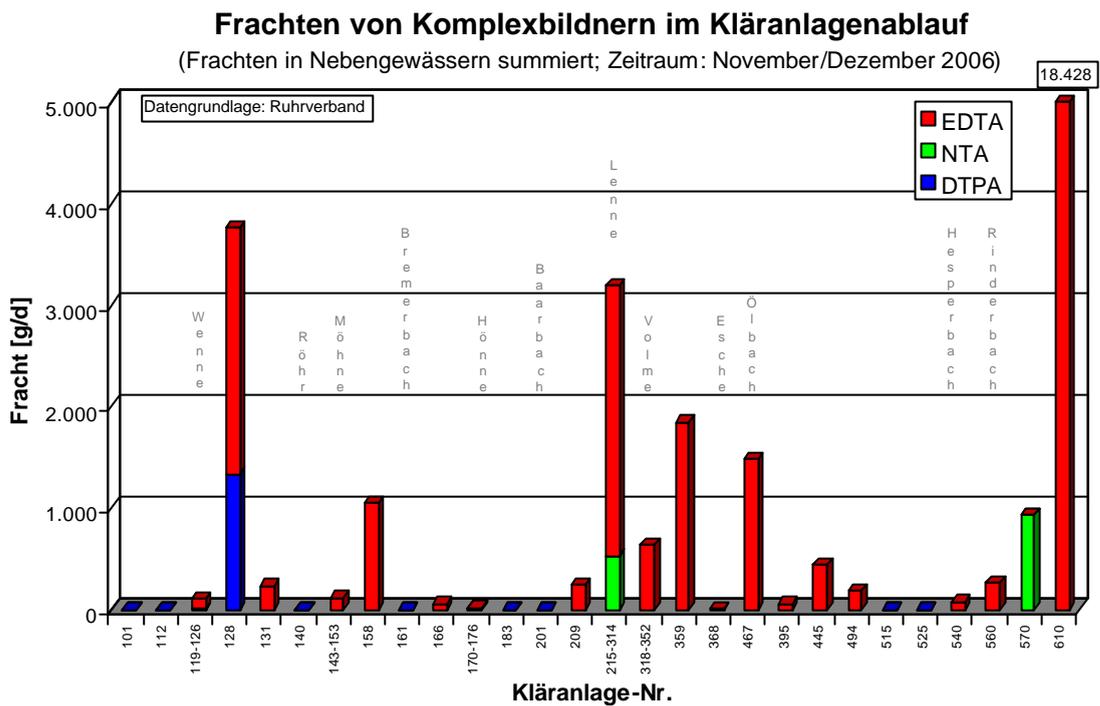


Bild 4.10: Abwasserbürtige EDTA-, NTA- und DTPA-Tagesfrachten im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Kläranlagennummern: Tagesfrachten der in diese Nebengewässer einleitenden Kläranlagen wurden summiert)

Das Bild 4.11 zeigt die aus den Kläranlagen stammenden Tagesfrachten von Komplexbildnern im Ruhrlängsverlauf in kumulierter Darstellung. Für die Ruhrverbandskläranlagen wurde für den betrachteten Zeitraum eine Tagesfracht von 33.107 g/d errechnet. Besonders markant sind die durch die Kläranlage Arnsberg-Wildshausen, die Kläranlagen im Einzugsgebiet der Lenne sowie die Kläranlage Duisburg-Kasslerfeld verursachten Frachtanstiege. Die Anteile von EDTA, NTA und DTPA am abwasserbürtigen Gesamteintrag von Komplexbildnern betragen 92 % für EDTA und jeweils 4 % für NTA und DTPA.

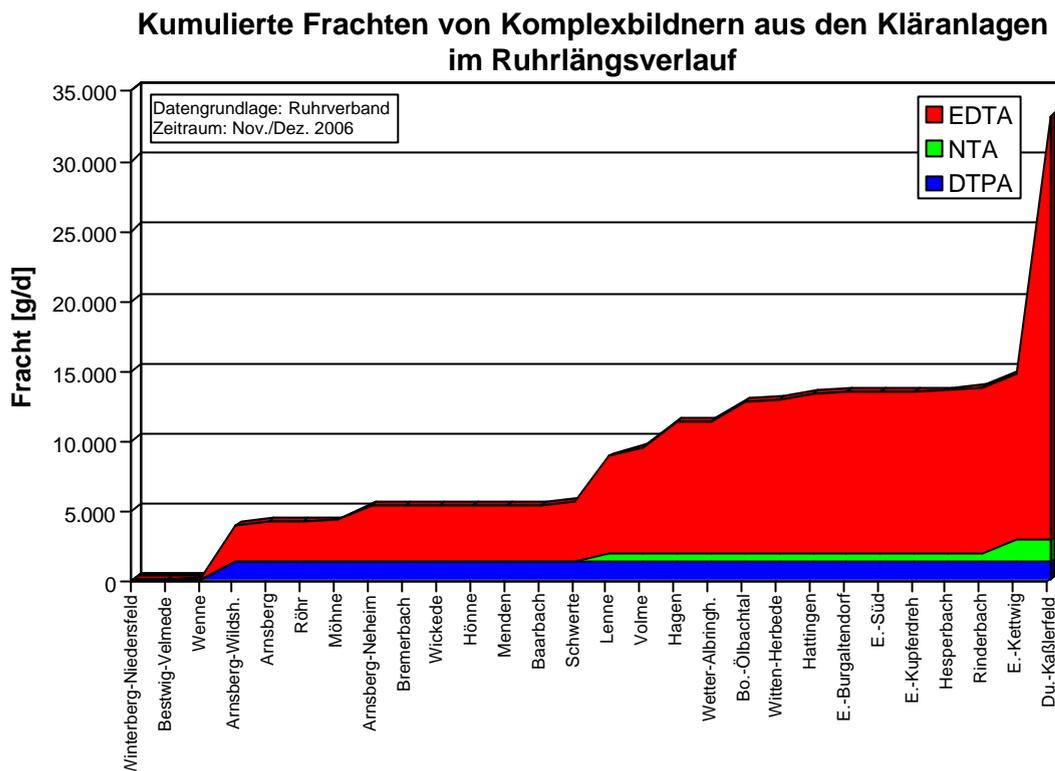


Bild 4.11: Kumulierte EDTA-, NTA- und DTPA-Frachten aus den Kläranlagen im Längsverlauf der Ruhr (blau hinterlegte Beschriftungen: Nebengewässer)

Im Oktober 2007 wurden die Abläufe der großen Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh mit Einwohnerwerten zwischen 96.000 (Essen-Kupferdreh) und 293.100 (Bochum-Ölbachtal) über einen Zeitraum von 14 Tagen täglich beprobt und auf EDTA und DTPA analysiert. In Bild 4.12 und Bild 4.13 sind die Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dieser Beprobungskampagne dargestellt. In jeder Probe wurden EDTA-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l ermittelt, wobei die mittleren Konzentrationen zwischen 21 und 30 µg/l betragen (Bild 4.12). Während die Konzentrationen der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Kupferdreh in einem ähnlichen Größenordnungsbereich lagen, waren die Werte im Ablauf der Kläranlage Essen-Süd merklich höher. Hier wurde eine Maximalkonzentration von 38 µg/l bestimmt. DTPA war in den Abläufen der untersuchten Kläranlagen nicht nachweisbar (Bild 4.13).

Die durchschnittlichen EDTA-Frachten im Abwasser dieser Kläranlagen betragen zwischen 450 und 1.400 g/d; die höchsten Frachten mit Werten über 1.000 g/d wurden im Abwasser der Anlagen Hagen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Süd berechnet. Die berechneten DTPA-Frachten sind eher theoretischer Natur, da die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/l lagen.

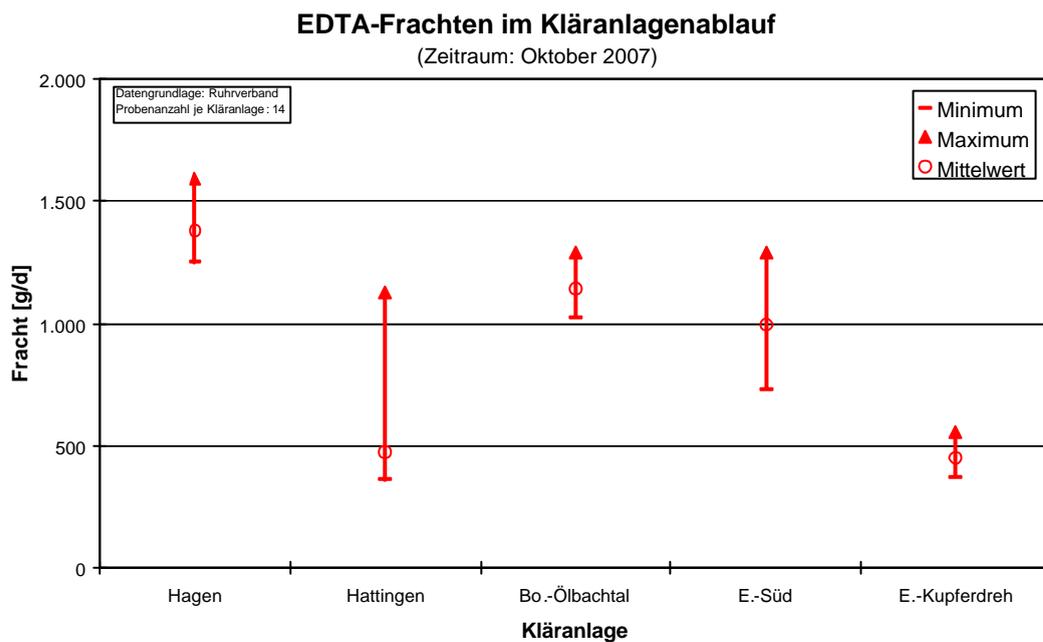
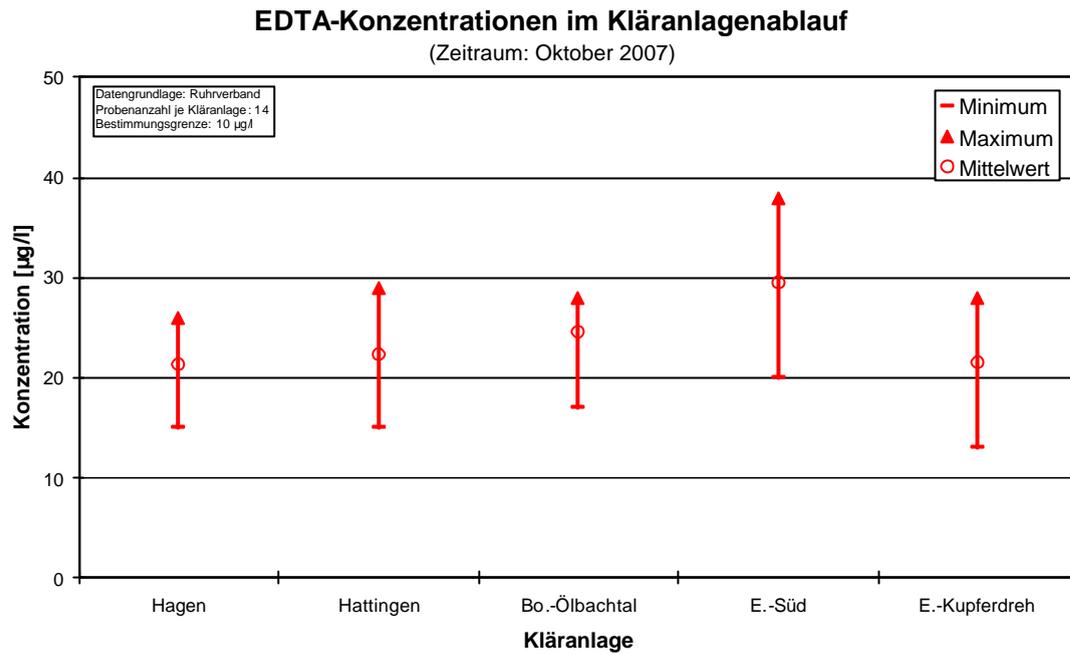


Bild 4.12: Konzentrationen und Frachten von EDTA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

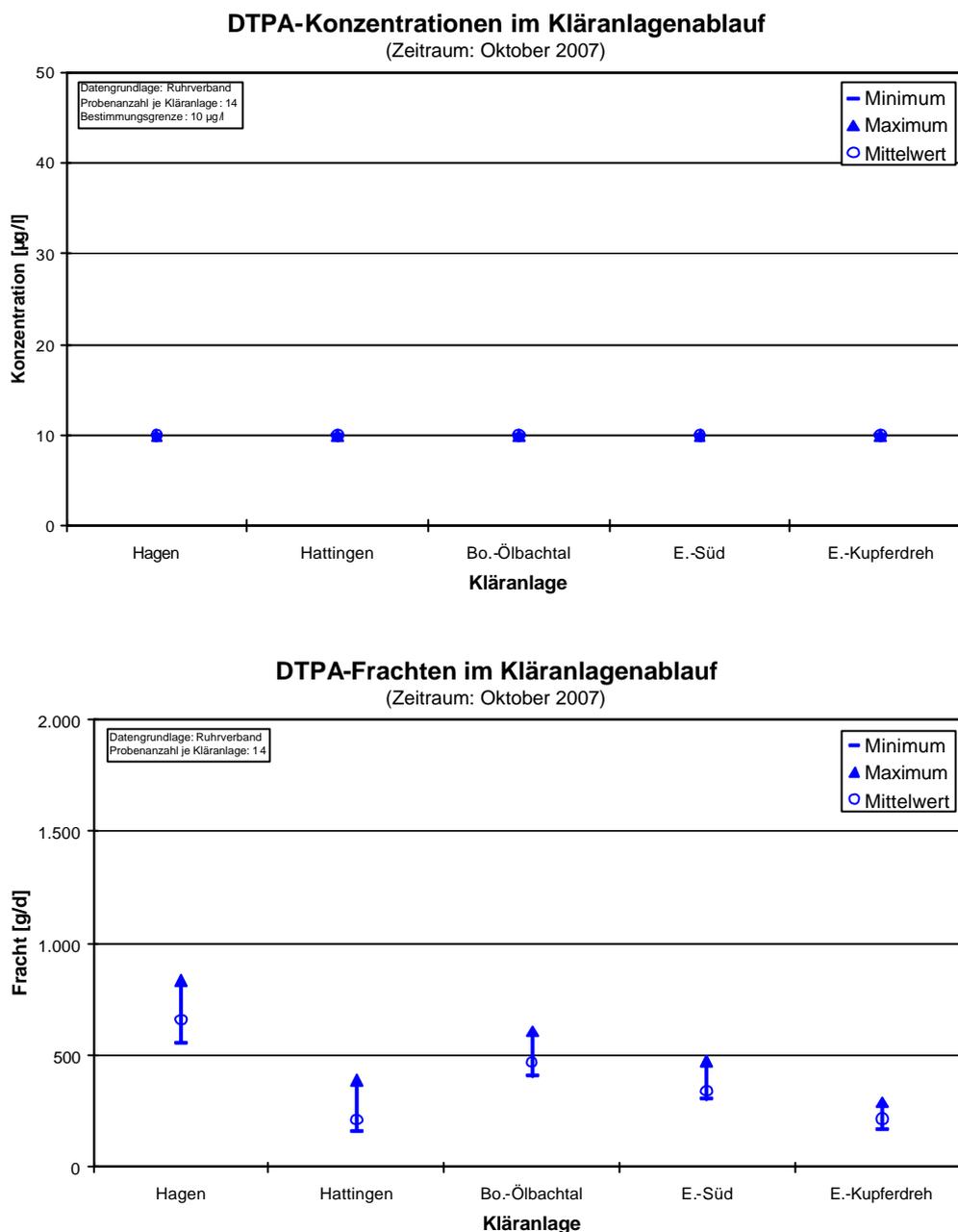


Bild 4.13: Konzentrationen und Frachten von DTPA im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

Im Januar und Februar 2008 wurden die Abläufe von zwölf Kläranlagen über einen Zeitraum von ca. einem Monat bis zu sechsmal beprobt und auf EDTA und DTPA analysiert. In Bild 4.14 und Bild 4.15 sind die Minimal-, Maximal- und Mittelwerte dieser Beprobungskampagne dargestellt. In jeder Probe wurden EDTA-Konzentrationen oberhalb von 10 µg/l ermittelt, wobei die mittleren Konzentrationen zwischen 12 und 44 µg/l betragen (Bild 4.14; Ausnahme Hagen-Boele mit einem Mittelwert von 1.366 µg/l). Während die Konzentrationen der Kläranlage Arnsberg-Neheim deutlich über dem Durchschnitt lagen,

waren die mittleren Werte im Ablauf der Kläranlagen Menden und Gevelsberg deutlich niedriger als der Durchschnitt. Hier wurden Maximalkonzentrationen um 13 µg/l bestimmt. Mit Ausnahme der Kläranlagen Arnsberg-Wildshausen und Arnsberg-Neheim betragen die durchschnittlichen DTPA-Konzentrationen weniger als 5 µg/l (Bild 4.15).

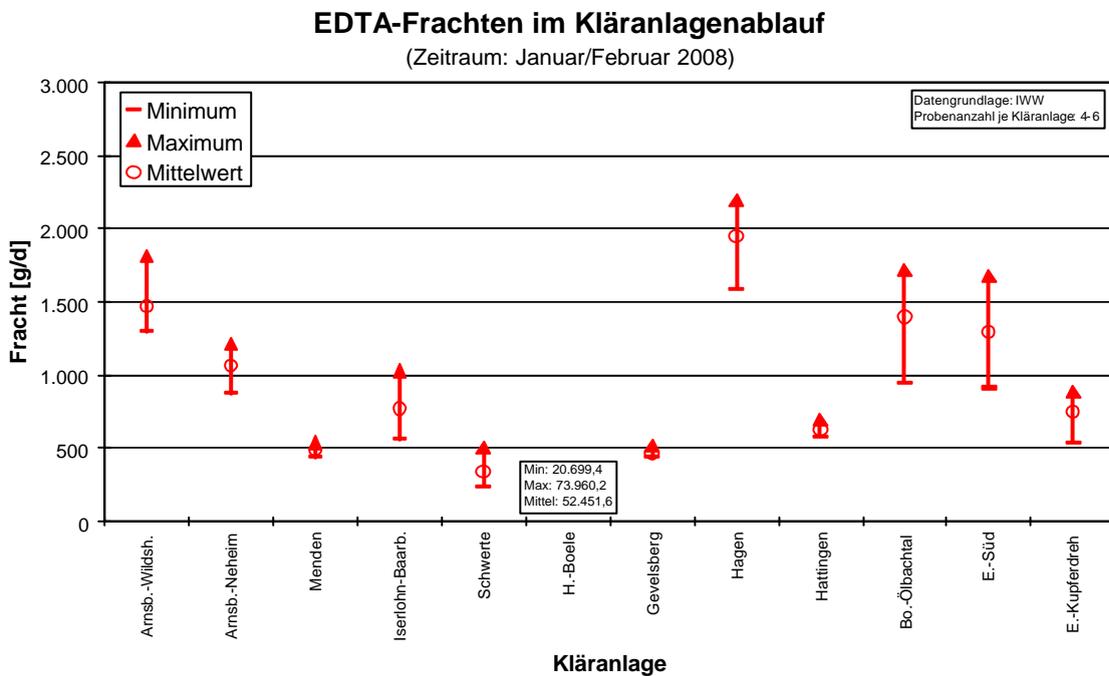
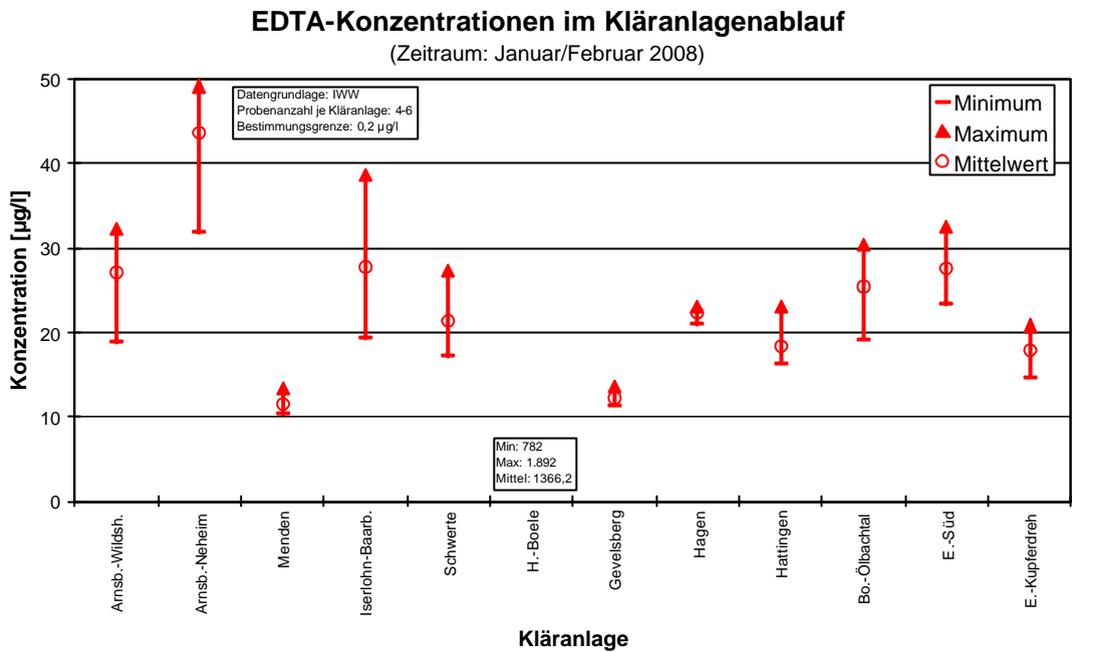


Bild 4.14: Konzentrationen und Frachten von EDTA im Ablauf von 12 Kläranlagen

Die durchschnittlichen EDTA-Frachten im Abwasser der zwölf untersuchten Kläranlagen betragen zwischen 340 und 1.950 g/d; die höchsten Frachten mit Maximalwerten über 70.000 g/d wurden im Abwasser der Anlage Hagen-Boele ermittelt. Die berechneten mittleren DTPA-Frachten liegen mit Ausnahme der Kläranlage Arnsberg-Wildshausen (Mittelwert 750 g/d) und Hagen-Boele (Mittelwert 80.000 g/d) zwischen 60 und 300 g/d.

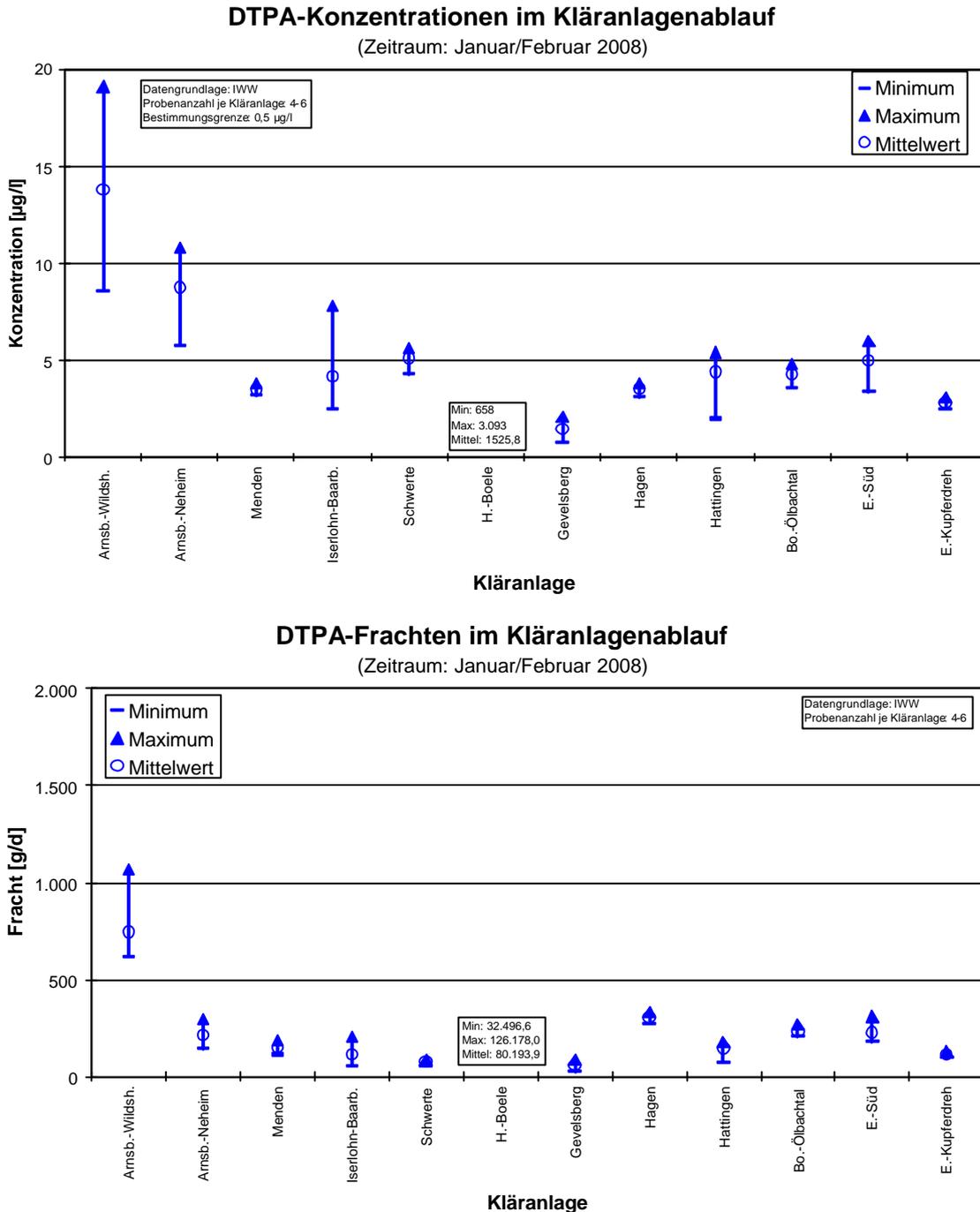


Bild 4.15: Konzentrationen und Frachten von DTPA im Ablauf von 12 Kläranlagen

Hauptemittent der Verbindung DTPA ist der Industriebetrieb Stora Enso Kabel GmbH & Co. KG in Hagen, der holzartige gestrichene Druckpapiere mit einer genehmigten

Kapazität von 750.000 t/a herstellt. Stora Enso Kabel verfügt seit 1970 über eine eigene mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage, in der in Kooperation mit dem Ruhrverband neben dem Abwasser aus der Papierproduktion auch häusliches Abwasser gereinigt wird. Die Abwässer gelangen in die Lenne. Die Ergebnisse der Untersuchungen des LANUV NRW im Zeitraum Februar 2005 bis Juni 2007 sind in Bild 4.16 graphisch dargestellt. DTPA wurde in diesem Zeitraum in einem Konzentrationsbereich von 3.200 bis über 12.000 µg/l nachgewiesen; die Konzentrationen schwankten jedoch erheblich. Mit Werten zwischen 200 und 1.700 µg/l waren die Konzentrationen von EDTA im Abwasser deutlich niedriger. Die Konzentrationen für NTA lagen um mehrere Größenordnungen niedriger und betragen zwischen 2 und 11 µg/l.

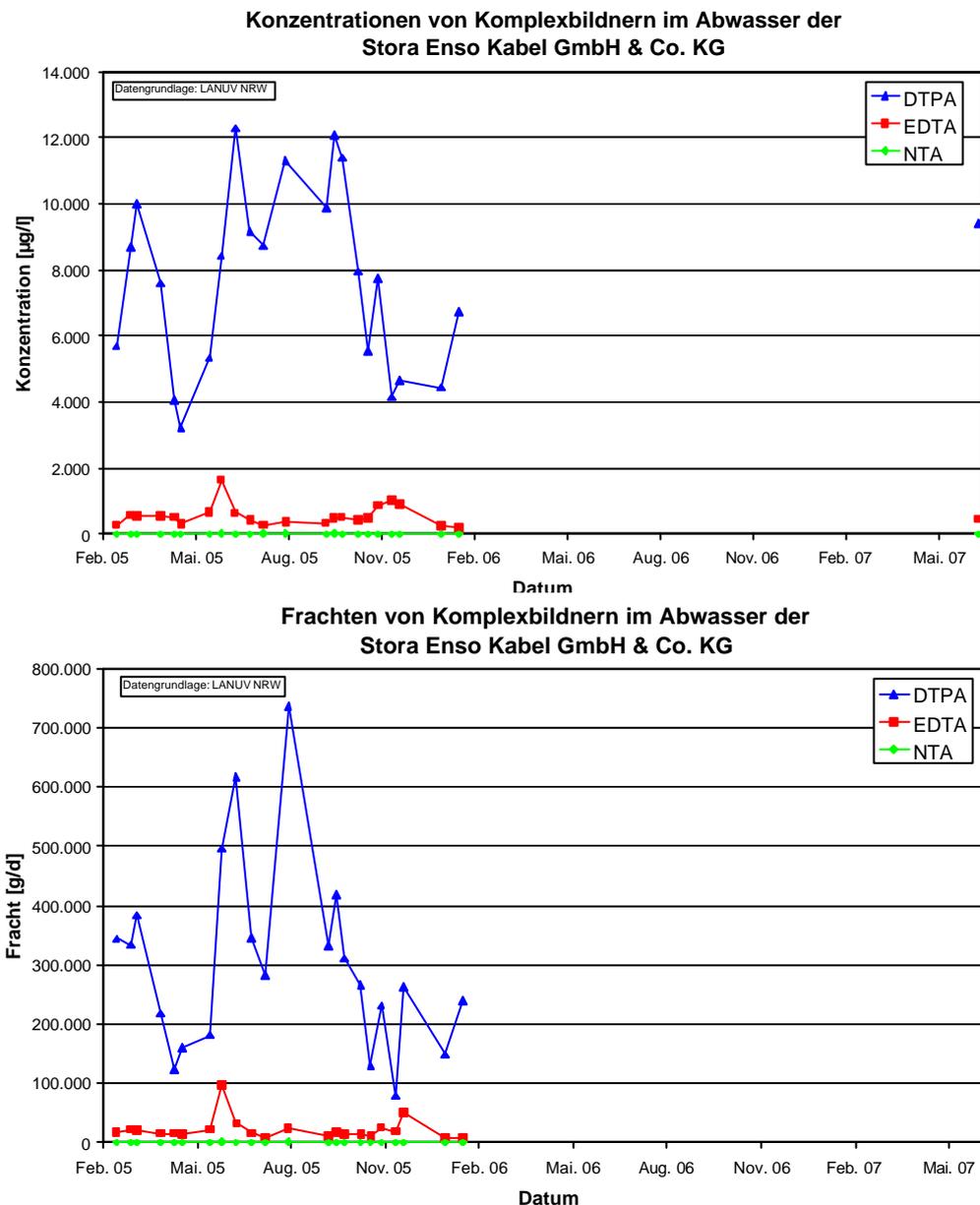


Bild 4.16: Konzentrationen und Frachten von DTPA, EDTA und NTA im Abwasser der Stora Enso Kabel GmbH & Co. KG

Die DTPA-Frachten im Abwasser der Stora Enso Kabel sind sehr hoch und schwanken zwischen 80.000 und 740.000 g/d. Die Tagesfrachten für EDTA liegen zwischen 7.300 und 98.000 g/d, während die Frachten für NTA mit Werten zwischen 69 und 642 g/d deutlich niedriger sind. Die immense Bedeutung der Befrachtung der Vorfluter mit Komplexbildnern durch Stora Enso Kabel wird deutlich, wenn man diese Frachten mit der Fracht vergleicht, die über alle kommunalen Kläranlagen in die Ruhr eingetragen wird. Der im Untersuchungszeitraum von Februar 2005 bis Mai 2007 berechnete Mittelwert von ca. 330.000 g/d für die Summe der Komplexbildner DTPA, EDTA und NTA im Abwasser des Betriebes ist zehnmal höher als die Tagesfracht aller anderen kommunalen Kläranlagen zusammen von 33.107 g/d.

4.3.3 Phosphororganische Flammenschutzmittel

Für die Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten der phosphororganischen Flammenschutzmittel in den Abläufen der kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes wurden die in der Tabelle 4.8 aufgeführten Daten verwendet. Die Untersuchungsergebnisse aus dem Zeitraum Februar bis März 2005 und aus Oktober 2007 wurden vom Ruhrverband zur Verfügung gestellt. Die Daten sind im Anhang tabellarisch dargestellt.

Tabelle 4.8: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von Flammenschutzmitteln in den Kläranlagenabläufen

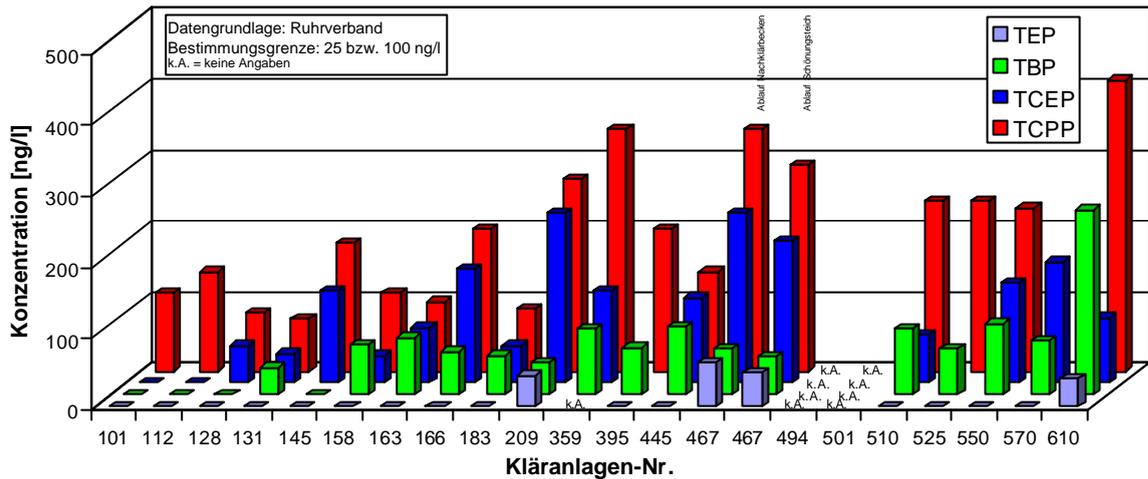
Untersuchung s-umfang	Parameter	Zeitraum	Quelle
22 Kläranlagen	Triethylphosphat (TEP) Tripropylphosphat Tributylphosphat (TBP) Tris(chlorethyl)phosphat (TCEP) Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP) Tris(ethylhexyl)phosphat (TEHP) Triphenylphosphat (TPP) Tritolylphosphat	Feb./Mrz. 2005	Ruhrverband
5 Kläranlagen	Tributylphosphat (TBP) Tris(chlorethyl)phosphat (TCEP) Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP) Tris(dichloroisopropyl)phosphat (TDCP)	03.10. - 16.10.2007	Ruhrverband
12 Kläranlagen	Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	13.01. - 14.02.2008	IWW

In den im Zeitraum Februar bis März 2005 untersuchten Abläufen von 22 kommunalen Kläranlagen wurden vier von acht untersuchten phosphororganischen Verbindungen nachgewiesen (Bild 4.17). Hierbei handelt es sich um die Stoffe Triethylphosphat (TEP), Tributylphosphat (TBP), Tris(chlorethyl)-phosphat (TCEP) und Tris(chlorisopropyl)-phosphat (TCPP). Die Konzentrationen erreichten Werte von bis zu 410 ng/l. Am

häufigsten und im Vergleich zu den übrigen Verbindungen in höchsten Konzentrationen wurde TCPH beobachtet. Die Konzentrationen vom TCEP, TBP und TEP überschritten nur selten einen Wert von 200 ng/l. Die Werte für die Verbindungen Tripropylphosphat, Tris(ethylhexyl)phosphat (TEHP), Triphenylphosphat (TPP) und Tritolylphosphat lagen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

Konzentrationen von Flammschutzmitteln im Kläranlagenablauf

(Zeitraum: Februar/März 2005)



Frachten von Flammschutzmitteln im Kläranlagenablauf

(Zeitraum: Februar/März 2005)

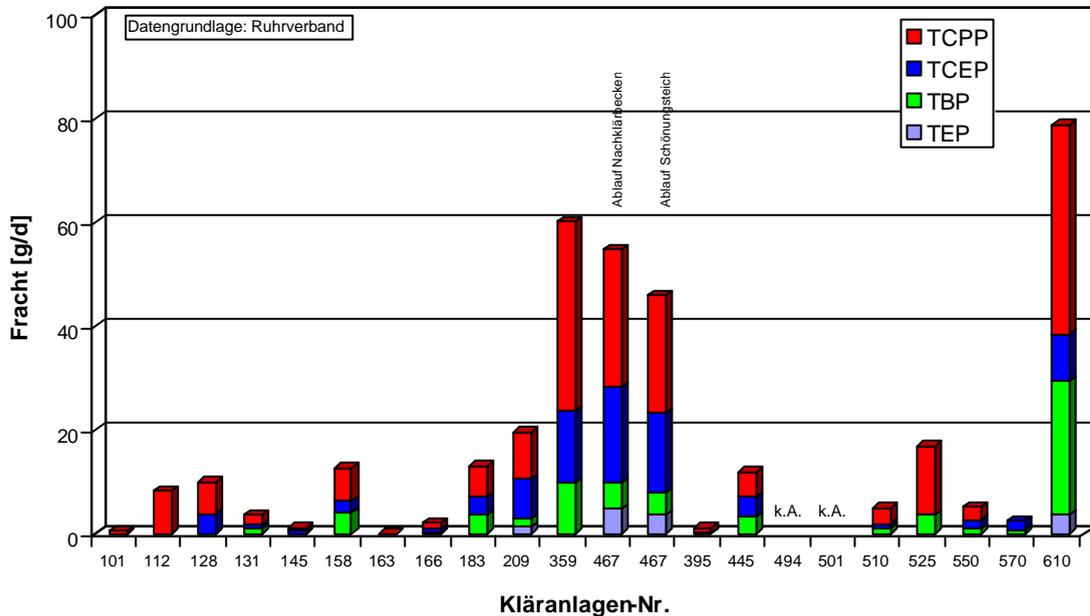


Bild 4.17: Konzentrationen und Frachten von Flammschutzmitteln im Kläranlagenablauf

Auf Basis der oben aufgeführten Datengrundlage wurden Frachtberechnungen durchgeführt, um die kommunalen Kläranlagen mit den höchsten Emissionen von Flammschutzmitteln in die Ruhr und deren Nebengewässer zu identifizieren. Hierzu

wurden die Konzentrationen von TEP, TCEP, TBP und TCPP in den 24 h-Mischproben der Abläufe mit der entsprechenden Tagesabwassermenge multipliziert. Die berechneten Frachten der Flammschutzmittel (Summe der im Ablauf nachgewiesenen Verbindungen) sind für den Zeitraum Februar bis März 2005 in Bild 4.17 graphisch dargestellt. Von den 22 untersuchten kommunalen Kläranlagen sind die drei Anlagen Hagen (359), Bochum-Ölbachtal (467) und Duisburg-Kasslerfeld (610) die Hauptemittenten, deren Tagesfrachten zwischen 46 g/d (Bochum-Ölbachtal) und 79 g/d (Duisburg-Kasslerfeld) betragen. Die Tagesfrachten in den übrigen Kläranlagenabläufen lagen z. T. deutlich unterhalb von 20 g/d.

Im Oktober 2007 wurden die Abläufe der großen Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh über einen Zeitraum von 14 Tage täglich beprobt und auf TCPP, TCEP, TBP und TDCP analysiert. Die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie die berechneten Mittelwerte dieser Beprobungskampagne sind in der Tabelle 4.9 dargestellt.

Tabelle 4.9: Konzentrationen und Frachten der phosphororganischen Verbindungen TBP, TCEP, TDCP und TCPP im Ablauf von fünf kommunalen Kläranlagen (Untersuchungszeitraum: 03.10. – 16.10.2007)

Konzentration	Kläranlage	Einheit	Hagen	Hattingen	Bo.-Ölbachtal	E.-Süd	E.-Kupferdreh
	Kläranlagen-Nr.		359	445	467	515	525
TBP	Minimum	µg/l	0,06	0,09	0,07	0,08	0,07
	Maximum	µg/l	0,35	0,56	0,78	0,65	0,38
	Mittelwert	µg/l	0,20	0,21	0,27	0,29	0,16
TCEP	Minimum	µg/l	0,08	0,11	0,15	0,09	0,10
	Maximum	µg/l	0,15	0,62	0,30	0,20	0,84
	Mittelwert	µg/l	0,12	0,25	0,19	0,13	0,29
TDCP	Minimum	µg/l	0,09	0,10	0,07	0,06	0,05
	Maximum	µg/l	0,16	0,30	0,16	0,20	0,31
	Mittelwert	µg/l	0,13	0,14	0,11	0,10	0,13
TCPP	Minimum	µg/l	0,50	0,36	0,48	0,36	0,50
	Maximum	µg/l	1,30	2,30	1,30	0,96	2,40
	Mittelwert	µg/l	0,80	0,99	0,95	0,64	1,11
Fracht	Kläranlage	Einheit	Hagen	Hattingen	Bo.-Ölbachtal	E.-Süd	E.-Kupferdreh
	Kläranlagen-Nr.		359	445	467	515	525
TBP	Minimum	g/d	3,8	1,6	3,4	2,7	1,2
	Maximum	g/d	22,8	10,9	32,0	22,0	7,6
	Mittelwert	g/d	12,6	4,4	12,8	9,8	3,3
TCEP	Minimum	g/d	4,6	2,1	6,2	2,9	2,0
	Maximum	g/d	11,7	11,9	13,8	7,6	19,5
	Mittelwert	g/d	8,3	5,2	8,9	4,6	6,6
TDCP	Minimum	g/d	4,9	1,8	3,0	2,0	1,0
	Maximum	g/d	10,5	5,8	7,4	6,9	7,2
	Mittelwert	g/d	8,7	3,0	5,0	3,6	2,8
TCPP	Minimum	g/d	39,8	8,2	23,6	13,2	14,5
	Maximum	g/d	79,8	44,3	61,7	29,3	53,4
	Mittelwert	g/d	51,5	20,4	43,6	21,6	24,1

Die höchsten Konzentrationen wurden für die Verbindung TCPP ermittelt: Während die durchschnittlichen Konzentrationen von TBP, TCEP und TDCP in den Abwässern weniger

als 0,3 µg/l betragen, lagen die Mittelwert für TCPP zwischen 0,6 und 1,1 µg/l. In den Abläufen der Kläranlagen Hattingen und Essen-Kupferdreh überstiegen die Maximalkonzentrationen einen Wert von 2 µg/l (Bild 4.18).

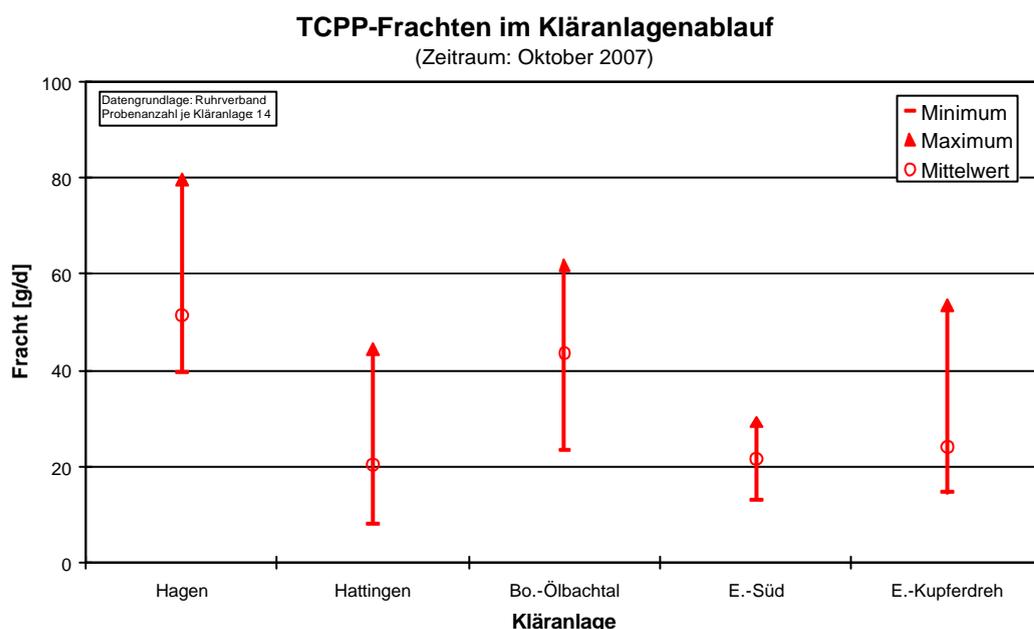
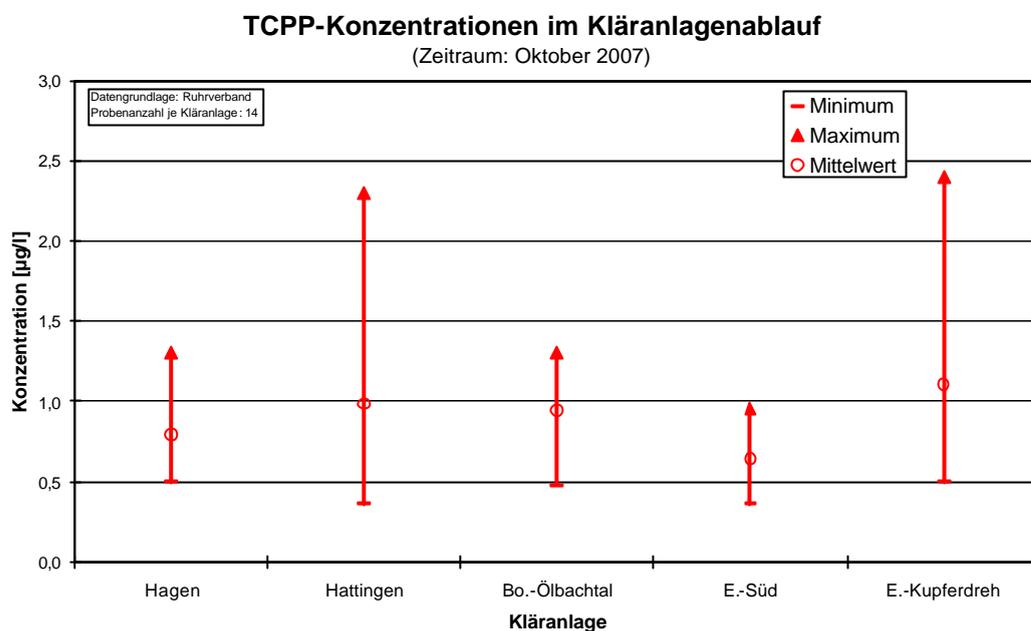


Bild 4.18: Konzentrationen und Frachten von TCPP im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

Das Flammschutzmittel mit dem höchsten Frachtanteil in den fünf untersuchten Kläranlagenabläufen ist TCPP mit durchschnittlichen Tagesfrachten zwischen 20 und 52 g/d (Tabelle 4.9, Bild 4.18). Die durchschnittlichen Frachten der übrigen Verbindungen lagen in der Regel unterhalb von 10 g/d. Die Abwässer der Kläranlagen Hagen und Bochum-

Ölbachtal sind im Vergleich zu den Abwässern der übrigen Kläranlagen deutlich höher mit phosphororganischen Verbindungen befrachtet.

Die Frachten von TCPP und TCEP in den Kläranlagenabläufen weisen eine gute bis sehr gute Korrelation mit den an die Kläranlagen angeschlossenen Einwohnern auf (Bild 4.19). Auf Basis der Messergebnisse der 22 untersuchten Kläranlagen wurden einwohner-spezifische Frachten von $1,47 \cdot 10^{-4} \text{ g} \cdot \text{E}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ für TCPP und $6,46 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{E}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ für TCEP berechnet.

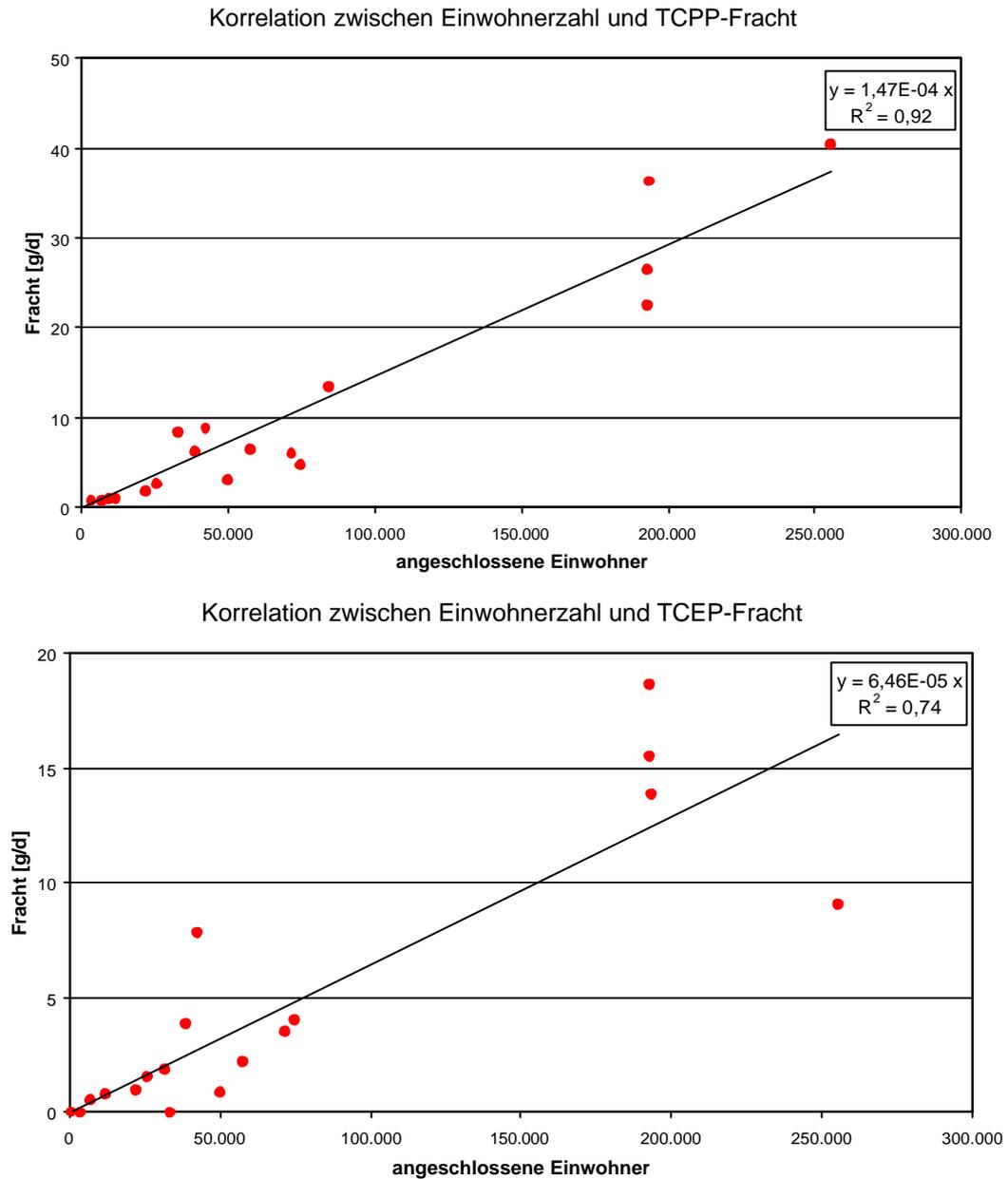


Bild 4.19: Korrelation zwischen angeschlossenen Einwohnern und der TCPP- und TCEP-Fracht im Abwasser

Im Januar und Februar 2008 wurden die Abläufe von zwölf Kläranlagen über einen Zeitraum von ca. einem Monat bis zu sechsmal beprobt und auf TCPP analysiert. Die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie die berechneten Mittelwerte dieser Beprobungskampagne sind in Bild 4.20 dargestellt.

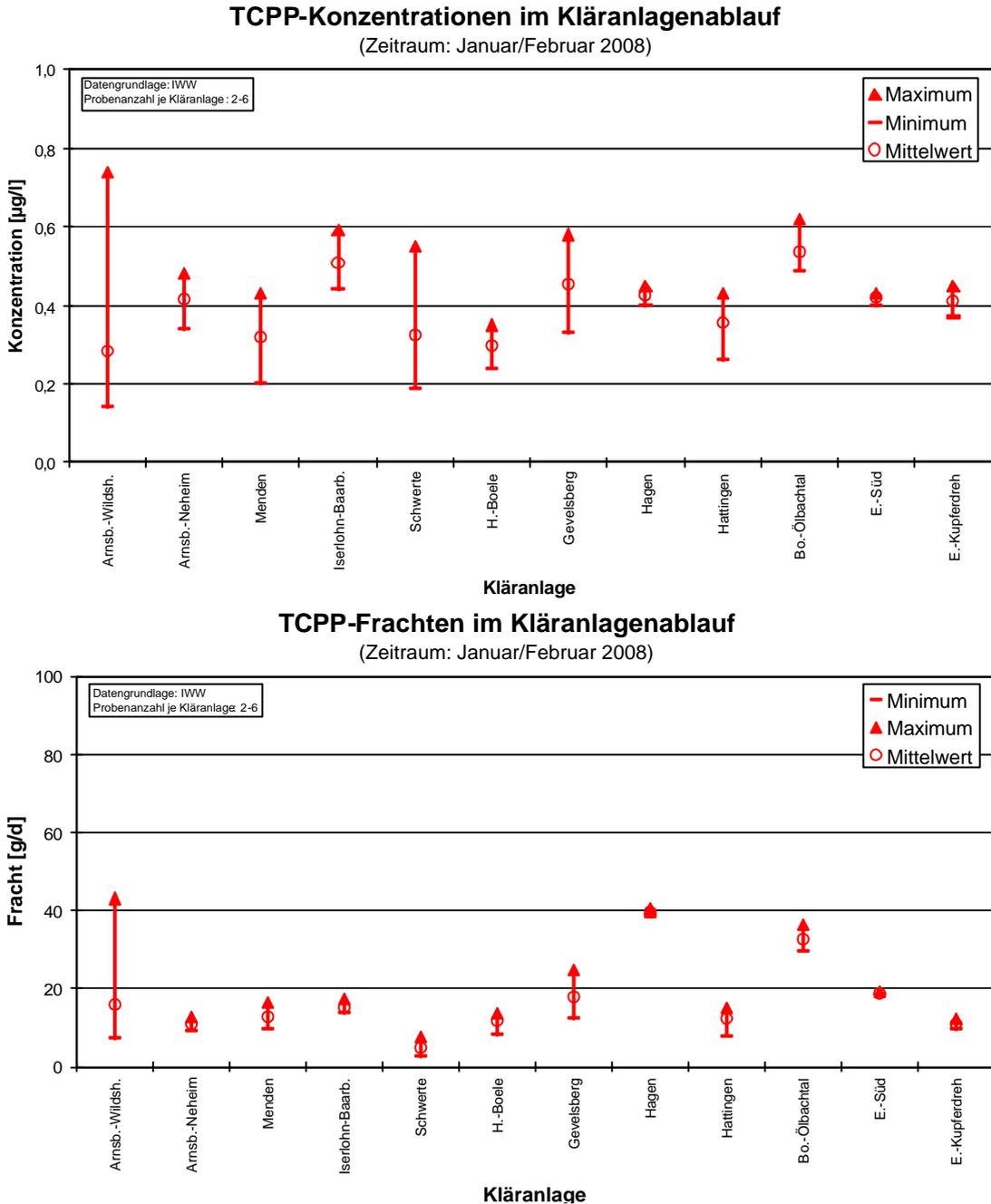


Bild 4.20: Konzentrationen und Frachten von TCPP im Ablauf von 12 Kläranlagen

Im Abwasser der untersuchten Kläranlagen wurden Konzentrationen von TCPP zwischen 0,1 und 0,7 µg/l ermittelt; die durchschnittlichen Konzentrationen lagen in einem engen Konzentrationsbereich von 0,3 bis 0,5 µg/l (Bild 4.20).

Die durchschnittlichen Tagesfrachten von TCPP liegen in der Regel unterhalb von 20 g/d (Bild 4.20). Die Abwässer der Kläranlagen Hagen und Bochum-Ölbachtal sind im Vergleich zu den Abwässern der übrigen Kläranlagen deutlich höher mit phosphororganischen Verbindungen befrachtet (Kläranlage Hagen: Mittelwert 40 g/d, Kläranlage Bochum-Ölbachtal: Mittelwert 33 g/d).

4.3.4 Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel

Für die Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten der Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel in den Abläufen der kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes wurden die in der Tabelle 4.10 aufgeführten Daten verwendet. Die Kläranlagenabläufe wurden in der Vergangenheit nicht systematisch auf Arzneistoffe untersucht. So beschränkten sich die Untersuchungen bisher auf die drei Kläranlagen Hattingen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Rellinghausen, deren Abwässer in einem Zeitraum von 2000 bis 2002 beprobt wurden. Die 24 h- und Wochenmischproben wurden auf 12 Arzneistoffe analysiert. Ergänzend wurden im Oktober 2007 die Abläufe der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh über einen Zeitraum von 14 Tage täglich beprobt und auf Carbamazepin sowie die Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Amidotrizoesäure untersucht. Die Untersuchungsergebnisse stammen vom Ruhrverband und wurden ergänzt um Daten, die das IWW im Rahmen dieses Projektes an 12 Kläranlagen erhoben hat (Parameter Carbamazepin und Amidotrizoesäure). Die Daten sind im Anhang tabellarisch dargestellt.

Tabelle 4.10: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln in den Kläranlagenabläufen

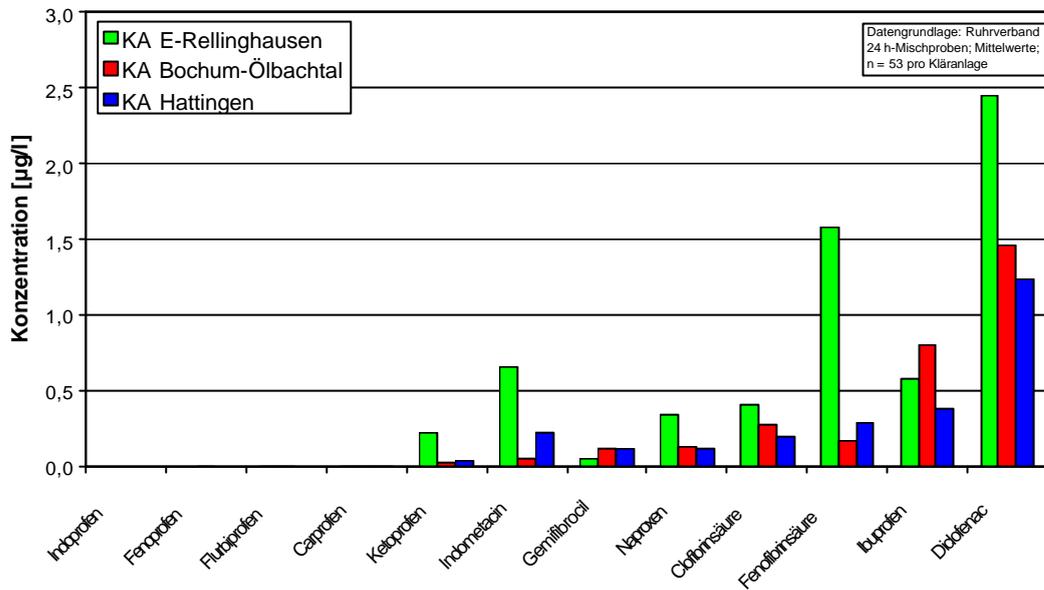
Untersuchungsumfang	Parameter	Zeitraum	Quelle
3 Kläranlagen	12 Arzneistoffe	2000 - 2002	Ruhrverband
5 Kläranlagen	Carbamazepin, Iopamidol, Amidotrizoesäure	03.10.-16.10.2007	Ruhrverband
12 Kläranlagen	Carbamazepin, Amidotrizoesäure	13.01.-14.02.2008	IWW

Die Konzentrationen und berechneten Frachten der Untersuchungen der Abläufe der Kläranlagen Hattingen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Rellinghausen werden exemplarisch anhand der 24 h-Mischproben aus dem Zeitraum März 2001 bis April 2002 in Bild 4.21 und in der Tabelle 4.11 dargestellt. Die Ergebnisse der Untersuchungen der Wochenmischproben aus dem Zeitraum April 2000 bis Juni 2002 sind dem Anhang zu entnehmen.

Von 12 untersuchten Arzneistoffen wurden acht regelmäßig in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Nur selten beobachtet wurden die Verbindungen Indoprofen, Fenoprofen, Fluriprofen und Carprofen (Bild 4.21). Die hinsichtlich ihrer Konzentrationen bedeutendsten Arzneistoffe waren die Analgetika Diclofenac und Ibuprofen. Die Maximalwerte erreichten für Ibuprofen 3,8 µg/l und für Diclofenac 5,8 µg/l (Tabelle 4.11). Die berechneten Mittelwerte lagen für Diclofenac zwischen 1,2 und 2,5 µg/l und für Ibuprofen 0,4 bis 0,8 µg/l. Im Vergleich der Kläranlagen wurden die höchsten Durchschnittswerte in der Kläranlage Essen-Rellinghausen beobachtet.

Mittlere Konzentrationen von Arzneistoffen im Kläranlagenablauf

(Zeitraum: März 2001 - April 2002)



Mittlere Frachten von Arzneistoffen im Kläranlagenablauf

(Zeitraum: März 2001 - April 2002)

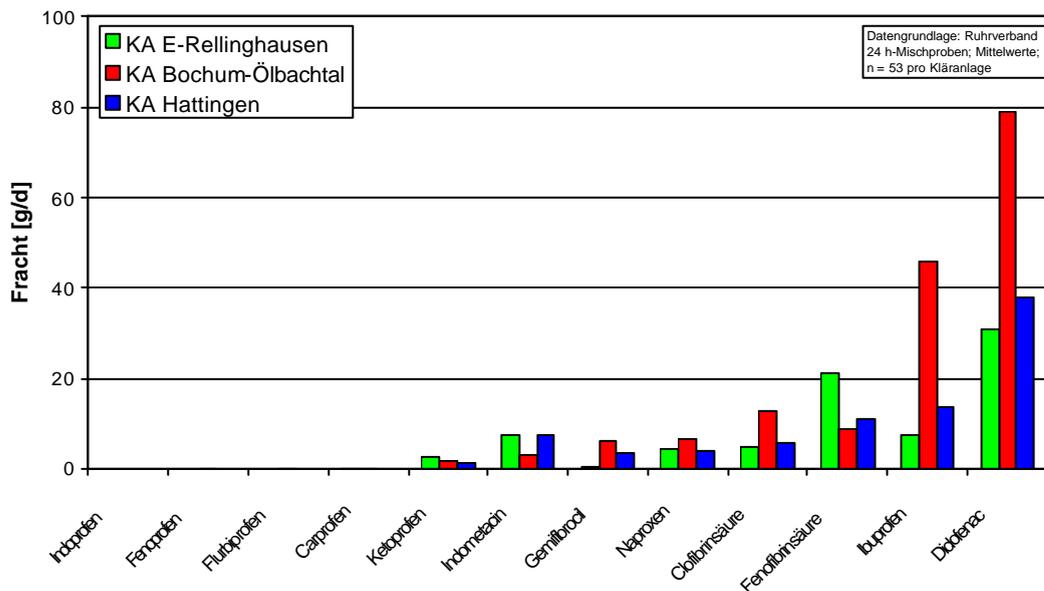


Bild 4.21: Mittlere Konzentrationen und Frachten von Arzneistoffen im Ablauf von ausgewählten Kläranlagen

Die berechneten mittleren Frachten lagen für die Verbindungen Ibuprofen zwischen 7 und 46 g/d und für Diclofenac zwischen 31 und 79 g/d. Insgesamt ist die höchste Stoffbefrachtung in der Kläranlage Bochum-Ölbachtal festzustellen (Bild 4.21).

Tabelle 4.11: Konzentrationen, Frachten und einwohnerspezifische Frachten von 12 Arzneistoffen im Ablauf der Kläranlagen Hattingen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Rellinghausen

		Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$]											
Kläranlage	24 h-Mischproben	Indoprofen	Fenoprofen	Flurbiprofen	Carprofen	Ketoprofen	Indometacin	Gemifibrocil	Naproxen	Clofibrinsäure	Fenofibrinsäure	Ibuprofen	Diclofenac
Hattingen	Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,05	0,16
	Maximum	0,00	0,00	0,00	0,04	0,26	2,30	0,34	0,58	0,50	2,00	1,40	4,80
	Mittelwert	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,23	0,11	0,12	0,20	0,28	0,39	1,23
Bo.-Ölbachtal	Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,07	0,54
	Maximum	0,00	0,07	0,05	0,03	0,12	0,14	0,26	0,44	1,30	0,27	3,80	3,00
	Mittelwert	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,05	0,12	0,12	0,28	0,17	0,80	1,46
E.-Rellinghausen	Minimum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,29	0,00	0,72
	Maximum	0,00	0,02	0,05	0,04	0,60	3,00	0,21	1,30	2,00	5,00	3,80	5,80
	Mittelwert	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,66	0,05	0,35	0,41	1,58	0,58	2,45
		Frachten [g/d]											
Kläranlage	24 h-Mischproben	Indoprofen	Fenoprofen	Flurbiprofen	Carprofen	Ketoprofen	Indometacin	Gemifibrocil	Naproxen	Clofibrinsäure	Fenofibrinsäure	Ibuprofen	Diclofenac
Hattingen	Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,7	5,3
	Maximum	0,0	0,0	0,0	0,5	13,4	118,4	11,8	29,9	24,7	103,0	72,1	247,2
	Mittelwert	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	7,4	3,3	4,1	5,7	11,1	13,7	37,8
Bo.-Ölbachtal	Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	2,6	13,9
	Maximum	0,0	2,3	1,4	1,1	10,4	9,5	19,7	23,0	67,4	18,6	212,0	207,1
	Mittelwert	0,0	0,0	0,1	0,0	1,8	3,0	6,3	6,5	12,8	8,8	45,7	78,9
E.-Rellinghausen	Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	3,6	0,0	12,9
	Maximum	0,0	0,2	0,5	0,7	9,6	30,6	2,5	14,8	19,5	72,5	37,1	64,0
	Mittelwert	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	7,4	0,6	4,3	5,0	21,2	7,4	30,7
		Einwohnerspezifische Frachten [$\mu\text{g/E}\cdot\text{d}$]											
Kläranlage	24 h-Mischproben	Indoprofen	Fenoprofen	Flurbiprofen	Carprofen	Ketoprofen	Indometacin	Gemifibrocil	Naproxen	Clofibrinsäure	Fenofibrinsäure	Ibuprofen	Diclofenac
Hattingen	Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34,4	0,0	10,1	71,6
	Maximum	0,0	0,0	0,0	6,7	181,3	1603,8	160,3	404,4	334,7	1394,6	976,2	3347,0
	Mittelwert	0,0	0,0	0,0	0,1	16,7	100,7	45,3	55,1	77,9	150,4	185,9	513,3
Bo.-Ölbachtal	Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,1	21,3	113,1
	Maximum	0,0	18,6	11,6	9,0	56,1	71,3	106,6	187,7	549,3	148,2	1.245,9	1.481,9
	Mittelwert	0,0	0,4	0,6	0,3	11,7	20,8	45,1	44,8	101,5	63,3	319,4	555,0
E.-Rellinghausen	Minimum	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38,2	70,7	0,0	257,3
	Maximum	0,0	4,3	9,2	14,6	192,0	607,5	50,3	295,7	388,2	1440,5	737,5	1271,4
	Mittelwert	0,0	0,1	0,2	0,5	57,0	147,6	12,3	85,0	100,0	423,1	147,6	611,2

Im Oktober 2007 wurden die Abläufe der großen Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh über einen Zeitraum von 14 Tage täglich beprobt und auf Carbamazepin, Iopamidol und Amidotrizoesäure analysiert. Die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie die berechneten Mittelwerte dieser Beprobungskampagne sind in der Tabelle 4.12 dargestellt.

Tabelle 4.12: Konzentrationen und Frachten der Arzneistoffe Carbamazepin, Iopamidol und Amidotrizoesäure im Ablauf von fünf kommunalen Kläranlagen (Untersuchungszeitraum: 03.10. – 16.10.2007)

Konzentration	Kläranlage	Einheit	Hagen	Hattingen	Bo.-Ölbachtal	E.-Süd	E.-Kupferdreh
	Kläranlagen-Nr.		359	445	467	515	525
Iopamidol	Minimum	µg/l	0,50	1,30	1,10	2,30	0,50
	Maximum	µg/l	5,40	6,00	3,80	17,00	4,10
	Mittelwert	µg/l	2,05	3,34	2,32	8,81	1,99
Carbamazepin	Minimum	µg/l	0,77	0,61	0,66	0,74	0,96
	Maximum	µg/l	1,38	1,23	1,40	1,20	1,85
	Mittelwert	µg/l	1,09	0,98	1,11	1,05	1,34
Amidotrizoesäure	Minimum	µg/l	1,01	0,49	2,03	1,51	
	Maximum	µg/l	5,05	1,08	4,69	5,54	
	Mittelwert	µg/l	2,58	0,80	3,21	3,53	
Fracht	Kläranlage	Einheit	Hagen	Hattingen	Bo.-Ölbachtal	E.-Süd	E.-Kupferdreh
	Kläranlagen-Nr.		359	445	467	515	525
Iopamidol	Minimum	g/d	32	30	52	79	11
	Maximum	g/d	332	167	167	552	81
	Mittelwert	g/d	128	70	106	294	42
Carbamazepin	Minimum	g/d	63	15	40	30	24
	Maximum	g/d	80	48	59	39	43
	Mittelwert	g/d	70	21	51	35	28
Amidotrizoesäure	Minimum	g/d	65	10	95	55	
	Maximum	g/d	312	38	200	176	
	Mittelwert	g/d	167	17	148	118	

Erhöhte Konzentrationen wurden für die Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Amidotrizoesäure ermittelt, die zwischen 0,5 und 17 µg/l lagen. Die berechneten Mittelwerte betragen zwischen 0,8 und 8,8 µg/l. Deutlich niedrigere Werte wurden für Carbamazepin beobachtet; die Durchschnittskonzentrationen in den Abläufen der betrachteten Kläranlagen unterschieden sich nur geringfügig und lagen in einem Bereich zwischen 1 und 1,3 µg/l. Die Qualität des Ablaufs der Kläranlage Essen-Süd unterscheidet sich bezüglich des Parameters Iopamidol deutlich von der in den anderen Kläranlagen. Die durchschnittliche Iopamidol-Konzentration von ca. 9 µg/l lag im Ablauf dieser Kläranlage um das Drei- bis Vierfache höher als in den Abläufen der übrigen Kläranlagen (Bild 4.22).

Die berechneten Tagesfrachten für die Röntgenkontrastmittel Iopamidol und Amidotrizoesäure unterschieden sich zwischen den einzelnen Kläranlagen deutlich. Während die Tagesfrachten in den Abläufen der Kläranlagen Hattingen und Essen-Kupferdreh unterhalb von 100 g/d lagen, wurde dieser Wert in den anderen Kläranlagen zum Teil deutlich überschritten. In der Kläranlage Essen-Süd wurde eine maximale Tagesfracht von Iopamidol von 550 g/d beobachtet. Deutlich niedriger waren die Frachten

von Carbamazepin in den Kläranlagenabläufen; die durchschnittlichen Werte lagen zwischen 20 und 70 g/d (Bild 4.23).

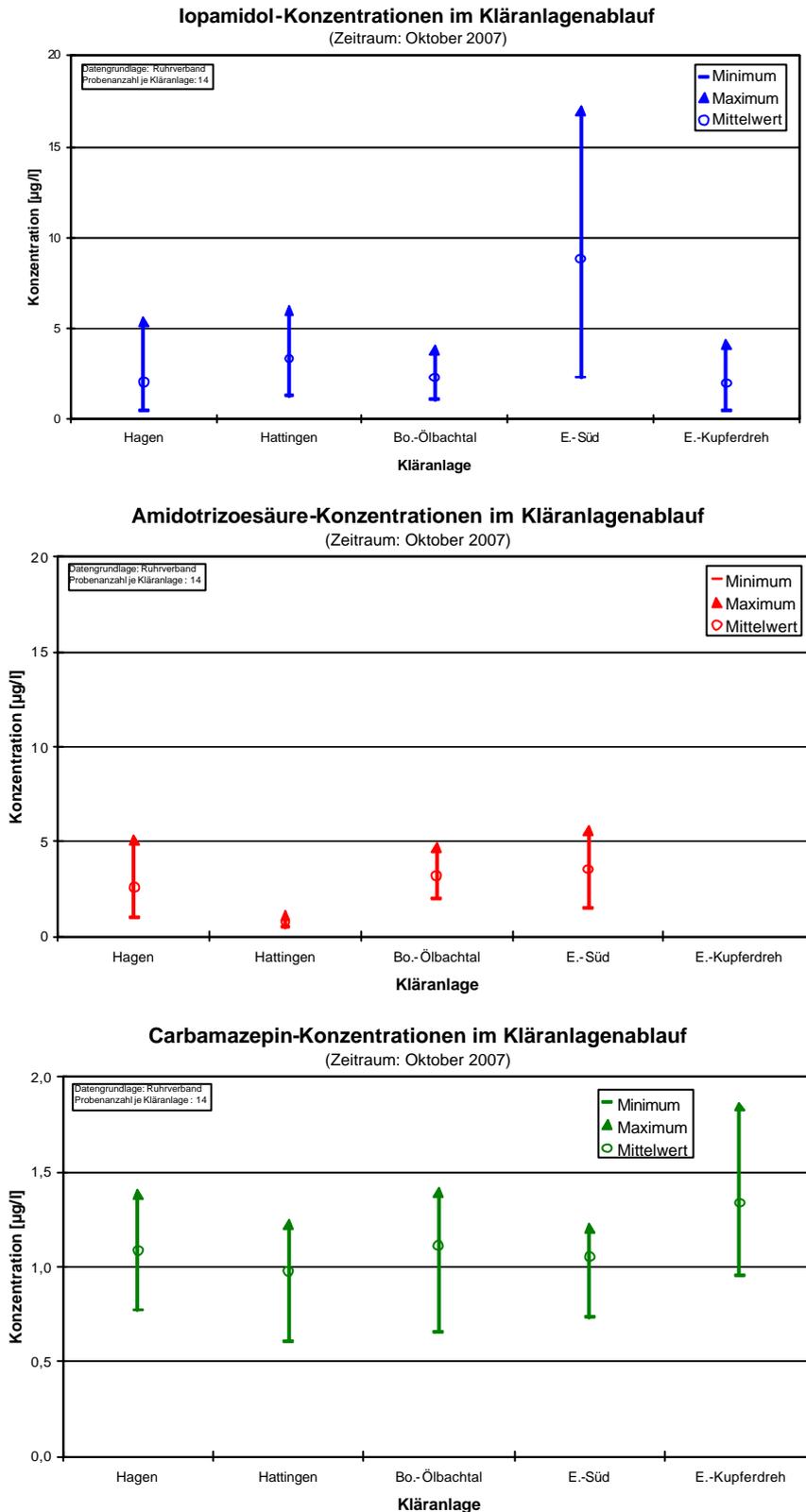


Bild 4.22: Konzentrationen von Iopamidol, Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

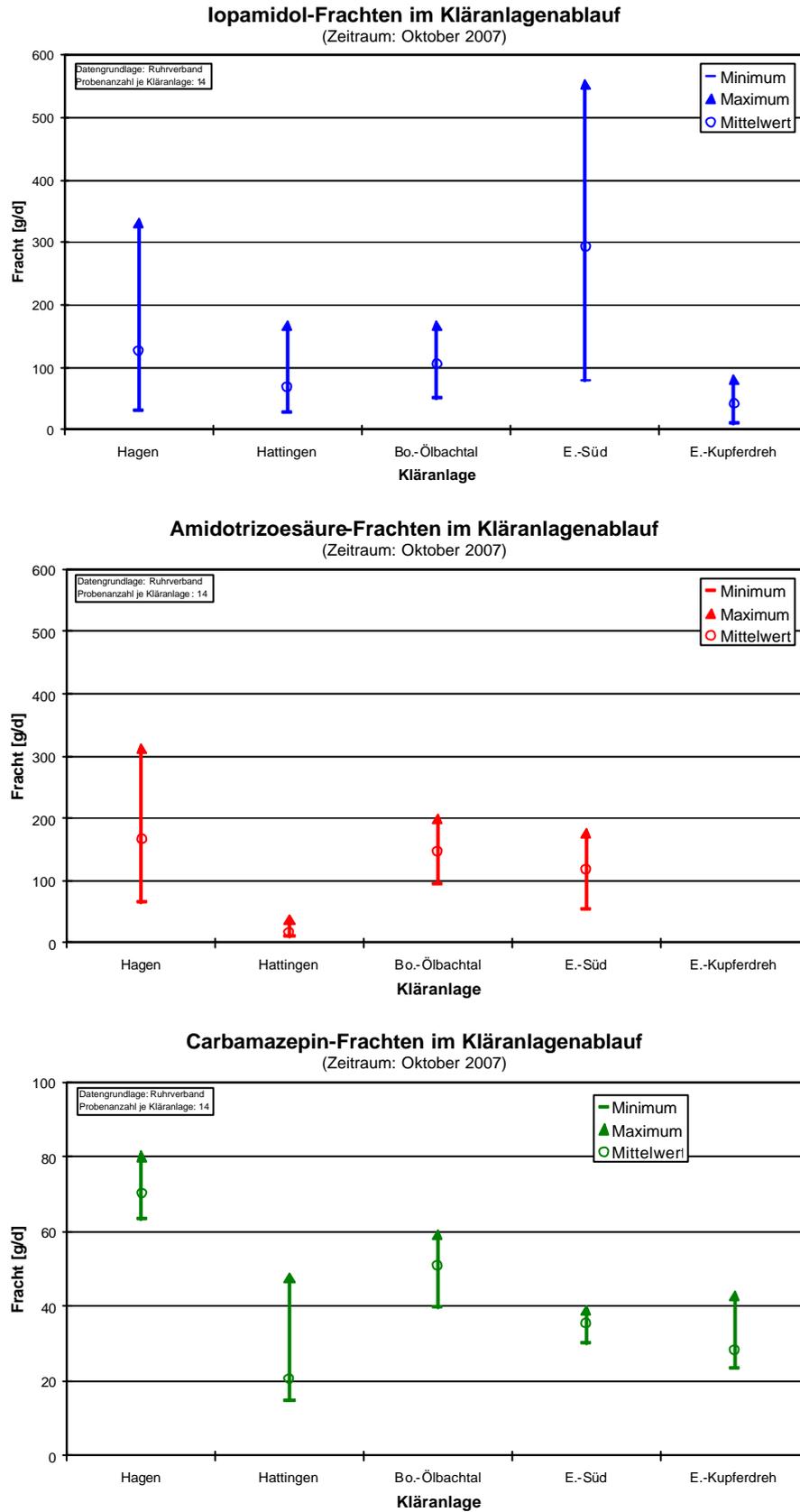


Bild 4.23: Frachten von Iopamidol, Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf der Kläranlagen Hagen, Hattingen, Bochum-Ölbachtal, Essen-Süd und Essen-Kupferdreh

Im Januar und Februar 2008 wurden die Abläufe von zwölf Kläranlagen über einen Zeitraum von ca. einem Monat bis zu sechsmal beprobte und auf Carbamazepin und Amidotrizoensäure analysiert. Die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie die berechneten Mittelwerte dieser Beprobungskampagne sind in Bild 4.24 dargestellt.

Die Konzentrationen für Amidotrizoensäure lagen zwischen Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 und 1,3 µg/l. Die berechneten Mittelwerte betragen zwischen 0,05 und 0,7 µg/l. Für Carbamazepin wurden insgesamt höhere Werte beobachtet; die Durchschnittskonzentrationen in den Abläufen der betrachteten Kläranlagen lagen in einem Bereich zwischen 0,3 und 1,4 µg/l (Bild 4.24).

Die berechneten Tagesfrachten für das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoensäure unterschieden sich zwischen den einzelnen Kläranlagen deutlich. Während die durchschnittlichen Tagesfrachten in den Abläufen der Kläranlagen Hagen, Bochum-Ölbachtal und Essen-Süd weit oberhalb von 10 g/d lagen, wurde dieser Wert in den anderen Kläranlagen zum Teil deutlich überschritten. Im Vergleich hierzu waren die Frachten von Carbamazepin in den Kläranlagenabläufen höher; die durchschnittlichen Werte lagen zwischen 10 und 120 g/d (Bild 4.25). Bemerkenswert sind die hohen Carbamazepin-Frachten im Ablauf der Kläranlage Hagen.

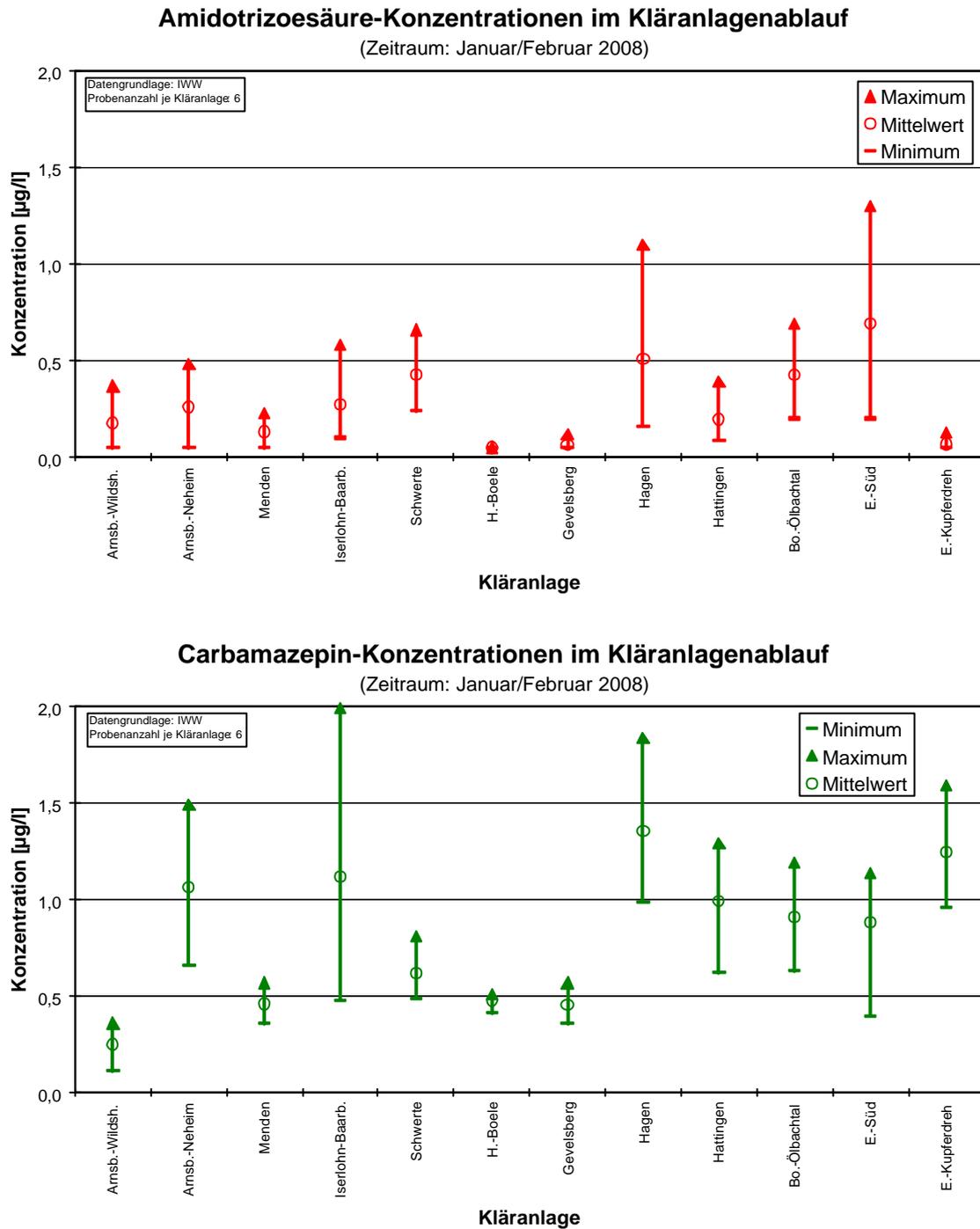


Bild 4.24: Konzentrationen von Amidotrizoensäure und Carbamazepin im Ablauf von 12 Kläranlagen

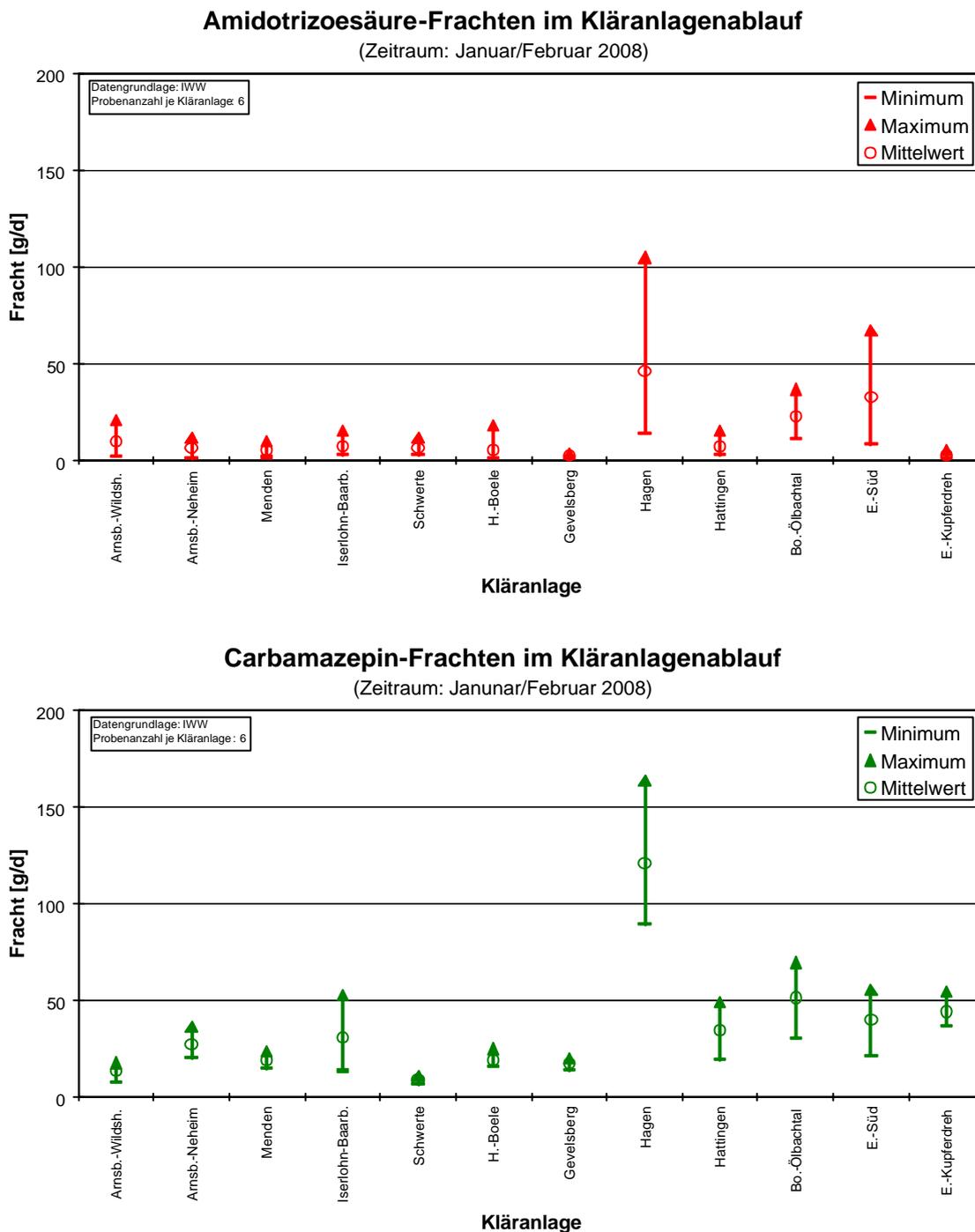


Bild 4.25: Frachten von Amidotrizoesäure und Carbamazepin im Ablauf von 12 Kläranlagen

4.4 Konzentrationen und Frachten von organischen Spurenstoffen in der Ruhr

4.4.1 Perfluortenside

Für die Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von PFT in der Ruhr wurden die in der Tabelle 4.13 aufgeführten Daten verwendet. Die Untersuchungsergebnisse aus dem Zeitraum Mai 2006 bis Dezember 2007 stammen vom Ruhrverband und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW). Die Daten sind im Anhang tabellarisch dargestellt.

Tabelle 4.13: Datengrundlage zur Beschreibung und Bewertung der Konzentrationen und Frachten von PFOA und PFOS in der Ruhr

Untersuchungsumfang	Parameter	Zeitraum	Quelle
3 Entnahmestellen	PFOA, PFOS	Mai 2006 – Dez. 2007	Ruhrverband
23 Entnahmestellen	PFOA, PFOS	Mai 2006 – Dez. 2007	Ruhrverband, LANUV NRW

Im Zeitraum Mai 2006 bis Dezember 2007 wurde das Wasser der Ruhr regelmäßig an den Probenahmestellen „Ruhr oberhalb Zufluss Möhne“, „Ruhr unterhalb Zufluss Möhne (Brücke Echthausen)“ und „Essen-Rellinghausen“ beprobt und auf PFOA und PFOS analysiert. Die zeitliche Entwicklung der PFT-Konzentration ist in Bild 4.26 dargestellt.

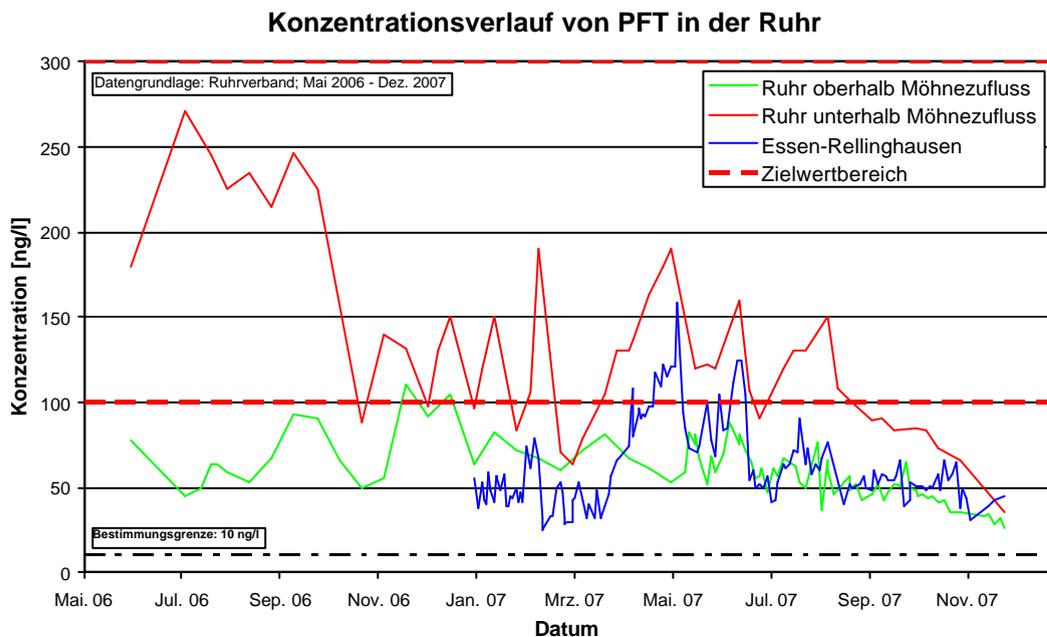


Bild 4.26: Konzentrationsverlauf von PFT in der Ruhr an ausgewählten Probenahmestellen

Die PFT-Konzentrationen in der Ruhr oberhalb des Möhnezufusses lagen in der Regel unterhalb von 100 ng/l. Die Werte schwankten zwischen 26 und 110 ng/l. Seit Oktober 2007 betragen die Konzentrationen weniger als 50 ng/l. In der Ruhr unterhalb des Möhnezufusses wurden Konzentrationen von 35 bis 271 ng/l PFT ermittelt. Während im Zeitraum Mai 2006 bis August 2007 die PFT-Konzentrationen häufig den Wert von 100 ng/l überschritten, ist eine deutliche Abnahme seit August 2007 auf 35 ng/l im Dezember 2007 zu beobachten. Mit Ausnahme eines kurzen Zeitraumes von April bis Juni 2007 mit einem Maximalwert von 159 ng/l wurden in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen Konzentrationen um ca. 50 ng/l ermittelt.

Die PFT Konzentrationen im Jahr 2008 liegen deutlich unter denen des Jahres 2007, wie Bild 4.27 und Bild 4.28 zeigen. Die Konzentrationsabnahme ist vor dem Hintergrund der Sanierungsmaßnahmen der belasteten Flächen im Hochsauerland (Teilbetriebnahme von Aktivkohlefiltern am 23.01.2007) und dem Management der Möhnetalsperre des Ruhrverbandes zu sehen mit der Zielrichtung, die Wasserversorgung sicherzustellen und dabei die PFT-Konzentration so gering wie möglich zu halten.

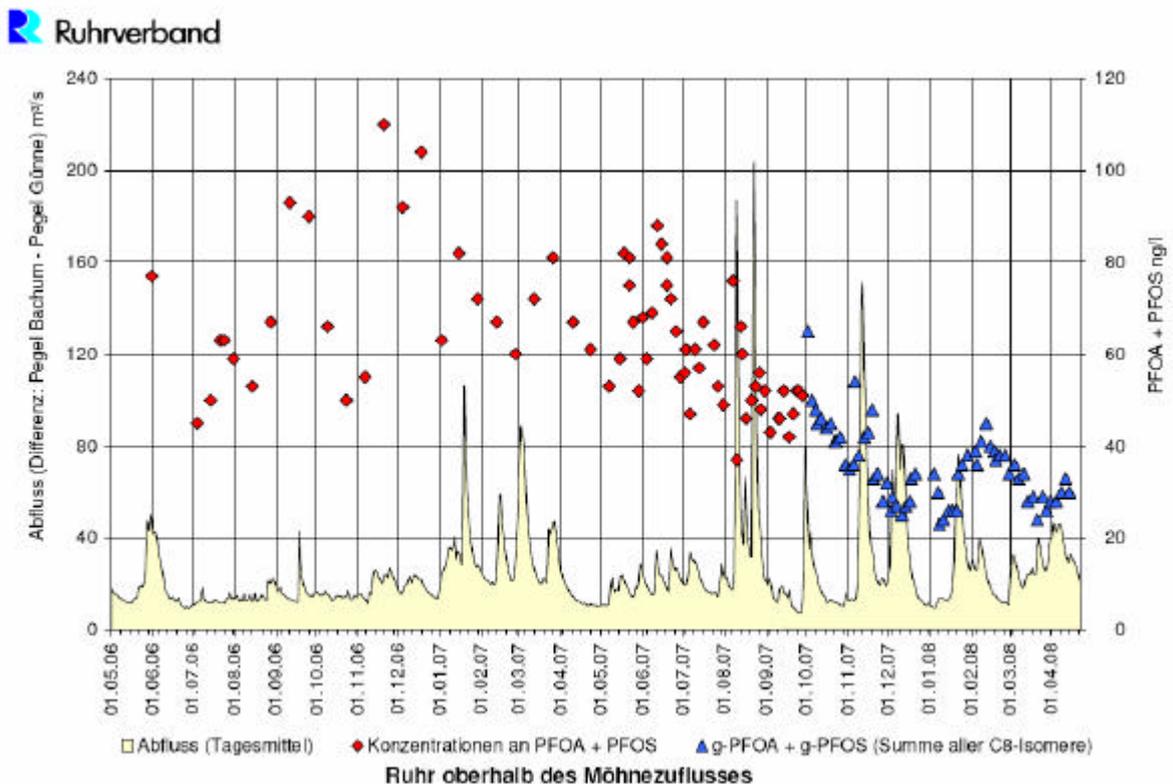


Bild 4.27: Verlauf von PFT-Konzentrationen und Abfluss oberhalb des Möhnezufusses in die Ruhr (Quelle: Ruhrverband)

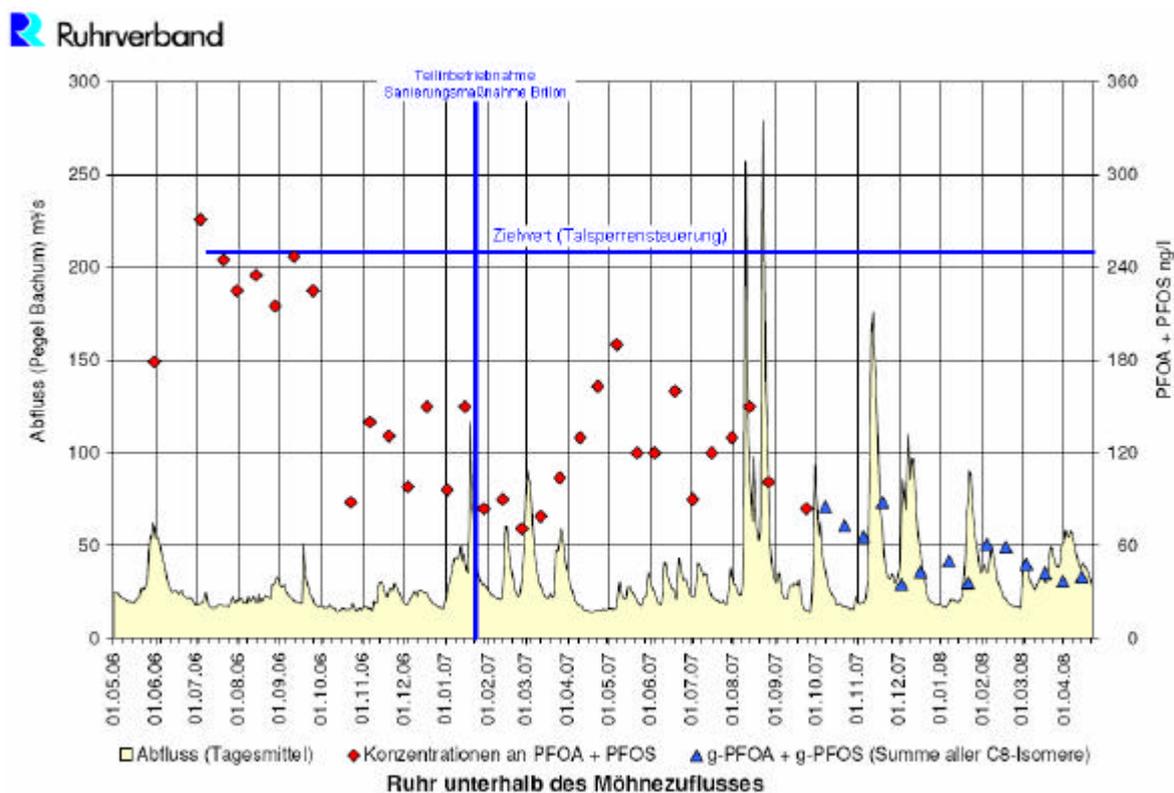


Bild 4.28: Verlauf von PFT-Konzentrationen und Abfluss unterhalb des Möhnezufusses in die Ruhr (Quelle: Ruhrverband)

Mit dem Tagesmittelwert der Abflüsse an den jeweiligen Bezugspegeln lassen sich die PFT-Tagesfrachten ermitteln. Konzentrationen von PFOA und PFOS unterhalb der Bestimmungsgrenze werden mit dem Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. In der Ruhr, oberhalb der Einmündung der Möhne, wurden PFT-Tagesfrachten zwischen 36 und 647 g/d ermittelt (Mittelwert: 125 g/d), wobei die Höchstwerte von mehr als 500 g/d ausschließlich im August 2007 beobachtet wurden (Tabelle 4.14). Für den gleichen Zeitraum wurden an der Probenahmestelle nach der Einmündung der Möhne in die Ruhr Tagesfrachten zwischen 108 und 1187 g/d mit einem Durchschnittswert von 324 g/d berechnet. Deutlich höhere Tagesfrachten wurden in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen ermittelt, die in einem Bereich zwischen 133 und 3.549 g/d lagen (Mittelwert: 488 g/d).

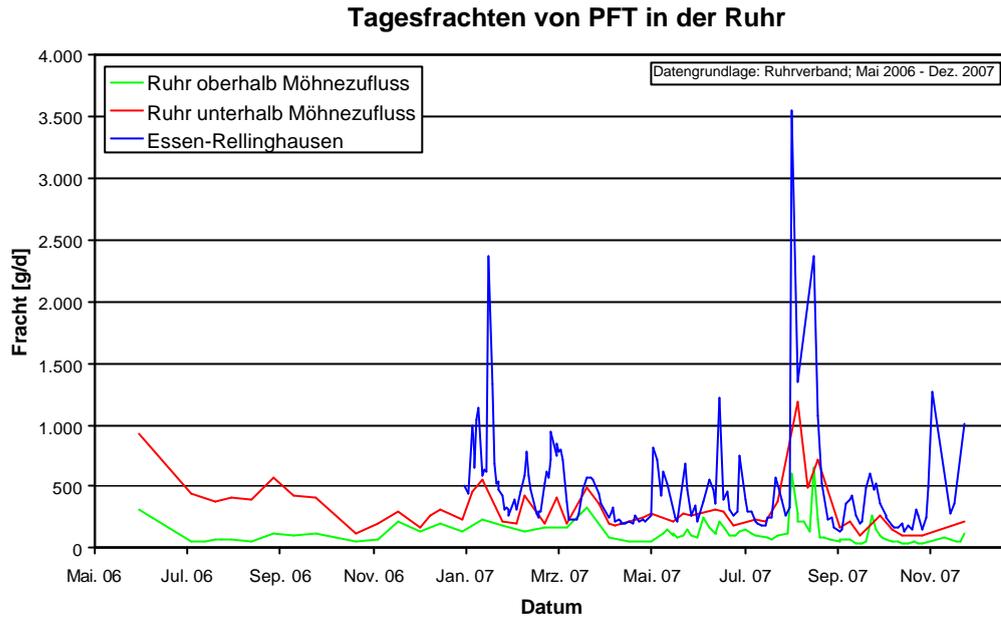


Bild 4.29: Tagesfrachten von PFT in der Ruhr an ausgewählten Probenahmestellen; Werte < Bestimmungsgrenze = Bestimmungsgrenze

Tabelle 4.14: Minima, Maxima und arithmetische Mittelwerte der PFT-Konzentrationen und PFT-Frachten in der Ruhr (Zeitraum: Mai 2006 bis Dezember 2007, Essen-Rellinghausen Januar 2007 bis Dezember 2007)

Probenahmestelle	PFT-Konzentration [ng/l]			PFT-Fracht [g/d]		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Ruhr oberhalb Möhnezuffluss	59	26	110	125	36	647
Ruhr unterhalb Möhnezuffluss	133	35	271	324	108	1.187
Ruhr bei Essen-Rellinghausen	61	25	159	488	133	3.549

In Bild 4.30 sind die Konzentrationen von PFT in der Ruhr an ausgewählten Entnahmestellen dargestellt. Von 23 Entnahmestellen wurden nur 17 bei der Auswertung berücksichtigt, da für sechs Probenahmepunkte keine ausreichende Anzahl an Analysen für eine fundierte Bewertung vorlag. Die Analysendaten wurden in einem Zeitraum von Mai 2006 bis Dezember 2007 erhoben und aus den Einzelwerten die Minima, Maxima und arithmetischen Mittelwerte der Konzentrationen ermittelt. Mit Ausnahme der Entnahmestelle WW Mengesohl lagen die durchschnittlichen PFT-Konzentrationen zwischen 21 und 133 ng/l. Nach dem Zufluss der Möhne war ein Anstieg der mittleren Konzentration von 59 auf 133 ng/l zu verzeichnen, ein Niveau, das bis zu Entnahmestelle Westhofen-Kraftwerk erhalten bleibt. Erst nach dem Zufluss von Lenne und Volme nahmen die Durchschnittskonzentrationen wieder auf Werte deutlich unter 100 ng/l ab. Bemerkenswert waren die

hohen Konzentrationen in der Ruhr an der Entnahmestelle WW Mengesohl, die bis zu 1.240 ng/l erreichten.

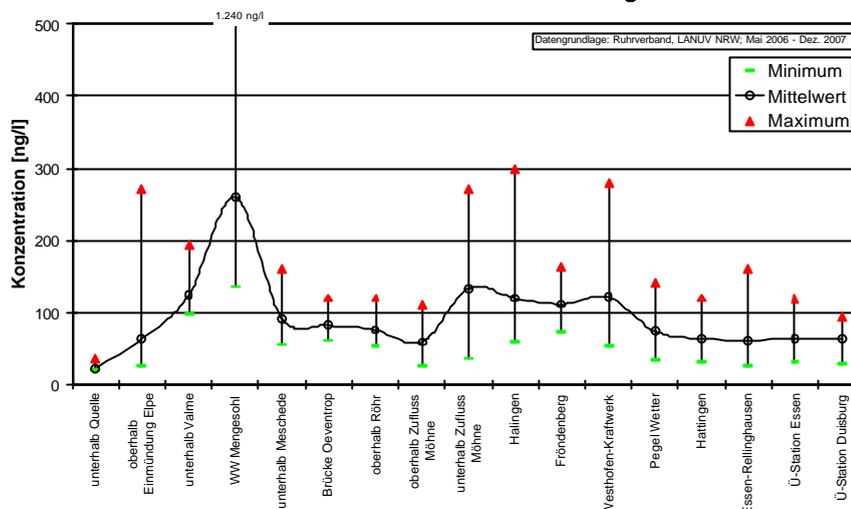


Bild 4.30: Konzentrationen von PFT im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: Mai 2006 - Dezember 2007; Daten: Ruhrverband, LANUV NRW)

Zusätzlich sind die berechneten Tagesfrachten in der Tabelle 4.15 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die Fracht tendenziell im Verlauf der Ruhr zunimmt. Eine weitergehende Interpretation der Messwerte ist jedoch nicht zulässig, da die Messungen stichpunktartig erfolgten und weder die Einzelwerte noch die arithmetischen Mittelwerte strenggenommen miteinander vergleichbar sind.

Tabelle 4.15: Konzentrationen und Frachten von PFT im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: Mai 2006 - Dezember 2007; Daten: Ruhrverband, LANUV NRW)

Entnahmestelle	Fluss-kilometer	n	PFT-Konzentration [ng/l]			n	PFT-Fracht [g/d]		
			Min.	Mittel	Max.		Min.	Mittel	Max.
unterhalb Quelle	217,716	13	20	21	36	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
oberhalb Einmündung Elpe	192,997	26	25	63	271	25	3	16	39
unterhalb Valme	190,807	13	98	124	193	13	39	136	367
WW Mengesohl	183,85	25	135	260	1240	21	15	107	278
unterhalb Meschede	175,322	13	55	91	160	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Brücke Oeventrop	160,719	13	60	82	120	13	33	140	422
oberhalb Röhr	142,245	13	53	76	120	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
oberhalb Zufluss Möhne	137,528	88	26	59	110	88	36	125	647
unterhalb Zufluss Möhne	131,8	50	35	133	271	50	108	324	1.187
Halingen	113,781	14	59	120	299	11	86	695	2.760
Fröndenberg	113,757	13	73	111	162	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Westhofen-Kraftwerk	95,15	14	53	121	279	13	141	300	518
Pegel Wetter	80,66	13	33	73	141	13	256	447	851
Hattingen	56,703	25	31	63	120	24	175	415	989
Essen-Rellinghausen	42,764	146	25	61	159	146	133	488	3.549
Ü-Station Essen	31,176	13	31	64	118	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Ü-Station Duisburg	2,652	16	28	63	93	16	159	416	1.071

Die Herkunft der PFT-Belastungen in der Ruhr wird anhand von Bild 4.31 ersichtlich. Der Großteil der Einträge stammt aus Abschwemmungen von belasteten Flächen. Lediglich etwa ein Drittel wird aus Gewerbe und Industrie und aus häuslichen Quellen eingetragen.

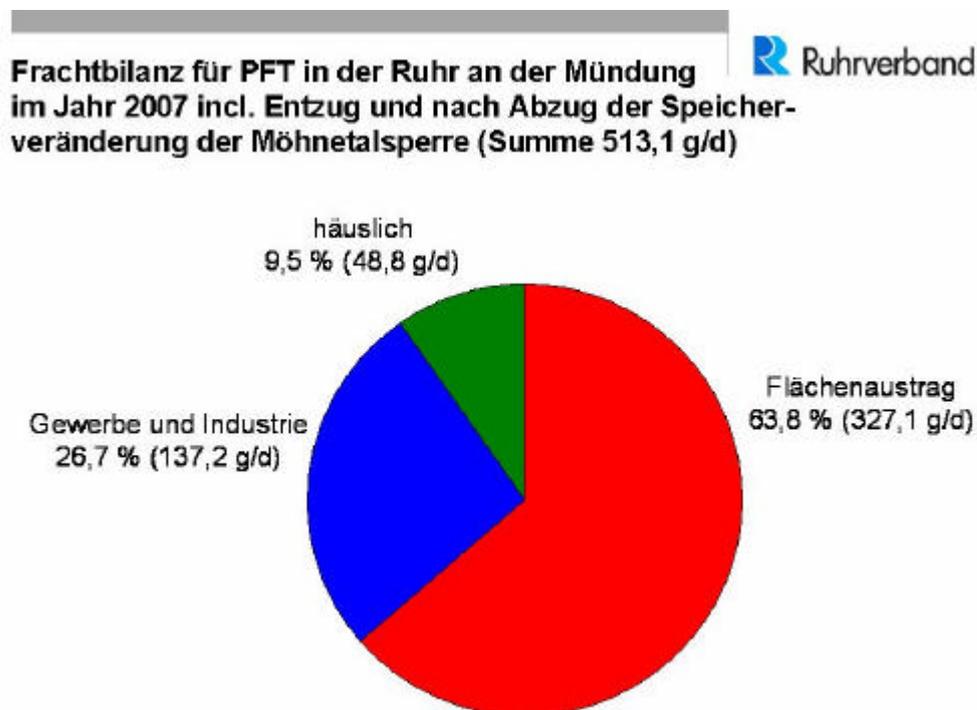


Bild 4.31: Herkunft der PFT-Belastung an der Ruhrmündung (Quelle: Ruhrverband)

4.4.2 Komplexbildner

Die Bild 4.32 zeigt die Höchst- und Durchschnittskonzentrationen von EDTA und DTPA im Längsverlauf der Ruhr von der Quelle bis zur Mündung für den Zeitraum 2003 bis 2006. Die Einzelwerte wurden von verschiedenen Untersuchungsstellen des Landes NRW sowie vom Ruhrverband und der AWWR an insgesamt 59 Probenahmestellen entlang der Ruhr erhoben und daraus die Mittel- und Maximalwerte je Entnahmestelle ermittelt. Nur diese Mittel- und Maximalwerte lagen dem IWW zur Auswertung vor.

Prinzipiell lassen sich drei Ruhrabschnitte mit unterschiedlichen Belastungsniveaus unterscheiden. Im Bereich der oberen Ruhr bis Arnsberg (ca. Flusskilometer 165) sind die Konzentrationen von EDTA und DTPA relativ gering; die mittleren Konzentrationen liegen zwischen 1 und 2 µg/l. Ein deutlicher Konzentrationsanstieg ist ab Arnsberg zu verzeichnen, der durch die Einleitung von Abläufen der Kläranlagen Arnsberg-Wildshausen und Arnsberg-Neheim verursacht wird. Hier wurden Höchstwerte von bis zu 100 µg/l DTPA und 13 µg/l EDTA beobachtet. Im weiteren Ruhrlängsverlauf bis zur Lenne-

Einmündung nahmen die Konzentrationen von DTPA kontinuierlich ab, während die von EDTA annähernd konstant blieben. Ein weiterer Konzentrationssprung in der Ruhr wird nach dem Zustrom der Lenne bei Hagen (ca. Flusskilometer 93) beobachtet. Die Höchstwerte für EDTA von 38 µg/l und 170 µg/l für DTPA wurden in der Ruhr im Bereich des Wasserwerkes Hengstey bestimmt. Im weiteren Abstrom lagen die Maximalkonzentrationen der beiden Verbindungen nahezu ausschließlich oberhalb des Zielwertbereiches.

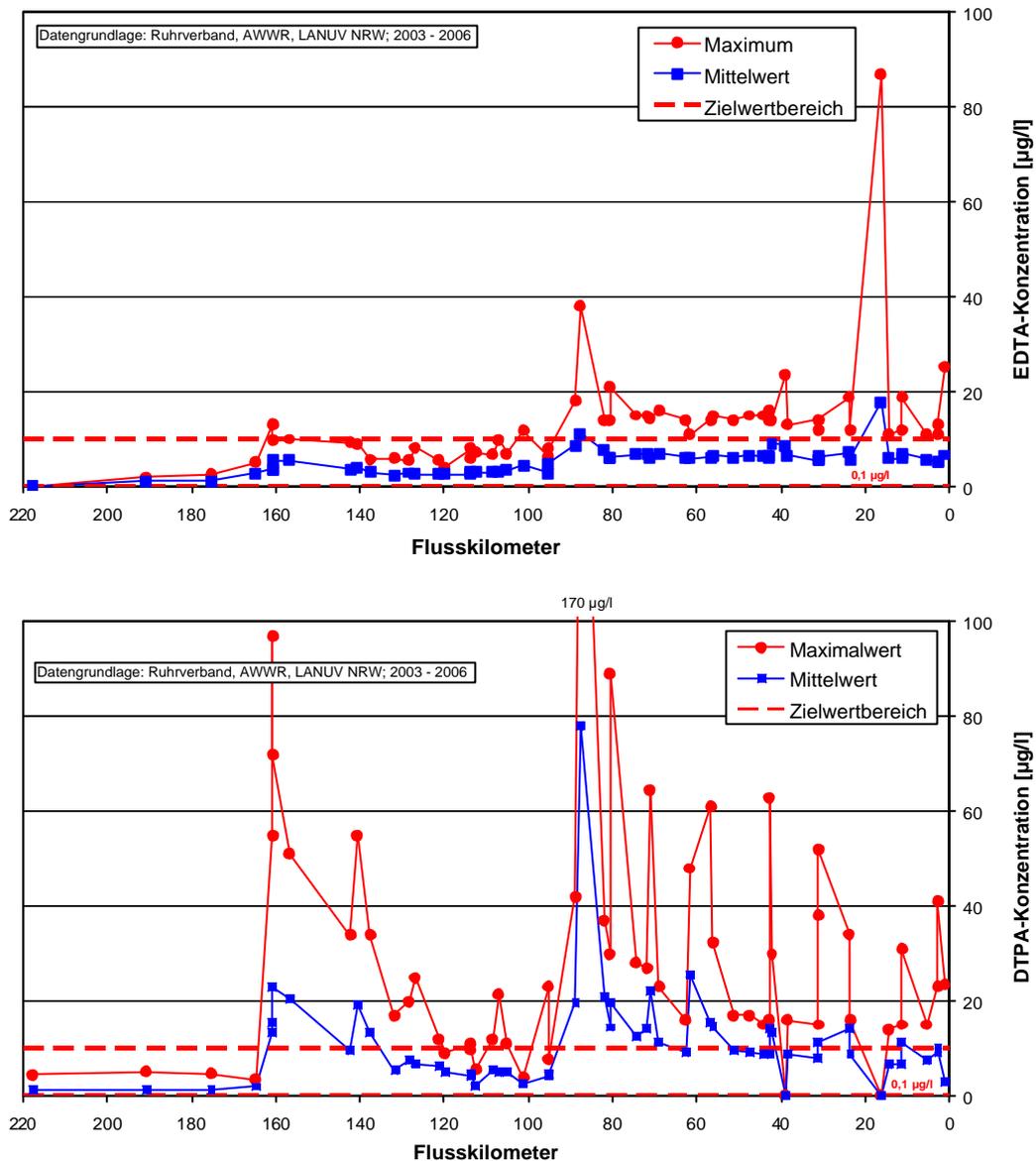


Bild 4.32: Konzentrationen von EDTA und DTPA im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: 2003 - 2006; Daten: Ruhrverband, AWWR, LANUV NRW)

Ein ähnliches Bild zeigen neuere Untersuchungsergebnisse des Ruhrverbandes aus dem Zeitraum Januar 2006 bis August 2007. Zur Auswertung wurden dem IWW die einzelnen Tagesmesswerte an den jeweiligen Messstellen zur Verfügung gestellt. Das Bild 4.33

stellt die Ergebnisse der Ruhrlängsuntersuchungen des Ruhrverbandes auf die wichtigsten Komplexbildner EDTA und DTPA dar. Daneben wurden weitere Verbindungen untersucht, die aber nur in geringem Maße von Bedeutung sind, z. B. NTA (RUHRVERBAND, 2007).

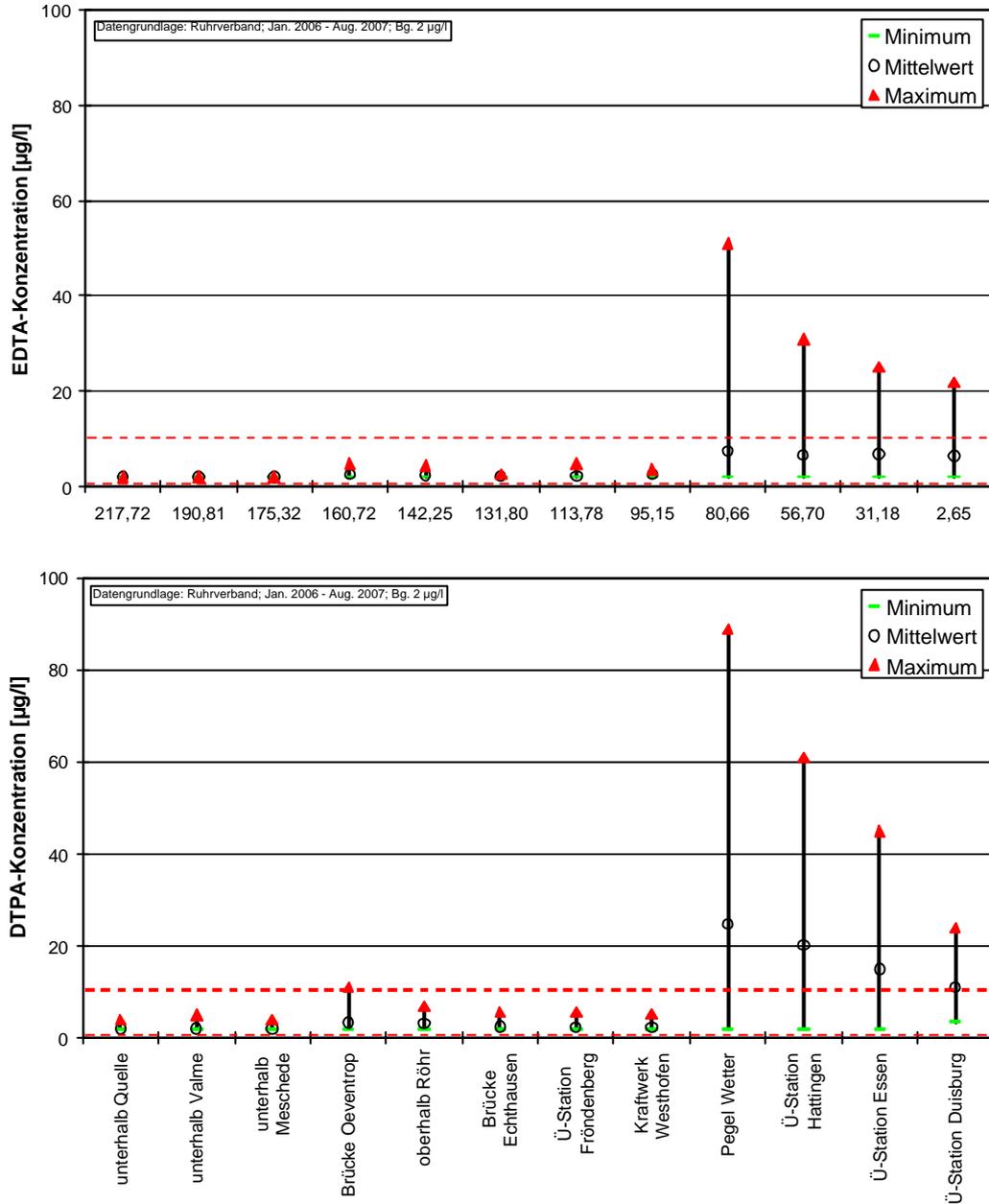


Bild 4.33: Konzentrationen der Komplexbildner EDTA und DTPA in der Ruhr an ausgewählten Messstellen (Zeitraum: Januar 2006 – August 2007; Daten: Ruhrverband)

In der oberen Ruhr wird für EDTA der Zielwertbereich nicht und für DTPA nur selten überschritten. Erst am Pegel Wetter ist eine starke Zunahme der Konzentrationen festzustellen, die im Untersuchungszeitraum Maximalwerte von 51 µg/l EDTA und 89 µg/l

DTPA erreichten. Sowohl die Maximal- als auch die Mittelwerte nehmen im weiteren Verlauf der Ruhr kontinuierlich ab. Die stark erhöhten Werte in diesem Bereich der Ruhr sind i. W. auf Einleitungen des in der Papierverarbeitung tätigen Industriebetriebes Stora Enso Kabel GmbH & Co. KG in Hagen zurückzuführen.

EDTA und DTPA sind in nahezu allen an der Probenahmestelle Zornige-Ameise in Essen-Rellinghausen untersuchten Wässern nachweisbar, wobei ein Großteil der DTPA-Konzentrationen oberhalb des Zielwertbereiches lag (Bild 4.34).

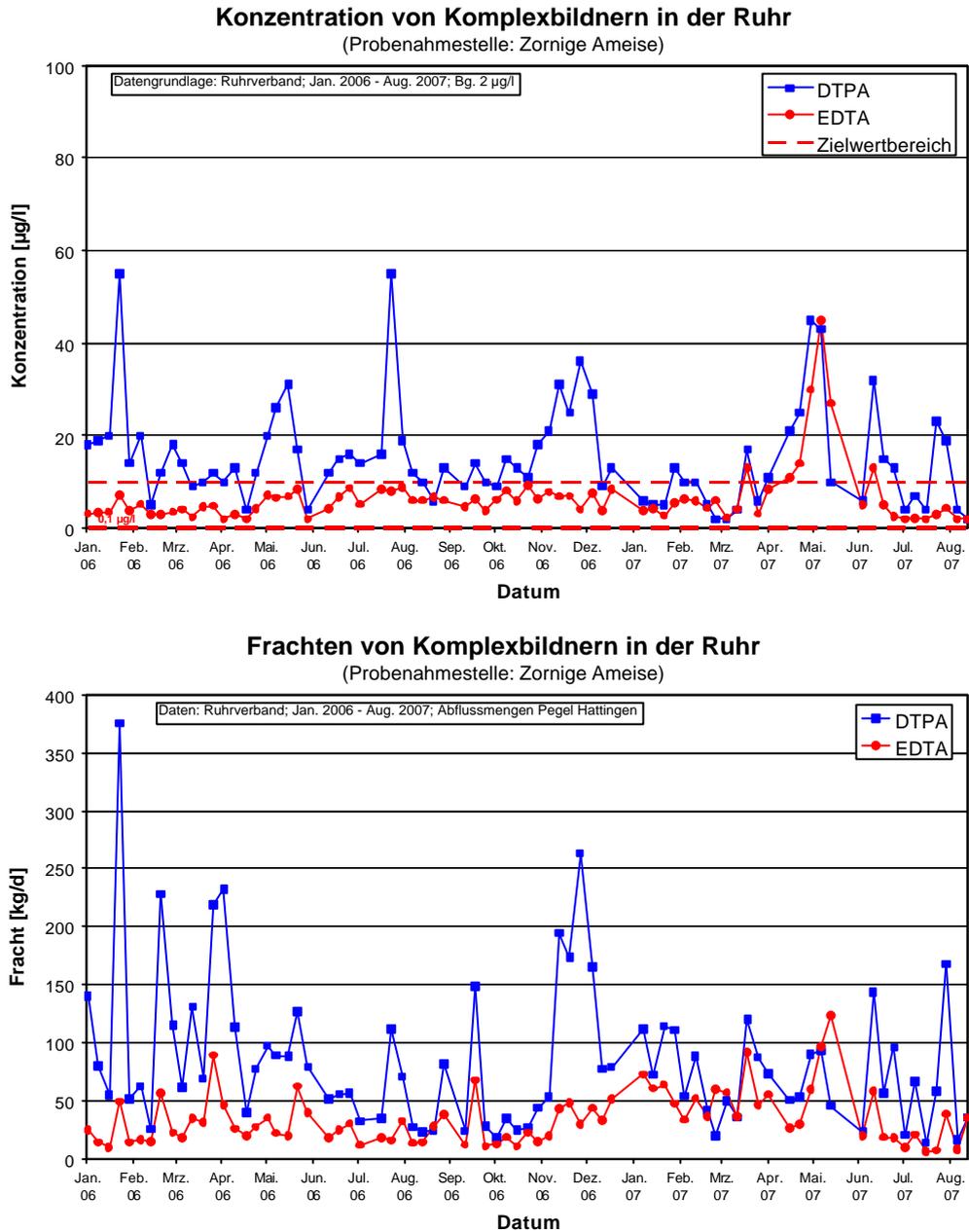


Bild 4.34: Konzentrationen und Frachten für EDTA und DTPA an der Probenahmestelle Zornige-Ameise in Essen-Rellinghausen (Zeitraum: Januar 2006 – August 2007; Daten: Ruhrverband)

Die DTPA-Konzentrationen lagen mit einer mittleren Konzentration von 15,4 µg/l mehr als doppelt so hoch als die Durchschnittskonzentration von EDTA mit einem Wert von 6,6 µg/l. Die Maximalwerte von 55 µg/l für DTPA und 45 µg/l für EDTA lagen in einer ähnlichen Größenordnung. Die auf Basis der Abflussmengen des Pegels Hattingen berechneten Tagesfrachten liegen für DTPA zwischen 14 und 375 kg/d und für EDTA zwischen 7 und 124 kg/d. Die Jahresfrachten für das Jahr 2006, berechnet auf Basis des arithmetischen Mittelwertes der wöchentlichen Stichprobenbefunde, betragen 10,6 t für EDTA und 34,2 t für DTPA.

4.4.3 Phosphororganische Flammenschutzmittel

An insgesamt 23 Stellen im Ruhrlängsverlauf wurden im Zeitraum 2003 bis 2006 von verschiedenen Untersuchungsstellen des Landes NRW sowie vom Ruhrverband und der AWWR Proben aus der Ruhr entnommen und auf vier phosphororganische Verbindungen analysiert. Hierbei handelt es sich um die Verbindungen TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat), TCEP (Tris(2-chlorethyl)phosphat), TBEP (Tris(butoxyethyl)phosphat) und TDCP (Tris(dichlorisopropyl)phosphat). Aus den Einzelwerten wurden die Mittel- und Maximalwerte je Entnahmestelle ermittelt. Nur diese Mittel- und Maximalwerte lagen dem IWW zur Auswertung vor.

Das Bild 4.35 zeigt die Höchst- und Durchschnittskonzentrationen von TCPP, TCEP, TBEP und TDCP im Längsverlauf der Ruhr von der Quelle bis zur Mündung. Die Maximalwerte der Verbindungen TCPP, TCEP und TBEP liegen in der mittleren und unteren Ruhr innerhalb des Zielwertbereiches von 0,1 bis 1 µg/l, die von TDCP großteils unterhalb von 0,1 µg/l. Die höchsten Konzentrationen von bis zu 0,6 µg/l wurden für TCPP nachgewiesen, während für TCEP bzw. TBEP maximale Werte von 0,38 bzw. 0,27 µg/l erreicht wurden. Die Konzentrationen von TDCP überschritten nur selten den Wert von 0,1 µg/l. Die mittleren Konzentrationen lagen für die Stoffe TCEP und TDCP in der Regel unter 0,1 µg/l, während diese für TCPP ab Arnsberg (ca. Flusskilometer 145) ausnahmslos diesen Wert übertrafen.

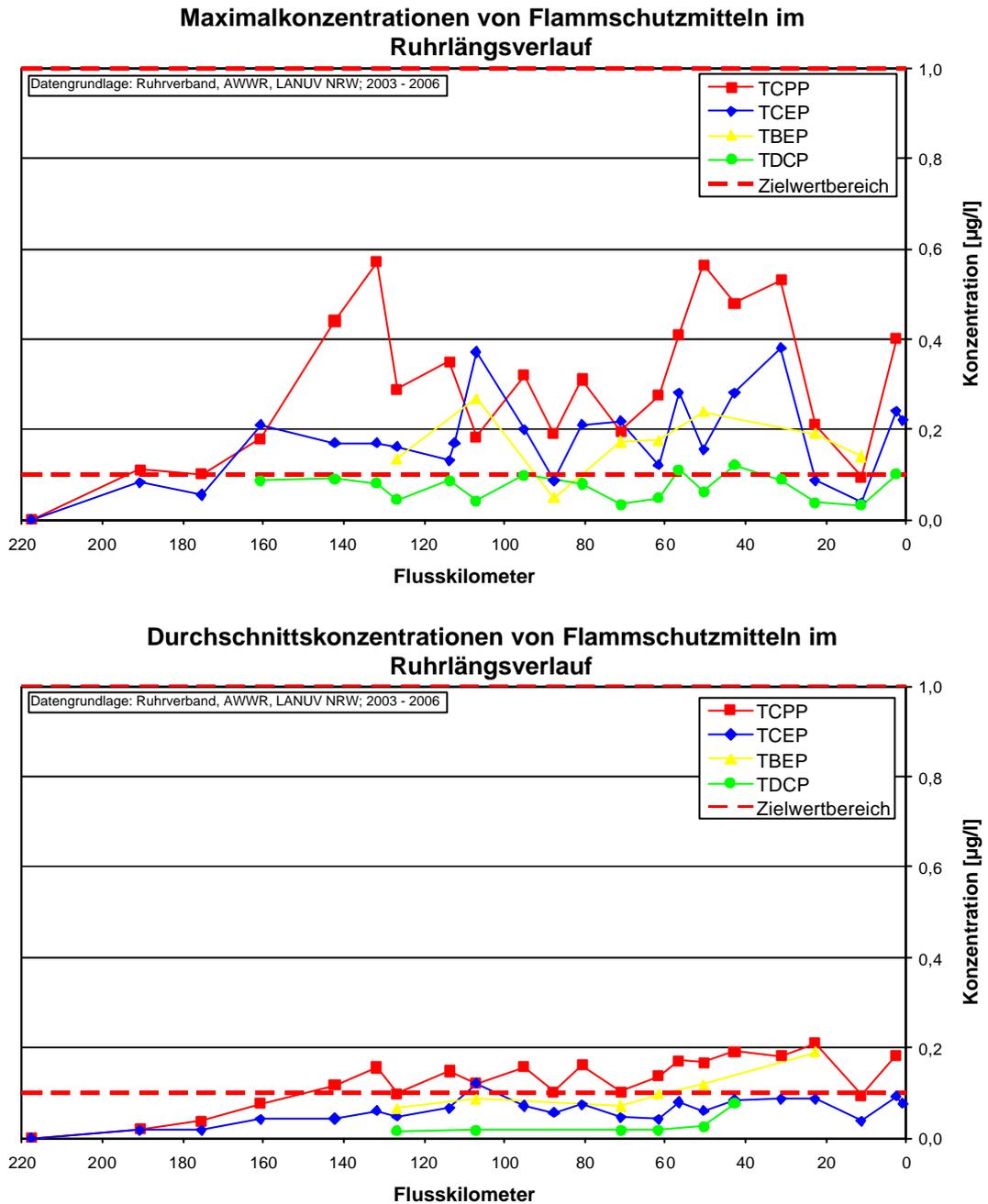


Bild 4.35: Konzentrationen von Flammschutzmitteln im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: 2003 - 2006; Daten: Ruhrverband, AWWR, LANUV NRW)

Der Ruhrverband untersuchte das Wasser der Ruhr an der Probenahmestelle Zornige Ameise in Essen-Rellinghausen auf 10 Einzelverbindungen. Im Untersuchungszeitraum Januar bis Dezember 2006 lagen die Konzentrationen von fünf Verbindungen oberhalb der Bestimmungsgrenze (Bild 4.36). Die häufigsten Befunde wies TCPP auf, gefolgt von TCEP, TDCP, TEP und TBP. Der untere Zielwert wird für TCPP regelmäßig und für TCEP und TDCP selten überschritten. Die mittlere Konzentration von TCPP beträgt

0,18 µg/l, während sie für die übrigen Verbindungen weniger als 0,1 µg/l betragen. Die TCP- und TCEP-Konzentrationen zeigen neben der immissionseitig verursachten Variationsbreite eine relativ starke Abhängigkeit vom Abfluss der Ruhr. In Phasen erhöhter Wasserführung sinken die Konzentrationen beider Verbindungen (RUHRVERBAND, 2007).

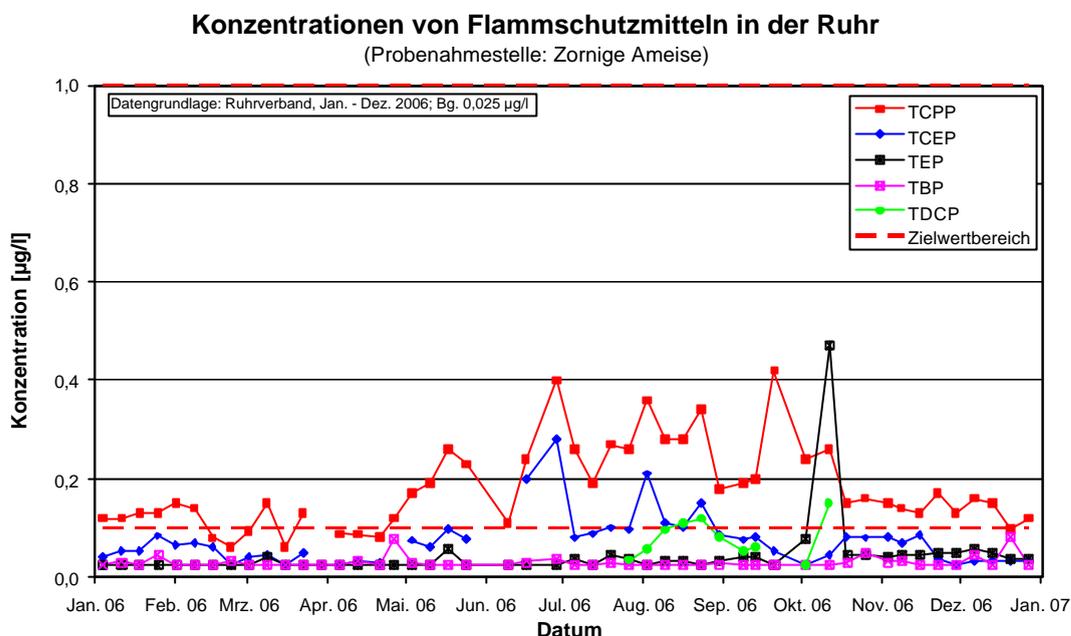


Bild 4.36: Konzentrationen von Flammschutzmitteln an der Probenahmestelle Zornige-Ameise in Essen-Rellinghausen (Zeitraum: Januar 2006 bis August 2007; Daten: Ruhrverband)

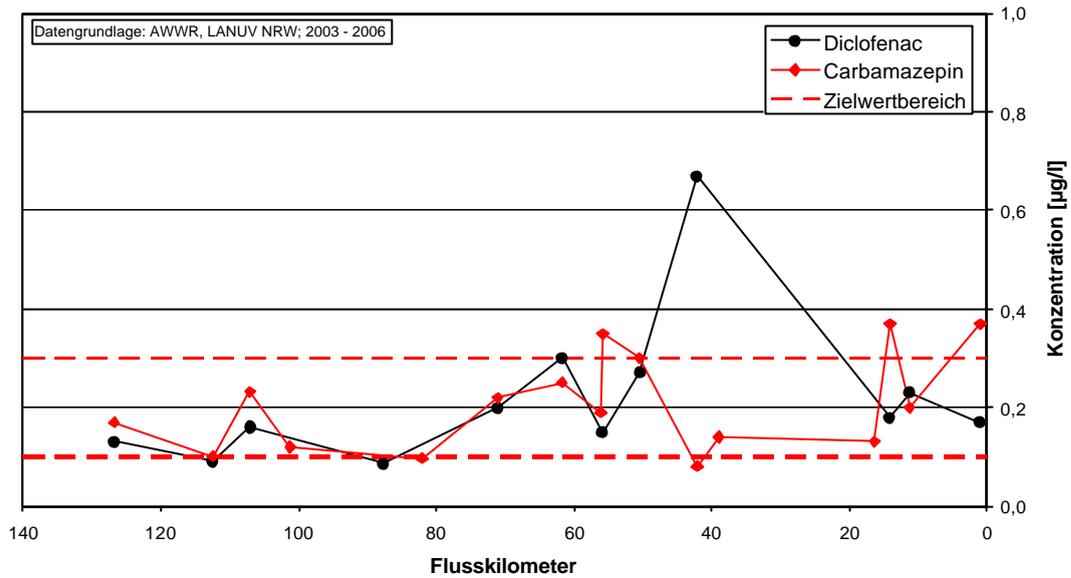
4.4.4 Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel

Die Ruhr wurde in der Vergangenheit regelmäßig an verschiedenen Stellen im Längsverlauf von verschiedenen Landesbehörden (z. B. StUÄ, LANUV NRW) und von der AWWR beprobt und auf pharmazeutische Verbindungen mit Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz, wie die Arzneistoffe Carbamazepin und Diclofenac sowie sechs verschiedene Röntgenkontrastmittel, untersucht. Die einzelnen Entnahmestellen wurden jedoch in einer sehr unterschiedlichen Häufigkeit beprobt. So schwankte die Anzahl der Messwerte im Untersuchungszeitraum 2003 bis 2006 zwischen 1 und 151, eine Tatsache, die die Interpretation der Ergebnisse deutlich erschwert. Weitere Auswertungen zum Vorkommen und zur Relevanz von Arzneistoffen in der Ruhr sind im Ruhrgütebericht 2006 veröffentlicht (RUHRVERBAND, 2007).

In den folgenden Grafiken sind die an den verschiedenen Entnahmestellen ermittelten Maximalkonzentrationen im Vergleich zu den Zielwertbereichen dargestellt. Diese betragen für die Arzneistoffe Carbamazepin und Diclofenac 0,1 bis 0,3 µg/l und für die Röntgenkontrastmittel 0,1 bis 1 µg/l.

Der Konzentrationsverlauf wird im Wesentlichen geprägt durch Spitzenwerte in Ruhrabschnitten mit Einleitungen großer Kläranlagen und durch Konzentrationsminima in oder unterhalb von Stauseen. Mit Ausnahme weniger Werte lagen die Maximalkonzentrationen für Diclofenac und Carbamazepin innerhalb des Zielwertbereiches (Bild 4.37). Als Höchstwerte wurden 0,67 µg/l für Diclofenac und 0,37 µg/l für Carbamazepin ermittelt.

Maximalkonzentrationen von Arzneistoffen im Ruhrlängsverlauf



Maximalkonzentrationen von Röntgenkontrastmitteln im Ruhrlängsverlauf

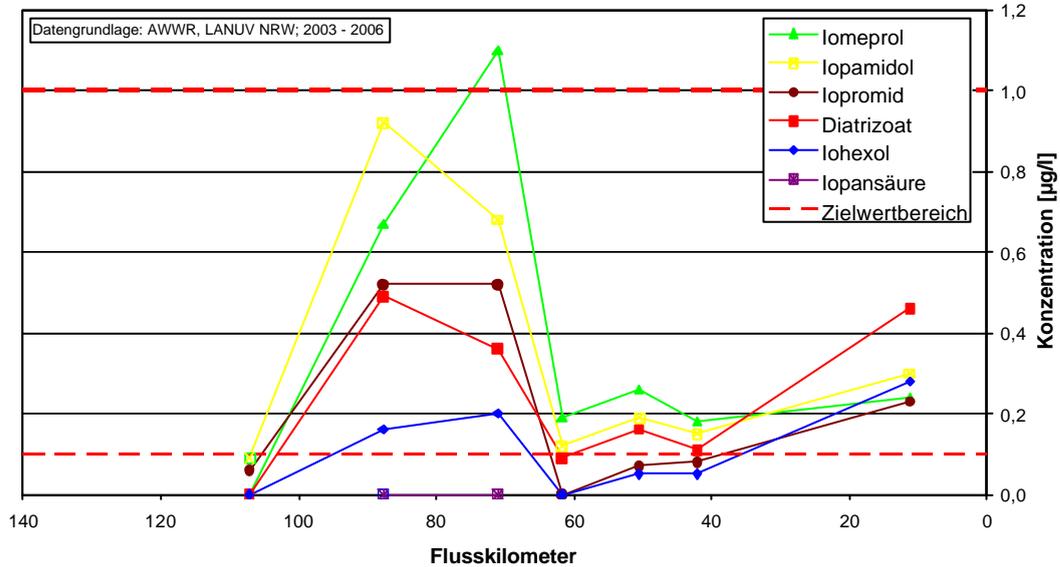


Bild 4.37: Konzentrationen von Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln im Ruhrlängsverlauf (Zeitraum: 2003 - 2006; Daten: AWWR, LANUV NRW)

Die in der Ruhr ermittelten Maximalkonzentrationen für die sechs untersuchten Röntgenkontrastmittel liegen in der Regel unterhalb des oberen Zielwertes von 1 µg/l (Bild 4.37). Nur im Bereich von Witten (Flusskilometer 71) überschritt die Maximalkonzentration von Iomeprol einen Wert von 1 µg/l. Bemerkenswert sind die extremen Konzentrationspitzen im Bereich Hagen – Witten. Die Verbindungen mit den höchsten Konzentrationen in der Ruhr sind Iomeprol und Iopamidol, gefolgt von Iopromid und Diatrizoat. Weniger bedeutend sind Iohexol und Iopansäure.

Im Rahmen der Gewässerüberwachung wurden verschiedene Stellen der Ruhr beprobt und auf 20 Arzneistoffe untersucht. Mit Ausnahme von Carbamazepin wurden im Zeitraum Januar 2004 bis Dezember 2006 jedoch nur an den Messstellen Fröndenberg (Flusskilometer 112,5) und an der Ruhr-Mündung Proben entnommen und auf Arzneistoffe analysiert. Im Folgenden werden nur die Arzneistoffe betrachtet, deren Konzentrationen einen Wert von 0,1 µg/l überschritten. Dies waren neben Carbamazepin die Stoffe Diclofenac, Bezafibrat, die Beta-Blocker Metoprolol und Sotalol sowie das Antibiotikum Sulfamethoxazol. Die Befunde von Atenolol, Bisoprolol, Clarithromycin, Clofibrinsäure, Erythromycin, Ibuprofen, Naproxen und Trimethoprim waren im Beobachtungszeitraum und an den untersuchten Messstellen von untergeordneter Bedeutung. In diesem Untersuchungsprogramm nicht nachweisbar waren die Arzneistoffe Nadolol, Phenazon, Propranolol, Roxithromycin, Sulfadimidin und Sulfadiazin.

Am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen von bis zu 0,31 µg/l wurde Carbamazepin nachgewiesen (Bild 4.38). Mit Höchstkonzentrationen von über 0,2 µg/l sind die Arzneistoffe Metoprolol und Sotalol von Bedeutung. Geringere Höchst- und Durchschnittswerte wurden für die Verbindungen Diclofenac, Bezafibrat und Sulfamethoxazol ermittelt. Die Konzentrationen zeigen eine weitgehende Zunahme bzw. ein gleich bleibendes Niveau über den Flussverlauf.

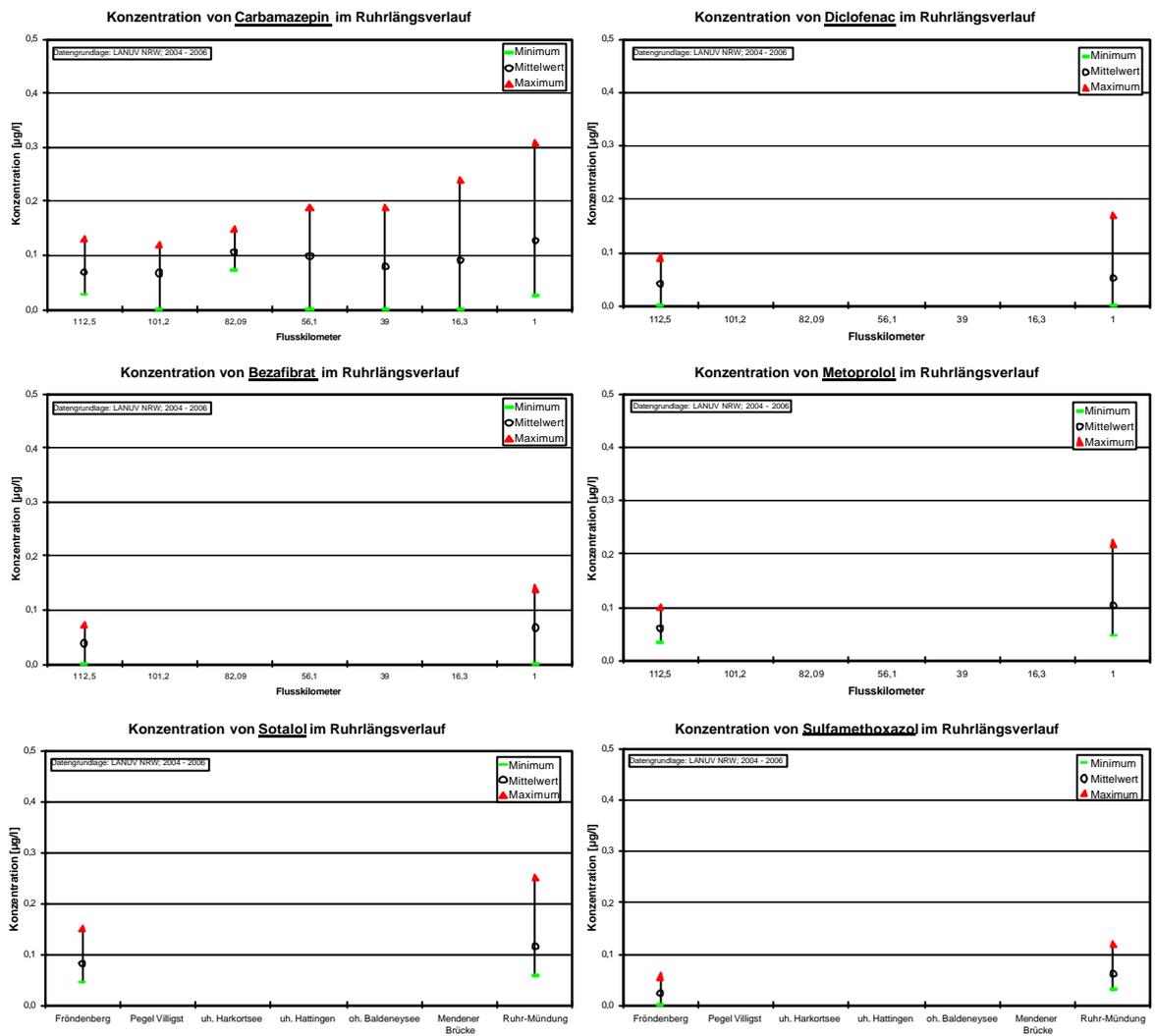


Bild 4.38: Konzentrationen von Arzneistoffen im Ruhrlängsverlauf (Daten: LANUV NRW; Zeitraum: 2004 – 2006)

5 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen

Studien zur Spurenschadstoffproblematik (für viele: UNIVERSITÄT DORTMUND, 2003; IVASHECHKIN, 2005) zeigen, dass einige Stoffe, wie z. B. persistente Arzneimittel wie Propranolol, Carbamazepin und Clofibrat nur in begrenztem Maße während der biologischen Behandlung im Abwasserreinigungsprozess eliminiert werden können und deshalb im Ablauf der Kläranlagen noch nachweisbar sind. Eine weitgehende Verbesserung der Ablaufqualität bzw. Elimination organischer Spurenstoffe ist unter anderem durch weitergehende (additive) Maßnahmen realisierbar.

Verschiedene Verfahrenstechniken, die eine weitergehende Elimination von Spurenstoffen ermöglichen, werden im Folgenden vorgestellt und bezüglich ihrer Eliminationsleistung beurteilt. Die Beurteilung orientiert sich maßgeblich anhand der für die Studie ausgewählten Leitsubstanzen Amidotrizoesäure, Carbamazepin, EDTA, DTPA, PFOS, PFOA und TCPP. Der mit TCPP verwandte Stoff TCEP wird in den folgenden Betrachtungen mit aufgeführt, da zu TCPP nicht immer Literaturdaten zur Verfügung standen. Das Beurteilungsspektrum der Leitsubstanzen wurde so etwas erweitert.

5.1 Stand des Wissens

Bei dem Ausbau kommunaler Kläranlagen über den Stand der Technik hinaus kann zur weitergehenden Elimination von Spurenstoffen an zwei unterschiedlichen Stellen im Abwasserreinigungsprozess angesetzt werden:

1. integrierte Verfahren:
 - Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken,
 - Einsatz des Membranbelebungsverfahrens,
 - Beeinflussung der Biomasse im Belebungsbecken (Bioaugmentation).
2. nachgeschaltete Verfahren:
 - Filtrationsverfahren,
 - Mikro- und Ultrafiltration,
 - Nanofiltration und Umkehrosmose,
 - Aktivkohlefiltration,
 - Pulveraktivkohledosierung (nachgeschaltet),
 - Ozonung.

Die integrierten Maßnahmen setzen im bestehenden konventionellen Abwasserreinigungsverfahren an, die nachgeschalteten Maßnahmen setzen am Ablauf der Klär-

anlage ein. Unterschiede zwischen den einzelnen Verfahren bestehen vor allem in der Eliminationsleistung, den Stoffen, die zu eliminieren sind, und den Investitions- und Betriebskosten der jeweilig eingesetzten Verfahrenstechnik. In der Literatur finden sich hierzu verschiedene Untersuchungen und Angaben.

Eine Vergleichbarkeit und daraus folgende Beurteilung der genannten Verfahrenstechniken wird dadurch erschwert, dass es eine Vielzahl von betrachteten Spurenstoffen gibt, die in den bisherigen Untersuchungen nur zum Teil betrachtet wurden. Wird die Eliminierbarkeit eines speziellen Stoffes durch ein bestimmtes Verfahren festgestellt, so ist dieses Ergebnis nicht unbedingt auf weitere Stoffe derselben Gruppe, beispielsweise Röntgenkontrastmittel, zu übertragen. Des Weiteren erfolgten die bisherigen Untersuchungen größtenteils im labor- oder kleintechnischen Maßstab – oft als Batch-Versuche –, wodurch eine Verwendung der Ergebnisse für die großtechnische Planung mit Unsicherheiten behaftet ist.

5.1.1 Integrierte Maßnahmen

Eine konventionelle biologische Abwasserreinigungsanlage erreicht bezüglich der in diesem Projekt betrachteten Spurenstoffe eher geringe Eliminationsraten um 20-40 %. Für die im Projekt betrachteten Leitsubstanzen sind Ergebnisse der Reinigungsleistung aus verschiedenen Studien in Tabelle 5.1 zusammengestellt.

Tabelle 5.1: Konventionelle Belebungsstufe – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	0	SCHRADER, 2007
	0-35	TERNES ET AL., 2004
	18	FAHLENKAMP ET AL., 2006a
	<80*	PINNEKAMP ET AL., 2003
	~7	DPU, 2007
EDTA/ DTPA	EDTA: 6, DTPA: 23	IVASHECHKIN, 2005
Amidotrizoesäure	0	IVASHECHKIN, 2005
TCCP/ TCEP	0-39	IVASHECHKIN, 2005
PFOS/ PFOA	-	-

*vor allem Adsorption, kaum Abbau

Eine integrierte Maßnahme im mechanisch-biologischen Reinigungsprozess ist beispielsweise die Zugabe von Pulveraktivkohle direkt in das Belebungsbecken. Weitere Möglichkeiten liegen in der Erhöhung des Schlammalters und in der Kaskadierung der Belebungsstufe. Außerdem wäre auch eine Ausstattung der Belebungsstufe mit Mikro-

oder Ultrafiltrationsmodulen als Membranbelebungsstufe möglich. Die Membranen gewährleisten einen feststofffreien Ablauf und ersetzen zugleich die Nachklärung.

Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken

Die simultane Zugabe von Pulveraktivkohle wurde erstmals Anfang der siebziger Jahre in den USA mit dem Ziel der Ertüchtigung einer überlasteten biologischen Kläranlage technisch umgesetzt (MANN, 1989). Als Vorteile der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken werden die geringen Investitionskosten und die Möglichkeiten der zeitlich begrenzten Anwendung je nach Bedarf gesehen.

Bezüglich dieser Maßnahme existieren mittlerweile Veröffentlichungen, die eine Bewertung der Elimination unterschiedlicher Stoffe und Spurenstoffe ermöglichen. Vorrangig untersucht wurden bisher vor allem unterschiedliche Arzneistoffe. Die Eliminationsleistung bezüglich weiterer Spurenstoffe, wie Flammschutzmittel, Komplexbildner und Perfluorierte Tenside, wurde dagegen kaum erforscht. Eine Beurteilung der Wirksamkeit der Pulveraktivkohle-Dosierung kann daher derzeit lediglich anhand der Eliminationsleistung bezüglich der Arzneistoffe bzw. über Rückschlüsse aus Erfahrungen mit der Pulveraktivkohledosierung im Kläranlagenablauf und aus Erfahrungen mit der nachgeschalteten Aktivkohlefiltration gezogen werden (siehe hierzu Kapitel 5.1.2). Bezüglich Organophosphor-, Organochlor- und Carbamatpestiziden aus Abwässern der agrarchemischen Industrie wurde durch Pulveraktivkohle im Belebungsbecken eine Elimination von über 99 % erzielt (DIETRICH ET AL., 1988). Nach CECEN et al. (2001b in UM, 2003) verringert Pulveraktivkohle zudem den Anteil nicht abbaubarer oder hemmender Substanzen.

Eine Schwierigkeit bei der Pulveraktivkohle-Zugabe ist, dass sich die Aktivkohle bei den Stoffen, die sie adsorbiert, nicht selektiv verhält (SCHRADER, 2007). Je nach Zusammensetzung von Abwasser und belebtem Schlamm adsorbieren auch andere Stoffe als die zu eliminierenden Spurenstoffe an der Kohle. Dadurch wird die Leistungsfähigkeit der Aktivkohle bezüglich der Spurenstoffelimination verringert. Besonders beim Einsatz von Aktivkohle im Belebungsbecken können sich hieraus Leistungsminderungen ergeben. SCHRADER erzielte mit 70 bis 240 mg/l Pulveraktivkohle eine Eliminationsleistung von 99 % bezüglich des Spurenstoffes Carbamazepin, gut 90 % bezüglich der Duftstoffe Tonalid (AHTN) und Galaxolid (HHCB) sowie gut 75 % bezüglich der phenolischen Verbindungen Bisphenol A (BPA) und Octylphenol (OP) (SCHRADER, 2007). Die verwendete halbertechnische Anlage hatte einen Tagesdurchsatz von rund 19 m³/h.

Des Weiteren gibt es Untersuchungen zu Pulveraktivkohle-Dosierung in die biologische Stufe von Membranbioreaktoren (MBR). Die Ergebnisse dieser Studien können unter Berücksichtigung einer eventuellen Verbesserung des Spurenstoffrückhaltes durch die Membranfiltration berücksichtigt werden, wobei ein Einsatz von Pulveraktivkohle in einer konventionellen Belebungsstufe wahrscheinlich geringere Eliminationsraten erzielt

(BAUMGARTEN, 2005). Auch hier können die Untersuchungsergebnisse nur Anhaltswerte liefern. BAUMGARTEN setzte in Batchversuchen im Labormaßstab verschiedene Aktivkohlen mit Konzentrationen von 20 bis 500 mg/l bei Kontaktzeiten von 15-60 Minuten ein und konnte beispielsweise für das Antibiotikum Ciprofloxacin eine Elimination von 66 bis 78 % nachweisen. In einem derzeit laufenden vom MUNLV geförderten Forschungsprojekt wird ebenfalls die Aktivkohledosierung in den MBR und die damit verbundene Elimination speziell von Arzneispurenstoffen untersucht. Laut Auskunft der am Projekt beteiligten Deutschen Projekt Union zeigen erste Ergebnisse beispielsweise für den Stoff Carbamazepin eine Eliminationsrate von rund 84 % bei einer Pulveraktivkohle-Dosierung von 20 mg/l. Als weitere Dosiermengen sind 40 und 80 mg/l vorgesehen – hierfür liegen derzeit noch keine Ergebnisse vor (DPU, 2007). Untersuchungen zum Membranbelebungsverfahren mit Ultrafiltration und kombinierter Aktivkohledosierung (5-10 mg/l) wurden im Projekt POSEIDON (TERNES ET AL., 2004) durchgeführt. Dabei zeigte sich für 10 mg/l Aktivkohle eine Eliminationsleistung von guten 93-99 % für die meisten im Projekt untersuchten Stoffe. Abweichungen ergaben sich für das Röntgenkontrastmittel Iopromid, das nur zu 50-90 % eliminiert werden konnte, weil es eine schlechtere Adsorbierbarkeit zeigt. Bezüglich des Röntgenkontrastmittels Diatrizoat, wird ein noch schlechteres Ergebnis (10-50 %) vorausgesagt (TERNES ET AL., 2004).

Nach Auskunft der DONAU CARBON GMBH & CO. KG sind bei einer Pulveraktivkohledosierung von 10-20 mg/l folgende Eliminationsraten zu erwarten (DONAU CARBON GMBH & CO. KG, 2007):

- Röntgenkontrastmittel (Diatrizoat, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid): 40-90 %,
- Carbamazepin: 85-99 %,
- PFT: 40-75 %,
- TCP/TP: 40-99 %.

Die DONAU CARBON GMBH & CO. KG empfiehlt eine Kontaktzeit zwischen Abwasser und Pulveraktivkohle von 50 bis 60 Minuten. Dies ist in einem Belebungsbecken auf jeden Fall gewährleistet.

Die Werte stammen aus eigenen Untersuchungen der DONAU CARBON GMBH. Die angegebenen Schwankungsbreiten machen deutlich, wie schwer die Eliminationsleistung ohne Überprüfung mit dem real zu behandelnden Abwasser abzuschätzen ist. Für die Leitsubstanz der Röntgenkontrastmittel (Amidotrizoesäure) liegen keine Erfahrungswerte vor. Die zu erwartenden Eliminationsleistungen dürften sich eher im unteren Bereich bewegen ($\leq 40\%$), da es sich um ein vergleichsweise schwer zu eliminierendes Röntgenkontrastmittel handelt.

In Tabelle 5.2 werden die Eliminationsleistungen bezüglich der im Projekt ausgewählten Leitsubstanzen zusammengestellt.

Tabelle 5.2: Einsatz von Pulveraktivkohle in der Belebungsstufe – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Aktivkohledosierung [mg/l]	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	70-240	99	SCHRADER, 2007
	20	84	DPU, 2007
	10-20	85-99	DONAU CARBON GMBH, 2007
EDTA/ DTPA	-	-	-
Amidotrizoesäure	-	-	-
TCP/ TCEP	10-20	40-99	DONAU CARBON GMBH, 2007
PFOS/ PFOA	10-20	40-75	DONAU CARBON GMBH, 2007

Es wird deutlich, dass die Erkenntnisse bezüglich der Pulveraktivkohle-Dosierung in das Belebungsbecken nicht ausreichend sind und eine Bewertung daher nur sehr eingeschränkt möglich ist. Die Abschätzungen der DONAU CARBON GMBH zeigen mit 40-99 % bzw. 40-75 % eine sehr starke Schwankungsbreite. Hier fällt eine Voraussage der Eliminationsleistung für die großtechnische Anwendung schwer. Bezüglich der Komplexbildner EDTA und DTPA und für das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure sind keine Angaben aus der Literatur bekannt. Für das Arzneimittel Carbamazepin scheint mit mindestens 84 % eine recht hohe Elimination möglich zu sein. Wird allerdings berücksichtigt, dass für dieses Arzneimittel auch schon im konventionellen Belebungsverfahren Eliminationsleistungen bis zu 80 % erzielt werden (vergleiche Tabelle 5.1), ist der Wirkungsgrad der Aktivkohledosierung hier nicht zu hoch anzusetzen. Andererseits stellte die DPU in ersten Untersuchungen eine Steigerung der Eliminationsleistung von knapp 7% im konventionellen Verfahren auf 84 % im mit der Pulveraktivkohledosierung kombinierten Membranbelebungsverfahren fest (DPU, 2007). Weitere Ergebnisse zu diesen Untersuchungen stehen noch aus.

Ebenfalls berücksichtigt werden müssen die Folgen des zusätzlichen Feststoffeintrags durch die Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken und die daraus resultierenden Auswirkungen auf das Schlammalter und den Schlammfall. Je nach Menge der zudosierten Pulveraktivkohle können die Auswirkungen hier erheblich sein. Werden beispielsweise bei einem Abwasseranfall von 200 l/(E·d) 200 mg/l an Pulveraktivkohle dazugeben, erhöht sich der Überschussschlammfall um 40 g/(E·d). Bei einem üblichen Überschussschlammfall von rund 40 g/(E·d) würde das eine Erhöhung um 100% bedeuten. Bei einer niedrigeren Dosiermenge von beispielsweise 4 g/(E·d) wären die Auswirkungen mit

einer Steigerung um 10 % dagegen vernachlässigbar gering. Da die letzten Endes erforderliche Menge an Pulveraktivkohle nach dem bisherigen Kenntnisstand nicht abschließend festgesetzt werden kann, sind weitere Untersuchungen erforderlich, um spezifische Aussagen zu den erwartenden Entsorgungskosten treffen zu können. Abzuklären sind außerdem der Einfluss der Pulveraktivkohle auf die Entwässerbarkeit und den Heizwert des zu entsorgenden Schlammes. Daneben wird durch die Pulveraktivkohlezugabe die Menge an aktiven Mikroorganismen im Belebungsbecken reduziert, so dass der Einfluss auf die damit wahrscheinlich verbundene Abnahme der Reinigungsleistung im Belebungsprozess näher betrachtet werden muss.

Erhöhung des Schlammalters im Belebungsbecken

In verschiedenen Studien wurde der Einfluss unterschiedlichen Schlammalters auf die Eliminationsleistung untersucht. Tendenziell bewirkte ein höheres Schlammalter eine höhere Elimination. SCHRADER konnte beispielsweise für den Bisphenol A eine deutliche Zunahme der Stoffreduktion bei zunehmendem Schlammalter nachweisen. Bei mehr als 20 Tagen altem Schlamm konnte BPA zu mehr als 75 % eliminiert werden (SCHRADER, 2007). Bei geringeren Schlammaltern schwankte das Eliminationsergebnis stark. Einschränkung weist SCHRADER darauf hin, dass nicht abschließend geklärt ist, ob die höhere Elimination allein aus stärkerem biologischem Abbau oder auch aus vermehrter Sorption an die Biomasse resultiert. Für eine genauere Beurteilung wäre eine intensive Analyse des dem System entnommenen Überschussschlammes erforderlich.

Ebenfalls höhere Eliminationsleistungen bei höherem Schlammalter konnten von KREUZINGER ET AL. für verschiedene endokrin wirksame Stoffe und Arzneimittel nachgewiesen werden (KREUZINGER ET AL., 2004). Nach KREUZINGER ET AL. führt ein höheres Schlammalter zu einer größeren Biodiversität unter den Schlamm Bakterien, da bei längeren Aufenthaltszeiten sich auch langsam wachsende Bakterien entwickeln können. Damit stehen bei höherem Schlammaltern durch die unterschiedlichen Bakterien auch verschiedene Eliminationswege zur Verfügung als bei niedrigem Schlammalter. Unter anderem wurde auch die Entfernung der im vorliegenden Projekt betrachteten Leitsubstanz Carbamazepin bei Schlammaltern von ein bis knapp 300 Tagen untersucht (KREUZINGER ET AL., 2004). Für die gemessenen Schlammalter bewegen sich die Eliminationsraten im Bereich von 0 bis knapp 15 %, ohne dass sich eine eindeutige Verbesserung durch das höhere Schlammalter zeigt. Das Röntgenkontrastmittel Iopromid weist tendenziell sogar eher eine Abnahme für höhere Schlammalter auf (5 d: 50 % Elimination, 35 d: 40 % Elimination). Für andere Stoffe fallen die Ergebnisse deutlicher aus. So wurde für das Arzneimittel Diclofenac bei Schlammaltern von 25 bis 40 Tagen eine Entfernung von 50 % festgestellt, die bei einem höheren Schlammalter von knapp

300 d auf rund 68 % gesteigert werden konnte. Allerdings muss bei diesen Ergebnissen berücksichtigt werden, dass solch hohe Schlammalter in einer konventionellen Kläranlage üblicherweise nicht vorkommen und auch nicht wirtschaftlich umsetzbar sind.

In einem Forschungsprojekt in Österreich (ARCEM, 2003) wurde für alle untersuchten Substanzen (hormonwirksame Stoffe: z. B. Bisphenol A (Industriechemikalie), 17 β -Östradiol (Arzneimittel)) eine vom Schlammalter abhängige Entfernrungsrate festgestellt. Ein Schlammalter ≥ 13 d, das von zur Stickstoffelimination ausgebauten Kläranlagen normalerweise erreicht wird, erzielte eine Eliminationsrate von 90 %. Verbessert wird dieses Ergebnis noch durch den Betrieb von Nitri- und Denitrifikation (ARCEM, 2003).

In einem vom MUNLV geförderten Forschungsvorhaben wurde ebenfalls eine verbesserte Eliminationsleistung bei höherem Schlammalter nachgewiesen (FAHLENKAMP ET AL., 2006a). Verglichen wurden Schlammalter von 14 und 25 Tagen. Für Carbamazepin wurde eine Verbesserung von rund 9% festgestellt. Bei dem Röntgenkontrastmittel Amidotrizesäure trat keine verbesserte Eliminationsleistung auf.

In Tabelle 5.4 sind die Einflüsse des Schlammalters auf die Eliminationsleistung der im Projekt ausgewählten Leitsubstanzen zusammengestellt. Für die ausgewählten Komplexbildner, Röntgenkontrastmittel, Flammschutzmittel und Arzneistoffe wurden in der Literatur keine Erkenntnisse gefunden.

Tabelle 5.3: Erhöhung des Schlammalters in der Belebungsstufe – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Schlammalter [d]	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	bis 300	0-15	KREUZINGER ET AL., 2004
	14 / 25	9	FAHLENKAMP ET AL., 2006a
EDTA/ DTPA	-	-	-
Amidotrizesäure	-	-	-
TCP/ TCEP	-	-	-
PFOS/ PFOA	-	-	-

Die Erhöhung des Schlammalters im Belebungsbecken scheint bezüglich der Eliminationsleistung von Spurenstoffen keine Maßnahme zu sein, die alleine ausreicht, um den Spurenstoffeintrag ausreichend zu minimieren. Nach SIEGRIST werden organische Spurenstoffe deutlich besser abgebaut, wenn das Schlammalter acht Tage oder mehr beträgt (SIEGRIST, 2007). So sollte zumindest auch hinsichtlich der verbesserten Stickstoffelimination ein Ausbau der Kläranlagen auf ein Schlammalter von 12-15 Tagen erfolgen (SIEGRIST, 2007). Die hier betrachteten Kläranlagen weisen durchgängig ein ent-

sprechend hohes Schlammalter auf. Die untersuchten teilweise sehr hohen Schlammalter von bis zu 300 Tagen sind im Kläranlagenbetrieb allerdings nicht realistisch.

Einsatz des Membranbelebungsverfahrens

Vor allem das Ziel, die Gewässergüte der Oberflächengewässer weiter zu verbessern, hat den Einsatz von Membrantechnik im Belebungsverfahren zunehmend interessant gemacht. Auch bezüglich der Elimination von Spurenstoffen bietet das Membranbelebungsverfahren aufgrund seines feststofffreien Ablaufes einen Vorteil gegenüber dem konventionellen Belebungsverfahren. Ein Rückhalt von Spurenstoffen erfolgt dabei nicht über die direkte Filtration, sondern durch den Rückhalt der Biomasse und an der Biomasse sorbierter Stoffe (IVASHECHKIN, 2006; SIEGRIST, 2007). Außerdem werden in einem Membranbioreaktor (MBR) neben den Schlammflocken die in konventionellen Anlagen nicht abzutrennenden freilebenden Mikroorganismen zurückgehalten, was zu einer besseren Anpassungsmöglichkeit der Biozönose des MBR an den Abbau organischer Spurenstoffe führt (IVASHECHKIN, 2006).

Werden die Molmassen verschiedener organischer Spurenstoffe betrachtet, ist ein Rückhalt des gelösten Stoffes durch die Membran erst bei feineren Membranverfahren, wie der Nanofiltration zu erwarten (FAHLENKAMP ET AL., 2006b). Die Trenngrenze von Mikro- und Ultrafiltration lässt einen direkten Rückhalt von beispielsweise Carbamazepin, EDTA und TCPD nicht zu (FAHLENKAMP ET AL., 2006b). Durch die Verbindung der Stoffe mit dem belebten Schlamm ist allerdings ein größerer Rückhalt und damit eine erhöhte Elimination gegenüber dem konventionellen Belebungsverfahren zu erwarten.

Im Forschungsprojekt POSEIDON konnte für das Arzneimittel Carbamazepin lediglich eine Elimination von unter 10 % nachgewiesen werden (TERNES ET AL., 2004). Bei den Röntgenkontrastmitteln wurden Iopromid, Diatrizoat und Iopamidol betrachtet. Nur für den Stoff Iopromid wurde eine gute Elimination von 50-90 % festgestellt, während die anderen Stoffe höchstens um 10% reduziert werden konnten. Hier wird besonders deutlich, dass sich selbst Spurenstoffe einer Gruppe sehr unterschiedlich verhalten können und eine Vorhersage der Eliminationsleistung ohne konkrete Untersuchungen große Unsicherheiten birgt.

In einer Literaturstudie des MUNLV wird für das Membranbelebungsverfahren kein Rückhalt von Molekülen gefährlicher Stoffe aufgeführt, wobei bei bestimmten hydrophoben Stoffen durch den Feststoffrückhalt durch die Membran eine Elimination von 5-15 % konstatiert wird (IVASHECHKIN, 2005).

Die oben vorgestellten Erkenntnisse sowie weitere Hinweise aus der Literatur sind in Tabelle 5.4 zusammengestellt.

Tabelle 5.4: Einsatz des Membranbelebungsverfahrens – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Membran	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	UF	0	SCHRADER, 2007
	MF / UF	<10	LANUV, 2007
	MF	<10	TERNES ET AL., 2004
	-	18	FAHLENKAMP ET AL., 2006a
EDTA/ DTPA	-	-	-
Amidotrizesäure	-	0	FAHLENKAMP ET AL., 2006a
TCP/ TCEP	-	-	-
PFOS/ PFOA	-	-	-

Beeinflussung der Biomasse im Belebungsbecken (Bioaugmentation)

Abschließend wird noch eine weitere in den biologischen Reinigungsprozesses integrierte Maßnahme betrachtet: die Beeinflussung der Biomasse im Belebungsbecken durch Zugabe von spezifischen Mikroorganismen (Bioaugmentation) und durch Fällmitteldosierung. So konnten beispielsweise BOON ET AL. (2002) durch die Zugabe eines spezialisierten Bakterienstammes eine Steigerung der Elimination von 3-Chloranilin in einem Bioreaktor von 10 auf 90 % nachweisen (BOON ET AL., 2002).

In einem vom MUNLV geförderten Forschungsprojekt wurde der Einfluss eines üblicherweise zur Phosphorelimination eingesetzten Fällmittels auf die Spurenstoffelimination untersucht (FAHLENKAMP ET AL., 2006a). Eingesetzt wurde Eisen-III-Chloridsulfat (FeClSO_4), das in flüssiger Form dem Belebungsbecken zudosiert wurde. Eine verbesserte Spurenstoffelimination konnte dabei in Abhängigkeit vom betrachteten Stoff gar nicht oder nur in sehr geringem Umfang festgestellt werden. Für das Arzneimittel Carbamazepin wurde keine verbesserte Elimination nachgewiesen, für Röntgenkontrastmittel (Iopamidol, Iopromid, Iomeprol) ließ sich nur eine leichte Eliminationssteigerung um 0-5% erzielen.

Die Erkenntnisse aus der Literatur sind nur gering und in Tabelle 5.5 zusammengestellt.

Tabelle 5.5: Beeinflussung der Biomasse im Belebungsbecken – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	0	FAHLENKAMP ET AL, 2006a
EDTA/ DTPA	-	-
Amidotrizesäure	-	-
TCP/ TCEP	-	-
PFOS/ PFOA	-	-

5.1.2 Nachgeschaltete Maßnahmen

Wie in Kapitel 5.1.1 bereits gezeigt wurde, kann durch integrierte Maßnahmen im mechanisch-biologischen Reinigungsprozess die Spurenstoffelimination lediglich durch die Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken merklich verbessert werden. Reinigungsverfahren, die dem konventionellen Abwasserreinigungsprozess nachgeschaltet werden, zeigen hier größere Wirksamkeit.

In Frage kommen

- die Sandfiltration,
- Membranverfahren (Mikro- und Ultrafiltration),
- Aktivkohlefiltration,
- Pulveraktivkohledosierung und
- die Ozonung.

Sandfiltration

Der Einsatz eines Sandfilters bewirkt keine direkte Spurenstoffelimination, sondern einen Rückhalt suspendierter Stoffe und gegebenenfalls darin enthaltener Spurenstoffe. KROISS ET AL. stellen hierzu fest, dass bei Einsatz einer Sandfiltration bei hydrophoben Stoffen ein erhöhter Rückhalt um 5-15 % erzielt werden kann (KROISS ET AL., 2003). Untersuchungen zur Elimination von Spurenstoffen in Sandfiltern werden in der Literatur kaum behandelt, da hier andere Verfahren im Vordergrund stehen. Weil ein Sandfilter nur durch den Rückhalt suspendierter Stoffe wirkt, kann davon ausgegangen werden, dass allgemein die Elimination von Spurenstoffen ähnlich gering ausfällt, wie für die von KROISS ET AL. untersuchten Stoffe. METZGER UND KAPP schlagen für den großtechnischen Einsatz einer nachgeschalteten Pulveraktivkohledosierung eine anschließende Sandfiltration vor, um

abfiltrierbare Stoffe und vor allem die beladene Pulveraktivkohle nicht ins Gewässer gelangen zu lassen (METZGER UND KAPP, 2007a).

Membranverfahren

Je nach Art der verwendeten Membran reichen die Anwendungsbereiche der Membranverfahren von der einfachen Feststofffiltration bis zur Abtrennung von Stoffen im molekularen Bereich (MUNLV, 2006a). Zur Charakterisierung einer Membran wird unter anderem die Trenngrenze herangezogen. Die Trenngrenze beschreibt den Rückhalt einer Membran bezogen auf das Molekulargewicht (in g/mol oder Dalton) der abzutrennenden Stoffe. Die vier verschiedenen druckgetriebenen Membranverfahren weisen ungefähr folgende Trenngrenzen auf (nach MUNLV, 2006a):

- Mikrofiltration: Rückhalt von Stoffen > 200.000 g/mol,
- Ultrafiltration: Rückhalt von Stoffen >20.000 g/mol,
- Nanofiltration: Rückhalt von Stoffen >200 g/mol,
- Umkehrosiose: Rückhalt von Stoffen <200 g/mol.

In Bild 5.1 sind die Trenngrenzen der verschiedenen druckgetriebenen Membranverfahren und das Molekulargewicht der im Projekt betrachteten Leitsubstanzen dargestellt. Es wird deutlich, dass der Rückhalt der ausgewählten Spurenstoffe, ohne dass sie an größere Feststoffe adsorbiert sind, erst mit der Nanofiltration möglich ist.

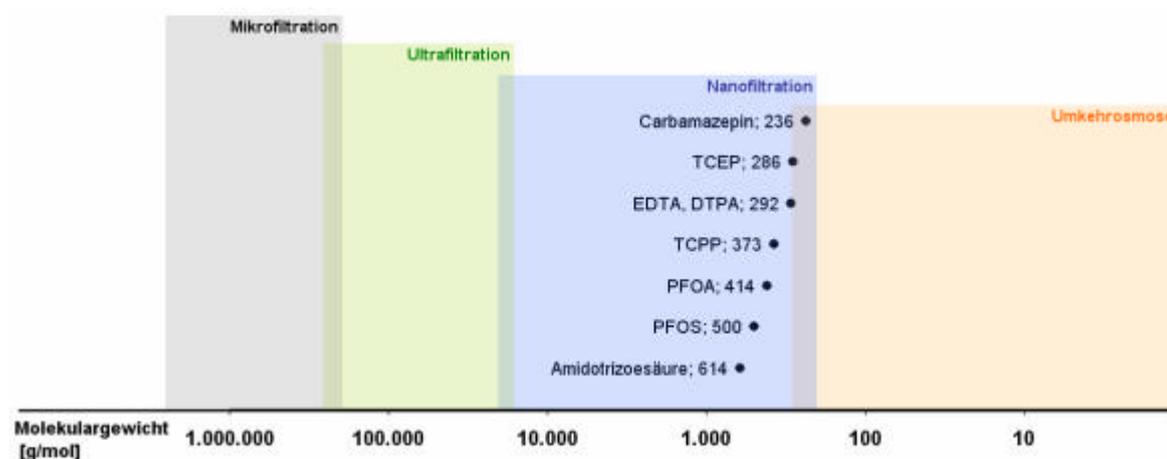


Bild 5.1: Trenngrenzen der verschiedenen druckgetriebenen Membranverfahren und das Molekulargewicht der betrachteten Leitsubstanzen

Der Einsatz von Mikro- oder Ultrafiltration als dem konventionellen Kläranlagenprozess nachgeschaltetem Verfahren zur weitergehenden Spurenstoffelimination ist nicht zielführend bezüglich der Spurenstoffelimination, da die Trenngrenze dieser Membranen für

den Rückhalt von Spurenstoffen nicht ausreichend ist. Die Wirksamkeit der Membranen ist durch den Rückhalt suspendierter Stoffe zu sehen. Im Kläranlagenablauf sind kaum noch Feststoffe vorhanden, so dass Mikro- und Ultrafiltration hier keinen oder nur minimalen Rückhalt von Spurenstoffen erzielen könnte. Wird zur Spurenstoffelimination beispielsweise Pulveraktivkohle verwendet, so könnte diese wiederum zusammen mit den an die Kohle adsorbierten Spurenstoffen auch von Mikro- und Ultrafiltration zurückgehalten werden. Bei verstärkter Deckschichtbildung auf der Membranoberfläche kann es zu einem verbesserten Rückhalt von Stoffen mit Molekulargewichten kommen, die ohne Deckschicht die Membran passieren würden. Die Beurteilung der Auswirkung der Deckschicht ist allerdings schwierig. Der Einsatz einer dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Mikro- oder Ultrafiltration ist sehr kostenintensiv.

Zum Einsatz von Nanofiltration und Umkehrosiose in der weitergehenden Abwasserbehandlung liegen bisher erst wenige Untersuchungen vor. Viele substanzspezifische Forschungen bezüglich der Eliminationsleistung von Nanofiltration und Umkehrosiose wurden mit Wasser bzw. destilliertem Wasser durchgeführt, so dass eine Übertragbarkeit auf die Eliminationsleistung bei der Anwendung mit Abwasser nicht ohne weitere Untersuchungen möglich ist. So zeigten beispielsweise WEBER ET AL. mittels Nanofiltration einen eher indifferenten Rückhalt von endokrin wirksamen Substanzen (EDC) bei Versuchen mit klarem Wasser (E2 3-99,8 %; E1 22-99,6 %; EE2 10-82 %; Mestranol 95-100 %; Diethylstilbestrol 41-100 %; Progesteron 68-100 %; Sitosterin 96-100 %; NP 2-94 %) (WEBER ET AL., 2003). Hier wurden Schwankungen unter anderem in Abhängigkeit von Transmembrandruck und Membranmaterial festgestellt. Ebenfalls mittels Nanofiltration und dotiertem Wasser konnten WINTGENS ET AL. (2002) einen Rückhalt von 70-97% für Nonylphenol und 65-100% für Bisphenol A nachweisen (WINTGENS ET AL., 2002).

Daneben gibt es Untersuchungen zur Eliminationsleistung von Membranen in Rahmen der Deponiesickerwasserbehandlung. Mit der Elimination von Arzneimittelspurenstoffen aus Deponiesickerwasser hat sich unter anderem der Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC, 2003) beschäftigt. Es zeigte sich, dass die Eliminationsleistung einer Umkehrosiose in den meisten Fällen recht gut ist, bestimmte Stoffe wie beispielsweise Carbamazepin (71-88 %) oder Ibuprofen (5-84 %) aber deutlich schlechter zurückgehalten werden als andere. Es wird darauf hingewiesen, dass die Adsorption von Arzneimitteln an Aktivkohle der Elimination durch Umkehrosiose überlegen ist (BLAC, 2003). Mit Aktivkohle war für Carbamazepin eine Elimination von rund 95% möglich, Ibuprofen konnte zu 81-87 % eliminiert werden.

Im Forschungsprojekt POSEIDON wurde mittels Ultrafiltration und Pulveraktivkohle vorgereinigtes Abwasser mit Nanofiltration und Umkehrosiose behandelt. Für alle im Projekt untersuchten Stoffe (beispielsweise Carbamazepin, Iopromid, Iopamidol, Diatri-

zoat) konnte eine sehr gute Elimination von über 98 % erzielt werden. Die Verfahrenskombination von Nanofiltration mit Ultrafiltration und Pulveraktivkohledosierung wird als sehr wirkungsvolles Verfahren empfohlen (TERNES ET AL., 2004).

Untersuchungen an Wasserwiederaufbereitungsanlagen belegen, dass Nanofiltration zwar höhermolekulare Stoffe effektiv aus dem Wasser entfernt, aber niedermolekulare Verbindungen nicht zurückhält (PINNEKAMP ET AL., 2003). Nach LEVINE ET AL. führt erst der Einsatz von Umkehrosiose zu einer signifikanten Entfernung der Substanzen (LEVINE ET AL. 1999 in PINNEKAMP ET AL., 2003). Für Röntgenkontrastmittel zeigte hingegen die Nanofiltrationsmembran einen schlechteren Rückhalt als die Ultrafiltrationsmembran (DREWES ET AL., 2002 in PINNEKAMP ET AL., 2003). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Anfangskonzentrationen der zu eliminierenden Substanzen sehr hoch waren (>1g/l), so dass bei einem fast 100 %-igem Rückhalt immer noch 1 mg/l Röntgenkontrastmittel im Permeat enthalten waren.

Die alleinige Anwendung der Membrantechnik zur weitergehenden Spurenstoffelimination scheint nicht geeignet. Es sollte sich daher vermehrt auf die Kombination verschiedener Techniken konzentriert werden (PINNEKAMP ET AL., 2003).

Tabelle 5.6: Einsatz von Nanofiltration und Umkehrosiose – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Verfahren	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	NF / RO*	>98	TERNES ET AL., 2004
EDTA/ DTPA	-	-	-
Amidotrizoesäure	-	-	-
TCP/ TCEP	-	-	-
PFOS/ PFOA	-	-	-

*Vorbehandlung mit Nanofiltration und Pulveraktivkohle

Aktivkohlefiltration

Bei der Aktivkohlefiltration (granulierte Aktivkohle) wird der Filter vom zu reinigenden Abwasser durchströmt, wobei Stoffe an die Aktivkohlemoleküle adsorbieren. Häufig werden Aktivkohlefilter als Festbett gebaut. Solche Festbettfilter können rückspülbar ausgeführt werden, um dem erhöhten Druckverlust durch die Ablagerung abfiltrierbarer Stoffe entgegenzuwirken. In der Abwasserreinigung werden oft große Betonfilter verwendet (STENZEL, 1993). An der unpolaren Aktivkohleoberfläche werden bevorzugt hydrophobe Stoffe adsorbiert, während ionische oder polare gut wasserlösliche Verbindungen kaum adsorbiert werden (PINNEKAMP ET AL., 2003). Genau wie beim Einsatz von pulverisierter Aktivkohle kann auch bei der Aktivkohlefiltration die Herkunft der ein-

gesetzten Aktivkohle stark über die Eliminationsleistung der Kohle entscheiden. Eine Übertragbarkeit von Untersuchungsergebnissen wird dadurch erschwert, da die Leistung zweier Aktivkohlen nicht unbedingt vergleichbar sein muss. Eine weitere Schwierigkeit bei der Beurteilung der Ergebnisse ergibt sich aus der Tatsache, dass viele Untersuchungen im Labormaßstab und anstatt mit Abwasser mit destilliertem Wasser, Trinkwasser und Oberflächenwasser durchgeführt wurden (PINNEKAMP ET AL., 2003).

Einige Untersuchungen beschäftigen sich mit der Elimination von Spurenstoffen aus Deponiesickerwässern. Der Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC, 2003) hat Ergebnisse zu Arzneimitteln in der Umwelt zusammengetragen. Danach wird bei der Deponiesickerwasserbehandlung mit Aktivkohlefiltration für Arzneimittel eine gute Eliminationsleistung erzielt. Beispielsweise konnte Carbamazepin auf diesem Weg zu 94-95% eliminiert werden.

WINTGENS ET AL. stellten bei der Deponiesickerwasserreinigung für Nonylphenol ein Eliminationsgrad von 54 % und für Bisphenol A von 32 % fest (WINTGENS ET AL., 2002).

Im Poseidon-Projekt (TERNES ET AL., 2004) wurde für den Einsatz granulierter Aktivkohle im Abwasser für den Arzneistoff Carbamazepin eine Eliminationsleistung von >90 % festgestellt. Die Röntgenkontrastmittel Iopromid und Iopamidol konnten zu 50-90 % eliminiert werden, bei Diatrizoat wurde nur eine Eliminationsleistung von 10-50 % erzielt. Die im Projekt ausgewählte Leitsubstanz Amidotrizoesäure wurde in den Untersuchungen nicht betrachtet. Es kann aber aufgrund der bekannten schweren Eliminierbarkeit dieses Röntgenkontrastmittels davon ausgegangen werden, dass der Rückhalt durch einen Aktivkohlefilter tendenziell eher geringer ausfällt und sich höchstens um 50 % bewegt.

Zu den übrigen im Projekt betrachteten Leitsubstanzen lassen sich bezüglich der Aktivkohlefiltration in der Literatur derzeit keine Aussagen finden. Bezüglich der Perfluorierten Tenside (PFT) gibt es erste Erfahrungen aus der Trinkwasseraufbereitung. Hier konnte für eine Konzentration von rund 600 ng PFT/l mittels der Aktivkohlefiltration eine Elimination von 100 % erzielt werden (HAGEN, 2007). Daraus lässt sich schließen, dass PFT mit Aktivkohle eliminierbar ist. Für die Elimination von PFT aus gereinigtem Abwasser besteht noch Forschungsbedarf.

In Tabelle 5.7 sind die wenigen Erkenntnisse bezüglich der Elimination der Leitsubstanzen zusammengestellt.

Insgesamt wird für viele Spurenstoffe eine gute Elimination durch Aktivkohle festgestellt. Wie gut eine Aktivkohle die betrachteten Stoffe eliminiert, hängt allerdings auch von der Art der eingesetzten Kohle ab. Die Beladung und die Einsatzdauer eines Aktivkohlefilters sind außerdem stark von den Eigenschaften des zu behandelnden Abwassers verknüpft. Diese Aspekte müssen möglichst unter realistischen Bedingungen untersucht werden.

Tabelle 5.7: Einsatz der Aktivkohlefiltration (nachgeschaltet) – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Bemerkung	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	Deponiesickerwasser	94-95	BLAC, 2003
	Abwasser	>90	TERNES ET AL., 2003
EDTA/ DTPA	-	-	-
Amidotrizesäure	-	-	-
TCCP/ TCEP	-	-	-
PFOS/ PFOA	Trinkwasser	100	HAGEN, 2007

Pulveraktivkohledosierung (nachgeschaltet)

Wie bereits in Kapitel 5.1.1 beschrieben, ist eine Schwierigkeit bei der Pulveraktivkohle-Zugabe, dass sich die Aktivkohle bei den Stoffen, die sie adsorbiert, nicht selektiv verhält (SCHRADER, 2007). Besonders beim Einsatz von Aktivkohle im Belebungsbecken können sich hieraus Leistungsminderungen ergeben. Aus diesem Grund wurde der Einsatz von Pulveraktivkohle in einem dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Becken untersucht. Die Investitionskosten einer solchen Maßnahme sind zwar höher als bei der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken, die zu erwartende Eliminationsleistung in einem nachgeschalteten Becken sollte aufgrund des nahezu feststofffreien Kläranlagenablaufs merklich höher sein.

Im Rahmen halbtechnischer Untersuchungen wurden hierfür auf einer Kläranlage in Neu-Ulm eine Aktivkohleadportionsstufe, bestehend aus einem Kontaktreaktor und einem Sedimentationsbecken, errichtet (METZGER ET AL., 2005, 2007 und 2007a). Es wurden Aktivkohledosierungen von 10 und 20 mg/l getestet und die Elimination von Arzneimitteln und Röntgenkontrastmitteln untersucht. Für Carbamazepin konnte bei 10 mg Aktivkohle pro Liter eine über 90-prozentige Elimination festgestellt werden, wobei im Mittel bei allen betrachteten Arzneimitteln eine durchschnittliche Entnahme von 80 % festgestellt werden konnte (METZGER ET AL., 2005, 2007 und 2007a). Bei den Röntgenkontrastmitteln zeigen sich stärkere Unterschiede innerhalb der Gruppe. Die nicht-ionischen Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Iopromid und Iohexol wurden zu rund 70 % eliminiert, Iopamidol konnte nur zu knapp 50 % entfernt werden und die ionische Amidotrizesäure zeigte mit rund 10 % eine sehr schlechte Eliminierbarkeit (METZGER ET AL., 2005, 2007 und 2007a).

Im Poseidon-Projekt (TERNES ET AL., 2004) wurde der Einsatz von Pulveraktivkohle für vier unterschiedliche Wässer untersucht. Dabei konnte schon bei einer Pulveraktivkohle-

dosierung von 12 mg/l eine Eliminationsleistung von über 99 % für alle im Projekt betrachteten Spurenstoffe festgestellt.

DREWES ET AL. (2006) haben Ergebnisse zur Elimination von Flammschutzmitteln im Trinkwasseraufbereitungsprozess zusammengetragen. Der Einsatz von 20 mg Pulveraktivkohle pro Liter ergab eine Eliminationsleistung von rund 90 %.

Die Literaturergebnisse zur nachgeschalteten Pulveraktivkohledosierung werden in Tabelle 5.8 zusammengefasst.

Tabelle 5.8: Einsatz von Pulveraktivkohle (nachgeschaltet) – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Aktivkohledosierung [mg/l]	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	10 und 20	>90	METZGER ET AL., 2007
	5 / 12	>90 / >99	TERNES ET AL., 2004
EDTA/ DTPA	-	-	-
Amidotrizesäure	10 und 20	11 und 44	METZGER ET AL., 2007
TCP/ TCEP	TCEP: 1 / 5 / 20	TCEP: 14 / 69 / 90	DREWES ET AL., 2006
PFOS/ PFOA	-	-	-

Ozonung

Unter Ozonung wird die direkte und indirekte Einwirkung von Ozon auf im Wasser vorhandene Inhaltsstoffe verstanden. Bei der direkten Ozonung reagiert das Ozon direkt mit einem im Wasser enthaltenen Stoff, bei der indirekten Ozonung bildet das Ozon zunächst Hydroxylradikale, die dann mit einem Stoff eine Reaktion eingehen. Zunächst wurde Ozon zum Abbau von Wasserinhaltsstoffen in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt, mittlerweile wird es auch im Bereich der Abwasserbehandlung eingesetzt (FAHLENKAMP ET AL., 2006a). Entsprechend umfangreich ist die hierzu vorhandene Literatur. Bezüglich der im Projekt betrachteten Leitsubstanzen finden sich daher für fast alle Stoffe Angaben zur Eliminationsleistung der Ozonung. Weitere Angaben konnte durch die Befragung des Ozonanlagenherstellers ITT WEDECO gewonnen werden. Die Erkenntnisse sind in Tabelle 5.9 zusammengestellt.

TERNES ET AL. (2003) untersuchten verschiedene Arzneimittel auf ihre Eliminierbarkeit mittels Ozon – unter anderem auch die Leitsubstanz Carbamazepin und verschiedene Röntgenkontrastmittel. Für Carbamazepin ließ sich für Ozondosen von 5-15 mg/l eine sehr gute Eliminationsleistung von über 98 % erzielen. Auch andere Studien zeigen eine recht hohe Eliminationsleistung von Ozon bezüglich der Leitsubstanz Carbamazepin (GOLLOCH ET AL., 2004; TERNES ET AL., 2004; NÖTHE ET AL., 2005; FAHLENKAMP ET AL.,

2007; SCHRADER, 2007). Dabei wird deutlich, dass die Kontaktzeit des Ozons mit dem Wasser eine wichtige Rolle für den Erfolg der Elimination spielt. So konnte in einer Studie des NÖTHE ET AL. festgestellt werden, dass bei zweiminütiger Ozonung rund 51 % des Arzneimittels Carbamazepin entfernt werden konnte, nach 5 Minuten hingegen war schon eine 98 %-ige Entfernung zu beobachten (NÖTHE ET AL., 2005). Der Hersteller ITT WEDECO setzt daher eine Kontaktzeit von mindestens 10 Minuten an und erzielt damit eine Eliminationsleistung von 90-99 % bei 5-10 mgO₃/l.

Tabelle 5.9: Einsatz von Ozonung – Eliminationsleistung bezüglich der betrachteten Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Ozondosis [mg/l]	Kontaktzeit [min]	Eliminationsleistung [%]	Quelle
Carbamazepin	-	-	>99	SCHRADER, 2007
	5	-	>91	GOLLOCH ET AL., 2004
	-	2 / 5	51 / 98	NÖTHE ET AL, 2005
	-	-	>90	TERNES ET AL., 2004
	-	-	>90	FAHLENKAMP ET AL., 2007
	5 / 10 /15	-	98	TERNES ET AL., 2003
	5 / 10	10	90 / 99	ITT WEDECO, 2007
	10-15, 5 21,6	9 - 5	>90 / >98 / >97	LANUV, 2007
EDTA/ DTPA	5 / 10	10	60 / 75	ITT WEDECO, 2007
Amidotrizesäure	-	-	Oxidation fraglich	GOLLOCH ET AL., 2004
	-	-	10 (+UV: bis 20)	FAHLENKAMP ET AL., 2006
	-	-	10-40	FAHLENKAMP ET AL., 2007
	10	18	13	TERNES ET AL, 2003
TCP/ TCEP	5 / 10	10	40 / 50	ITT WEDECO, 2007
	3-4	-	<5	DREWES ET AL., 2006
PFOS/ PFOA	5 / 10	10	<5	ITT WEDECO, 2007

Beim Einsatz von Ozon zur Entfernung bestimmter Spurenstoffe aus dem Wasser wird vermutet, dass einige durch die Ozonung bestimmter Stoffe entstehende Nebenprodukte ebenfalls für das Gewässer schädlich und eventuell sogar toxisch sind. Für den Spurenstoffe Carbamazepin wurde im Projekt POSEIDON das Wasser nach der Ozonbehandlung auf Toxizität untersucht. In diesen Untersuchungen konnte keine Toxizität der Nebenprodukte festgestellt werden (TERNES ET AL., 2004). SCHUMACHER gibt an, dass viele Oxidationsnebenprodukte nicht stabil sind und sehr schnell biologisch abgebaut werden (SCHUMACHER, 2006). Untersuchungen zur Toxizität dieser Nebenprodukte

zeigten, dass die eingesetzten Verfahren (Leuchtbakterien, Zebrafischeiern) nicht ausreichend sensitiv für Kläranlagenabläufe waren, so dass keine Aussagen über die Verbesserung oder Verschlechterung der Toxizität gemacht werden konnten (SCHUMACHER, 2006). Aufgrund der Vielzahl der existierenden Spurenstoffe stehen abschließende Untersuchungen zu Ozonungsnebenprodukten noch aus. Derzeit wird in der Schweiz auf einer Kläranlage eine volltechnische Ozonungsanlage mit einem nachgeschalteten Sandfilter betrieben und deren Effekt auf den Anlagenablauf und den Vorfluter mittels chemischer und ökotoxikologischer Messungen untersucht (SIEGRIST, 2007).

Die Ergebnisse bezüglich der Elimination der Röntgenkontrastmittel sehen wesentlich schlechter aus und bewegen sich beispielsweise bei TERNES ET AL. im Bereich von 0-36%, wobei hier Fehlerabweichungen von bis zu 36 % angemerkt werden und die Ergebnisse daher als unsicher anzusehen sind (TERNES ET AL., 2003). Für das Röntgenkontrastmittel Diatrizoat, das Salz der Amidotrizoesäure, wird eine Elimination von 13 % erzielt. Dieses negative Ergebnis wird auch durch eine Literaturstudie des MUNLV (GOLLOCH ET AL., 2004) bestätigt, in der die Oxidation von Amidotrizoesäure durch Ozon als fraglich angesehen wird. In einer weiteren Studie des FAHLENKAMP ET AL. konnte in verschiedenen Experimenten ein Gesamtabbaugrad von nur 10 % festgestellt werden (FAHLENKAMP ET AL., 2006). Auch die Bildung von OH-Radikalen zeigte keine verbesserte Elimination. Das Amidotrizoesäure ein besonders schwer zu eliminierendes Röntgenkontrastmittel ist, wird daran deutlich, dass weitere untersuchte Mittel eine wesentlich bessere Eliminierbarkeit zeigten (Iopromid: 97 %, Iopamidol: 50-60 %, Iomeprol: 60 %) (FAHLENKAMP ET AL., 2006). Neuere Studien belegen für die Elimination von Röntgenkontrastmittel etwas bessere Ergebnisse um 10-40 % für Amidotrizoesäure bei einer spezifische Ozonzehrung von 0,8-1,6 mg/mg (FAHLENKAMP ET AL., 2007). ITT WEDECO gibt für die Röntgenkontrastmittel Diatrizoat, Iomprol, Iopamidol und Iopromid für eine Konzentration in Summe von 26,4 µg/l eine Eliminationsleistung von 60-70 % an, wobei Ozondosen von 5-10 mgO₃/l zugrunde gelegt werden. Für die Leitsubstanz Amidotrizoesäure konnten keine Angaben gemacht werden.

Es wird deutlich, dass bestimmte Spurenstoffe nicht gut mit Ozon reagieren und hier andere Verfahren wie beispielsweise die Aktivkohlefiltration erfolgreicher sind.

Sonstige Verfahren wie die Biofiltration, die Abwasserverbrennung oder -eindampfung, Elektrolyse, Photolyse, Nasschemische Druckoxidation mittels Sauerstoff oder Luft u.a.m. bekannt, die unter bestimmten Voraussetzungen eine Alternative darstellen können (PINNEKAMP ET AL., 2003). Bei manchen Abwässern ist zur Optimierung der Elimination sogar die Anwendung von Kombinationen verschiedener nachgeschalteter Verfahren zu erwägen (SCHRÖDER, 2003).

5.1.3 Zusammenfassung

Bei der Betrachtung der integrierten und der nachgeschalteten Verfahren zur Spurenstoffelimination wird deutlich, dass hier sowohl bezüglich der Eliminationsgrade als auch bezüglich der zu eliminierenden Stoffe noch viele Unsicherheiten bestehen.

Für die Integration von Maßnahmen in die biologische Reinigungsstufe sind verschiedene Vorgehensweisen und Ansätze möglich, die allerdings teilweise noch nicht ausreichend erforscht sind. Die aufgeführten Untersuchungsergebnisse können aufgrund des großen Spektrums an vorhandenen Spurenstoffen immer nur Hinweise bezüglich der Eliminierbarkeit nicht untersuchter Spurenstoffe geben. Erkennbar wird aber auch, dass letztendlich abhängig von den Stoffeigenschaften mehrere Maßnahmen notwendig sind, um eine adäquate Elimination zu erzielen. Die Zugabe pulverförmiger Aktivkohle in Belebungsbecken scheint bei den integrierten Maßnahmen für die Elimination von Spurenstoffen am besten geeignet. Eine vollständige Entfernung sämtlicher gefährlicher Stoffe ist hierbei jedoch auch nicht zu erwarten, so dass die Wirksamkeit im Einzelfall für das jeweilige Stoffspektrum zu prüfen ist. Der Vorteil integrierter Maßnahmen im biologischen Reinigungsprozess wird dadurch abgeschwächt, dass die möglichen Maßnahmen offensichtlich nur zu geringen Eliminationsgraden bei Spurenstoffen führen. In Abhängigkeit vom Reinigungsziel muss also über weitergehende, dem konventionellen Klärprozess nachgeschaltete Reinigungsstufen nachgedacht werden wie sie in Kapitel 5.1.2 erläutert wurden.

Die nachgeschalteten Verfahren weisen für viele der betrachteten Leitsubstanzen eine wesentlich bessere Eliminationsleistung auf, als die integrierten Maßnahmen. Allerdings ist die Einrichtung einer nachgeschalteten Verfahrensstufe aufwändiger und damit auch teurer. Bei einer großen Menge an zu eliminierenden Spurenstoffen im Abwasser lässt sich die Verwendung eines nachgeschalteten Verfahrens aber nicht vermeiden. Der Einsatz von Ozonung und Aktivkohle scheint bezüglich des großen damit zu eliminierenden Stoffspektrums und der guten Eliminationsgrade eine vielversprechende Verfahrenskombination darzustellen. Noch offene Fragestellungen sind dabei beispielsweise die Toxizität der durch die Ozonung gebildeten Nebenprodukte und deren mögliche Eliminierbarkeit sowie die tatsächlich erforderliche Dosiermenge für die Aktivkohle. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

In Tabelle 5.10 sind die Ergebnisse der aus der Literatur zusammengetragenen Eliminationsleistungen verschiedener Verfahren für die im Projekt betrachteten Leitsubstanzen zusammengestellt. Es wird deutlich, dass für den Bereich der Arzneimittel – hier vertreten durch Carbamazepin – die Eliminationsleistung der Verfahren schon gut erforscht ist. Für die in den vorangegangenen Kapiteln diskutierten Verfahren stehen mittlerweile zahlreiche Untersuchungen zur Verfügung. Die teilweise starken Schwankungen in den Er-

gebnissen, wie beispielsweise für den Bereich der Mikro- oder Ultrafiltration (<10 bis >90 % Eliminationsleistung), ist oft in den unterschiedlichen Verfahren begründet und kann in dieser knappen Darstellung nicht besser wiedergegeben werden. Hier wird auf die vorangegangenen Kapitel verwiesen. Teilweise wurden allerdings auch innerhalb eines Forschungsprojektes große Schwankungsbreiten in den Eliminationsleistungen festgestellt.

Tabelle 5.10: Eliminationsleistung der betrachteten Verfahren für die ausgewählten Leitsubstanzen

Stoff	Verfahren						
	konventionelles Belebungsverfahren	MF/UF (MBR oder nachgeschaltet)	Membran (NF/RO) nachgeschaltet	Aktivkohle (granuliert) nachgeschaltet	Pulveraktivkohle in BB	Pulveraktivkohle nachgeschaltet	Ozon nachgeschaltet
Carbamazepin	<10 bis 90%	<10 bis 50%	50 bis >90%	>90%	>90%	>90%	50 bis >90%
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	<10%						50 bis 90%
Ethylendiamintetraacetat (DTPA)	10 bis 50%						50 bis 90%
Amidotrizoessäure	<10%					<10%	<10 bis 90%
Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	<10 bis 50%						
Tris(chlorethyl)phosphat (TCEP)						<10 bis >90%	<10 bis 50%
Perfluoroctansulfonat (PFOS)							<10%
Perfluoroctansäure (PFOA)							<10%

 = keine Untersuchungsergebnisse

Insgesamt ist festzustellen, dass bezüglich der Eliminationsleistung der verschiedenen Verfahren noch einige Unsicherheiten bestehen und daher nur mit großen Unsicherheiten abgeschätzt werden können. Nach den bisherigen Erkenntnissen scheinen der Einsatz von Aktivkohlefiltration und der Ozonung die wirkungsvollsten Verfahren zu sein, die je nach Art der im zu behandelnden Abwasser vorhandenen Spurenstoffe auch kombiniert werden müssen.

5.2 Betrachtete Verfahren zur Elimination organischer Spurenstoffe

Anhand der in der Literatur behandelten Verfahrenstechniken wurden folgende Techniken und Verfahrenskombinationen ausgewählt und im Projekt bezüglich der Eliminationsleistung sowie der Investitions- und Betriebskosten genauer betrachtet und bewertet:

- Pulveraktivkohledosierung im Belebungsbecken,
- Ozonung,
- Ozonung und UV-Licht,

- Ozonung und Aktivkohlefiltration,
- Mikrosiebung und Aktivkohlefiltration,
- Sandfilter und Aktivkohlefiltration,
- Mikrosiebung, Ultrafiltration und Aktivkohlefiltration,
- nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung und Sandfiltration,
- nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung und Ultrafiltration.

Die Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken zielt auf integrierte Elimination in der biologischen Behandlungsstufe und ist nicht nachgeschaltet. Alle anderen betrachteten Verfahren werden dem Kläranlagenablauf nachgeschaltet und stellen damit eine weitere Reinigungsstufe im Kläranlagenprozess dar. Im Folgenden werden die einzelnen Konfigurationen kurz vorgestellt.

Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken

Bezüglich der Optimierung des biologischen Reinigungsprozesses wurde die Dosierung von Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken betrachtet (vgl. Bild 5.2).

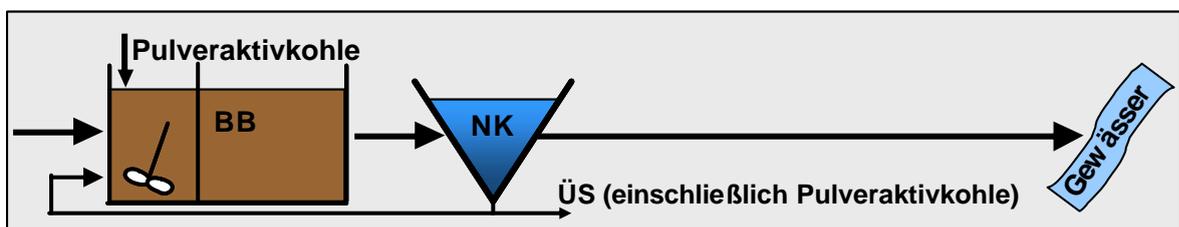


Bild 5.2: Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken

Für dieses Verfahren wird pulverisierte Aktivkohle direkt in das Belebungsbecken der biologischen Stufe zudosiert und über das Nachklärbecken zusammen mit dem belebten Schlamm wieder abgeschieden. Über den Überschussschlammabzug wird die Kohle dann endgültig aus dem System genommen, während der Rest über den Rücklaufschlamm wieder dem Belebungsbecken zugeführt wird.

Als ein wesentlicher Nachteil dieses Verfahrens ist die Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken und der damit verbundene erhöhte Überschussschlamm-anfall zu sehen. Es muss gewährleistet sein, dass das Nachklärbecken leistungsfähig genug ist, um die pulverisierte Kohle nicht in den Vorfluter gelangen zu lassen. Aus diesem Grund wird das Verfahren oft mit dem Membranbelebungsverfahren kombiniert, da hier die Membranfiltration den vollständigen Rückhalt der Aktivkohle gewährleistet.

Inwieweit die Schlammeigenschaften durch die zusätzlich in der Belebungsstufe dosierte Pulveraktivkohle verändert werden, bleibt noch zu untersuchen.

Positiv ist die Tatsache zu bewerten, dass die Ausrüstung des Belebungsbeckens mit einer Aktivkohledosierstation verhältnismäßig kostengünstig umgesetzt werden kann. Dieses Verfahren bietet sich daher besonders für den kurzfristigen Einsatz an, wenn akute Probleme mit bestimmten Stoffen im Kläranlagenablauf auftreten. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass der durch die Pulveraktivkohlezugabe erhöhte Feststoffanteil im Belebungsbecken das Schlammalter verkürzen kann, so dass es zur Verschlechterung der Nitrifikation kommen kann. Außerdem erhöhen sich der Überschussschlammanfall und die damit verbundene Entsorgungskosten.

Die Beurteilung der Eliminationsleistung dieses Verfahrens ist schwierig, da die bisher erfolgten Untersuchungen mit sehr unterschiedlichen Dosiermengen, Kontaktzeiten zwischen Abwasser und Aktivkohle und Aktivkohlen gearbeitet haben. Da in jedem Vorhaben nur wenige der zahlreichen Spurenstoffe analytisch bezüglich der Eliminationsleistung betrachtet werden können und bisher vor allem Ergebnisse für den Bereich der Arzneimittelspurenstoffe veröffentlicht wurden, ist eine Beurteilung bezüglich weiterer Spurenstoffe nur eingeschränkt möglich. Teilweise wurden daher Rückschlüsse aus Erfahrungswerten aus dem Einsatz von Aktivkohlefiltern gezogen. Da die Pulveraktivkohle in dem hier vorgestellten Verfahren direkt in das Belebungsbecken dosiert wird, werden auch andere Stoffe als die zu eliminierenden Spurenstoffe an der Kohle adsorbieren (siehe hierzu auch Kapitel 5.1.1). Außerdem kann es zu Rücklösungen bzw. zur Verdrängung bereits adsorbierter Spurenstoffe aus der Aktivkohle kommen. Dadurch wird im Vergleich zur Dosierung von Aktivkohle in den Kläranlagenablauf bei der Zugabe in das Belebungsbecken eine größere Menge Aktivkohle benötigt, wodurch die Betriebskosten höher sind. Eine weitere offene Fragestellung ist, ob es bei der im Prozess befindlichen Aktivkohle zu Rücklösungen bereits adsorbierter Stoffe kommt.

Ozonung

Bei der Ozonung wird der Kläranlagenablauf in einem Kontaktreaktor oder -becken mit Ozon begast. Wichtig ist hierbei, dass eine ausreichende Verweilzeit des zu behandelnden Abwasserstroms im Kontaktbecken gewährleistet ist. Der Hersteller ITT WEDECO (ITT WEDECO, 2007) empfiehlt hier eine hydraulische Verweilzeit von mindestens 10 Minuten bei einer Wassertiefe von >5 m. Das Ozon kann aus Luft-sauerstoff erzeugt werden oder es wird aus Flüssigsauerstoff gewonnen. Für große zu behandelnde Ströme wird die Gewinnung aus Flüssigsauerstoff empfohlen, da die Ozonproduktion aus Luftsauerstoff hier unwirtschaftlich wäre (ITT WEDECO, 2007).

Es wurden neben der reinen Ozonung (Bild 5.3 a)) außerdem die Ergänzung der Ozonanlage um eine nachgeschaltete Behandlung des Abwasserstromes mit UV-Licht (Bild 5.3 b)) sowie die Nachschaltung einer Aktivkohlefiltration betrachtet (Bild 5.3 c)).

Die Nachschaltung einer UV-Licht-Bestrahlung hat den Effekt, dass das noch im Wasser vorhandene Restozon durch das UV-Licht mobilisiert wird und so weitere Stoffe, die nach der Ozonung noch im Wasser vorhanden sind, eliminiert werden können (ITT WEDECO, 2007). Es kommt durch die direkte photochemische Anregung zu einer zusätzlichen oxidativ wirkenden Zerlegung von gelösten und ungelösten Ozonresten. Laut Auskunft von ITT WEDECO ist gegenüber der reinen Ozonung eine zusätzliche Eliminationsleistung von 5-10 % zu erwarten. Inwieweit diese eher geringe Leistungssteigerung wirtschaftlich umgesetzt werden kann, wird in Kapitel 6 näher betrachtet. Des Weiteren verstärkt die UV-Bestrahlung den Effekt der zusätzlichen Hygienisierung des Kläranlagenablaufs durch die Ozonung. Bereits geringe Ozonmengen können zu einer Inaktivierung von Viren führen – bei zu geringer Ozondosis bleiben die aus der Zelle freigesetzten RNA-Moleküle allerdings infektiös (SCHMUMACHER, 2006). Zur Feststellung einer optimalen Ozondosis hinsichtlich der gewünschten Spurenstoffelimination kombiniert mit einer Desinfektion sind noch weitergehende Untersuchungen erforderlich. Besonders in Gebieten, in denen Anforderungen nach Badegewässerrichtlinie gestellt werden, bietet sich eine zusätzliche Desinfektion an. Eine Verbesserung der Desinfektionswirkung des Ozons kann durch eine UV-Bestrahlung erzielt werden. Für die UV-Stufe wird ein zusätzliches Gerinne benötigt, in das die UV-Leuchtröhren so eingehängt werden können, dass das Abwasser so bestrahlt werden kann, dass möglichst alle Bereiche des Gerinnes durch das UV-Licht erreicht werden.

Als weitere sinnvolle Verfahrensergänzung kann der Ozonstufe nachgeschaltet eine Aktivkohlefiltration eingesetzt werden. Da nicht alle Spurenstoffe gleich gut oxidierbar sind, werden durch die Ozonung bestimmte Stoffgruppen kaum eliminiert. Problematisch scheinen hier vor allem Perfluorierte Tenside zu sein, bei denen durch Ozon eine Elimination von weniger als 5 % zu erwarten ist (ITT WEDECO, 2007). Ebenfalls schwer zu oxidieren sind Flammenschutzmittel. Je nach Zusammensetzung des zu behandelnden Abwasserstroms und den Anforderungen an die Reinigungsleistung kann für ein zufriedenstellendes Reinigungsergebnis die Nachschaltung einer Aktivkohlefiltration erforderlich werden. Dabei ist zu beachten, dass die durch die Ozonung entstehenden Nebenprodukte häufig schlechter an Aktivkohle adsorbieren als das Ausgangsprodukt. Hierzu besteht noch weiterer Forschungsbedarf.

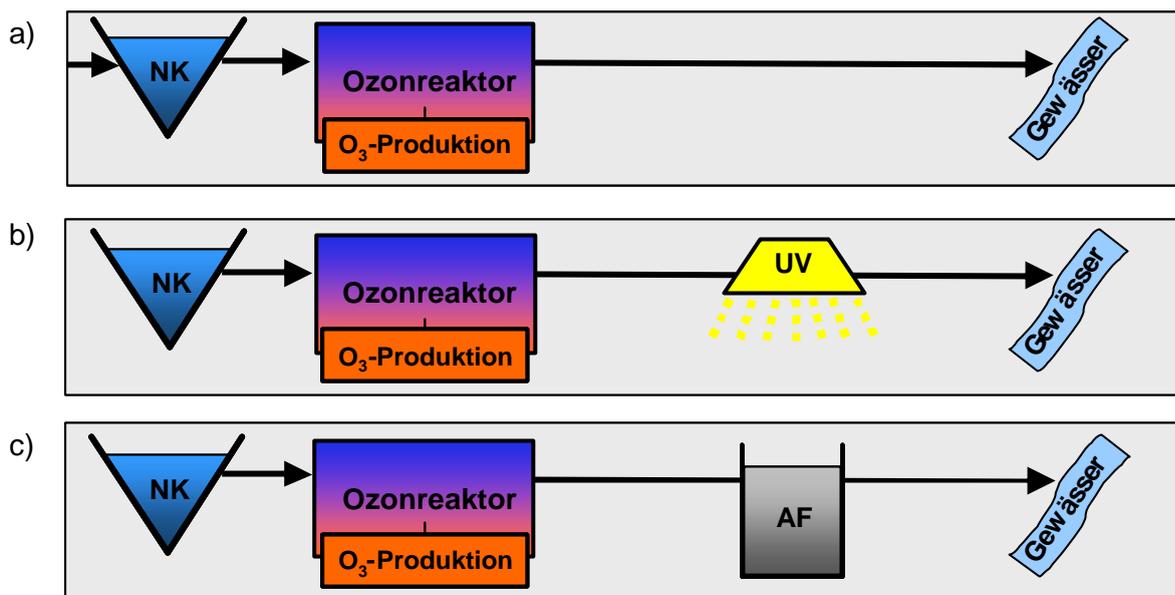


Bild 5.3: Ozonung: a) Ozonung alleine, b) mit nachgeschaltetem UV-Licht, c) mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration

Eventuell ist vor dem Aktivkohlefilter bzw. vor der Ozonung noch eine Vorfiltration des Abwassers erforderlich, um das zu behandelnde Medium feststofffrei zu halten. Kläranlagenabläufe weisen in der Regel Feststoffgehalte von rund 5-20 mg/l auf. Eventuell kann das zu einer schlechteren Eliminationsleistung im Ozonreaktor durch Verschattungen führen bzw. zu einer schnelleren Beladung der Aktivkohlefilterstufe.

Aktivkohlefiltration

Für die Aktivkohlefiltration wurden verschiedene Varianten der Vorbehandlung des Kläranlagenablaufes betrachtet. Wie oben bereits erläutert, ist es sinnvoll, einen Aktivkohlefilter mit einem möglichst feststofffreien Medium zu beschicken, um unnötige Beladung der Aktivkohle zu vermeiden und so die Filterlaufzeit zu maximieren. Für die Vorfiltration wurden verschiedenen Verfahrenskombinationen gewählt:

- vorgeschaltete Mikrosiebung (Bild 5.4 a)),
- vorgeschaltete Sandfiltration (Bild 5.4 b)),
- vorgeschaltete Ultrafiltration mit Mikrosiebung (Bild 5.4 c)).

Falls eine Kläranlage schon mit einem Sandfilter ausgestattet ist, bietet es sich an, im Anschluss an den Filter eine Aktivkohlefiltration zu betreiben.

Als weitere Möglichkeit der Vorbehandlung bietet sich der Einsatz von einer Mikrosiebung mit anschließender Ultrafiltration an. Dabei ist abzuwägen, inwieweit der Rückhalt von Partikeln durch das Mikrosieb die Lebensdauer der Ultrafiltration positiv beeinflusst. Nachteil dieses Verfahrens sind allerdings die relativ hohen Investitionskosten. Dieser

Nachteil wird auch nicht durch die voraussichtlich leicht verbesserte Spurenstoffelimination durch die Ultrafiltration ausgeglichen.

Gut eingesetzt werden kann ein Aktivkohlefilter im Ablauf einer Membranbelebungsanlage, da hier schon ein feststofffreier Strom vorliegt. Diese Voraussetzung ist aber auf den wenigsten kommunalen Kläranlagen gegeben, so dass eine Abtrennung der Feststoffe vor der Aktivkohlefiltration in den meisten Fällen noch vorgenommen werden muss.

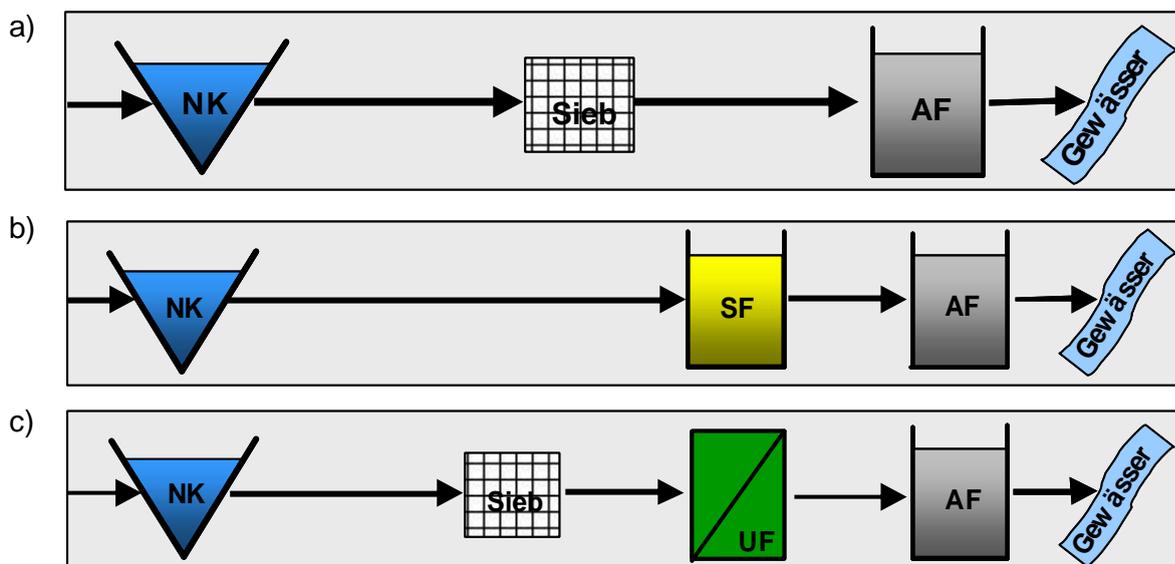


Bild 5.4: Aktivkohlefiltration, a) mit vorgeschalteter Mikrosiebung, b) mit vorgeschalteter Sandfiltration, c) mit vorgeschalteter Mikrosiebung und Ultrafiltration

Pulveraktivkohledosierung (nachgeschaltet)

METZGER ET AL. (2007a) haben Untersuchungen mit einer nachgeschalteten Pulveraktivkohledosierung im halbtechnischen Maßstab (maximaler Zufluss: 500 l/h) durchgeführt. Die Versuchsanlage bestand aus einer Adsorptionsstufe bestehend aus einem Kontaktreaktor, in dem die Pulveraktivkohle zudosiert wird, und einem nachgeschalteten Sedimentationsbecken. Für eine großtechnische Umsetzung wird empfohlen, der Adsorptionsstufe eine Filterstufe nachzuschalten, um im Absetzbecken nicht sedimentierte Aktivkohle abzufiltern (METZGER ET AL., 2007a). Empfohlen wird der Bau eines 1,50 m hohen Sandfilters (5 cm Sandschicht, Durchmesser 0,71-1,25 mm und 75 cm Hydroanthrazitschicht, Durchmesser: 1,4-2,5 mm), mit einer Filtergeschwindigkeit von maximal 12 m/h (METZGER ET AL., 2007a).

Die hier betrachteten Anlagenkonfigurationen sind in Bild 5.5 dargestellt.

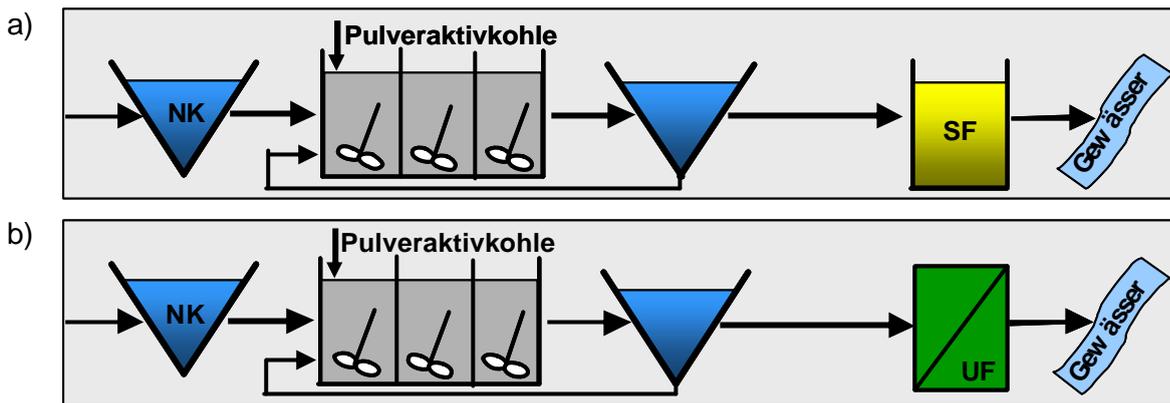


Bild 5.5: Nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung, a) mit anschließender Aktivkohlefiltration, b) mit anschließender Ultrafiltration

Wie in der o. g. halbtechnischen Versuchsanlagen wird auch für die Großtechnik ein Kontaktbecken vorgesehen, in das die Pulveraktivkohle zudosiert wird, gefolgt von einem Sedimentationsbecken zur Abtrennung der pulverisierten Kohle. Zur Sicherstellung eines absolut feststoff- und pulveraktivkohlefreien Ablaufs wurden zwei verschiedene Möglichkeiten der Filtration vorgesehen: die Nachschaltung eines Sandfilters oder einer Ultrafiltration. Wie bereits oben diskutiert, verbessert der Einsatz einer Ultrafiltration das Eliminationsergebnis voraussichtlich höchstens um 5-10 %. Es ist also fraglich, ob der Bau eines Sandfilters hier nicht die wirtschaftlichere Methode darstellt.

5.3 Beurteilung der Eliminationsleistung der betrachteten Verfahren

Für die im Kapitel 5.2 vorgestellten Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen wurden anhand der in Kapitel 5.1 zusammengetragenen Erkenntnisse aus der Literatur Abschätzungen bezüglich der zu erwartenden Eliminationsleistung im großtechnischen Einsatz vorgenommen.

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln erläutert, macht die Vielzahl an Spurenstoffen eine abschließende Verfahrensbewertung schwierig. Untersucht wurden in jedem bisher abgeschlossenen Forschungsprojekt nur eine geringe Anzahl verschiedener Spurenstoffe, wobei die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere Stoffe oder Stoffgruppen nicht immer möglich ist. Hinzu kommt, dass viele Ergebnisse im labor- oder kleintechnischen Maßstab erzielt wurden. Die Randbedingungen für eine gute Elimination sind hier oft besser, als in der großtechnischen Umsetzung, da übliche Schwankungen im Großbetrieb nicht abgebildet werden können.

Um trotzdem einen guten Überblick über die Eliminationsleistung der verschiedenen Verfahrenskombinationen zu erhalten und eine möglichst große Anzahl unterschiedlichster Spurenstoffe zu betrachten, wurden im Projekt die eingangs gewählten Leitsubstanzen aus dem Bereich der Arzneistoffe, Komplexbildner, Flammschutzmittel,

Röntgenkontrastmittel und der aktuell diskutierten Perfluorierten Tensiden zusammengestellt. Ausgewählt wurden zu jeder Gruppe Spurenstoffe, die entweder in erhöhten Mengen im Abwasser zu erwarten sind oder nach bisherigem Kenntnisstand schwer zu eliminieren sind.

In Tabelle 5.11 sind die erwarteten Eliminationsleistungen für die vorgestellten Verfahren zusammengetragen. Da es für einige Verfahren, wie beispielsweise der kombinierten Ultra- und Aktivkohlefiltration oder der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken nicht für jede Leitsubstanz Angaben zur Eliminationsleistung gibt, mussten an dieser Stelle Abschätzungen vorgenommen werden. Die abgeschätzten Zahlen sind in der Tabelle 5.11 kursiv und rot gedruckt wiedergegeben.

Bei der Herleitung der einzelnen Eliminationsleistungen wurden Werte aus der Literatur und Herstellerangaben zugrunde gelegt. Bei angegebenen Schwankungsbreiten wurde der niedrigere Wert angesetzt, um eine Überbewertung eines Verfahrens zu vermeiden. Große Unsicherheiten bestehen demnach vor allem bei der Bewertung der Ultrafiltration sowie der Aktivkohledosierung in das Belebungsbecken. Besonders das letzt genannte Verfahren birgt Unsicherheiten bezüglich Dosiermengen und Eliminationsleistungen. Hier liegen bisher kaum Ergebnisse zu den betrachteten Leitsubstanzen vor.

Tabelle 5.11: Betrachtete Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen und ihre erwartete Eliminationsleistung für die im Projekt ausgewählten Leitsubstanzen

	Ozon	Ozon + UV	Ozon + AKF	Sieb + UF + AKF	Sieb + AKF	Sandfiltration + AKF	PAK _{nachg.} + Sandfiltration	PAK _{nachg.} + UF	PAK in BB
Komplexbildner									
EDTA	60%	65%	70%	10%	10%	10%	5%	10%	3%
DTPA	60%	65%	65%	5%	5%	5%	3%	5%	3%
Flammschutzmittel									
TCPP	40%	45%	80%	85%	75%	75%	60%	85%	30%
Perfluorierte Tenside									
PFOS	5%	5%	75%	70%	70%	70%	55%	60%	30%
PFOA	5%	5%	75%	70%	70%	70%	55%	60%	30%
Röntgenkontrastmittel									
Diatrizoat, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid	60%	65%	95%	60%	55%	55%	55%	65%	25%
Arzneistoffe									
Carbamazepin	90%	95%	95%	90%	90%	90%	85%	85%	45%

rot = Abschätzung

Für die Gruppe der Röntgenkontrastmittel wurde als Leitsubstanz Amidotrizoesäure ausgewählt. Zu diesem speziellen Stoff lassen sich in der Literatur kaum Aussagen zur Eliminierbarkeit finden. Mehr Informationen gibt es zu den Röntgenkontrastmitteln Diatrizoat, Iomeprol, Iopamidol und Iopromid. Um überhaupt eine Bewertung vornehmen zu können, wurden für Röntgenkontrastmittel eine Beurteilung zu diesen Stoffen abgegeben. Allgemein lässt sich feststellen, dass Amidotrizoesäure unter den Röntgen-

kontrastmitteln als sehr schwer eliminierbar gilt, so dass für diesen Stoff die in Tabelle 5.11 angegebenen Eliminationsraten wahrscheinlich noch geringer ausfallen.

Im folgenden Kapitel 6 wird für die vorgestellten Verfahren eine Kostenabschätzung vorgenommen. Anschließend erfolgt im Rahmen einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung eine Gegenüberstellung der ermittelten Kosten mit den zu erwartenden Eliminationsleistungen.

6 Kostenbetrachtung

6.1 Grundlagen

In einem ersten Näherungsschritt wurden für die verschiedenen Verfahrenstechniken zur weitergehenden Spurenstoffelimination die Investitions- und Betriebskosten für eine normierte Modellkläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 E ermittelt (siehe Kapitel 6.2). Für die konkrete Planung einer Verfahrenstechnik auf einer ausgewählten Kläranlage müssen die Randbedingungen und Annahmen, die der hier vorgenommenen Berechnung zugrunde liegen, gegebenenfalls modifiziert und angepasst werden. Um eine Vorstellung über die Kostenentwicklung in Abhängigkeit von der Kläranlagengrößen zu erhalten, erfolgt in Kapitel 6.3 eine Abschätzung für verschiedene Kläranlagenausbaugrößen.

Für die normierte Kläranlage (100.000 E) wurden die in Tabelle 6.1 zusammengestellten Annahmen getroffen. Bei den Grunddaten sind vor allem die Ausbau- und Anschlussgröße sowie die zu behandelnde Trockenwettermenge von Bedeutung. Die ausgewählten weitergehenden Verfahren wurden so ausgelegt, dass sie die der Kläranlage zufließende Trockenwettermenge behandeln. Im Regenwetterfall wird davon ausgegangen, dass der weitergehenden Behandlungsstufe ein Teilstrom des Mischwasserzuflusses zugeleitet wird, der mengenmäßig dem Trockenwetterfall entspricht.

Tabelle 6.1 enthält zudem Angaben zu Konzentrationen der ausgewählten Leitsubstanzen. Diese Werte wurden bei der Anlagenauslegung zugrunde gelegt und bei Anfragen an Hersteller weitergehender Reinigungstechniken als Dimensionierungsgrundlage angegeben.

Im Einzelnen wurden bei der Zusammenstellung der Auslegungsdaten verschiedene Quellen herangezogen. Für die Konzentrationen und Frachten der konventionellen Parameter im Kläranlagenablauf (Stickstoff, Phosphor, TOC, AOX) wurden Daten sämtlicher Kläranlagen Nordrhein-Westfalens mit einer Ausbaugröße >90.000 E herangezogen (vgl. MUNLV, 2007). Die Werte für den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), die Abfiltrierbaren Stoffe (AFS) und die Trübung wurde aufgrund von Erfahrungswerten und Messwerten des Ruhrverbandes festgelegt. Die Spurenstoff-Konzentrationen wurden anhand von Messwerten im Kläranlagenablauf verschiedener Ruhrverbandskläranlagen sowie von Daten aus einer Literaturstudie des LANUV (2007) festgelegt.

Tabelle 6.1: Grundlegenden Daten der Modellkläranlage (100.000 E) – Annahmen –

Grunddaten:		Mittelwert	Maximum	Minimum
Ausbaugröße	[E]	100.000		
Anschlussgröße	[E]	90.000		
Jahresabwassermenge	[m³/a]	11.000.000		
Trockenwettermenge	[m³/a]	8.000.000		
Trockenwettermenge, Faktor 16	[m³/h]	1.300		
N-Fracht, Ablauf KA	[kg/a]	135.000	340.000	35.000
P-Fracht, Ablauf KA	[kg/a]	7.500	2.400	15.000
TOC-Fracht, Ablauf KA	[kg/a]	150.000	450.000	29.000
AOX-Fracht, Ablauf KA	[kg/a]	380	860	80
N-Konz., Ablauf KA	[mg/l]	8	13	5
P-Konz., Ablauf KA	[mg/l]	0,50	0,7	0,2
TOC-Konz., Ablauf KA	[mg/l]	8	15	5
AOX-Konz., Ablauf KA	[mg/l]	0,02	0,03	0,01
CSB-Konz., Ablauf KA	[mg/l]	22	38	13
AFS, Ablauf KA	[mg/l]	10	15	5
Trübung, Ablauf KA	[TE/F]	4	38	1
Spurenstoffe:		Mittelwert	Maximum	Minimum
<i>Komplexbildner:</i>				
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	[µg/l]	22	78	<10
Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	[µg/l]	11	28	<10
<i>Flammschutzmittel:</i>				
Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	[ng/l]	241	410	81
<i>Perfluorierte Tenside:</i>				
Perfluorooctansulfonat (PFOS)	[ng/l]	159	1.110	13
Perfluorooctansäure (PFOA)	[ng/l]	37	85	15
<i>Röntgenkontrastmittel:</i>				
Amidotrizoesäure	[µg/l]	9,4	12,3	-
Iomeprol	[µg/l]	2,3	6,9	-
Iopamidol	[µg/l]	1,1	12,2	-
Iopromid	[µg/l]	13,6	9,2	-
<i>Arzneistoffe:</i>				
Carbamazepin	[µg/l]	2,8	4,3	1,2

Als Berechnungsgrundlage wurden die Mittelwerte in Tabelle 6.1 herangezogen. Um die Mittelwerte besser einordnen zu können, wurde jeweils noch der dazugehörige Maximal- bzw. Minimalwert angegeben.

6.2 Kostenbetrachtung für die normierte Modellkläranlage (100.000 E)

Im Folgenden werden Investitions- und Betriebs- sowie die resultierenden Jahreskosten vorgestellt. Die Jahreskosten sind maßgeblich für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung im Rahmen dieser Studie.

Da durch die geplanten weitergehenden Reinigungsverfahren neben der Reduzierung von Spurenstoffen auch bei den üblichen Kläranlagenparametern eine Verbesserung der

Ablaufwerte zu erwarten ist, wird abschließend in Kapitel 6.1.4 eine Abschätzung der Auswirkung der Maßnahmen auf die Abwassergebühr vorgenommen.

6.1.1 Investitionskosten

Die Investitionskosten gliedern sich in

- Bautechnik,
- Maschinenteknik und
- EMSR-Technik.

Bei der Ermittlung der Investitionskosten wurden Bruttosummen berechnet. Die Mehrwertsteuer wurde dabei mit 19 % berücksichtigt.

Die bei einer großtechnischen Planung anfallenden Nebenkosten wie beispielsweise Ingenieurhonorare, Prüf- und Nebengebühren wurden in der Investitionskostenberechnung mit einem Anteil von 20 % bezogen auf die Investitionskosten berücksichtigt. Da bei der hier vorgenommenen Kostenabschätzung zahlreiche Unsicherheiten bestehen, wurde für die Nebenkosten dieser relativ hohe Ansatz gewählt.

Da es sich bei den betrachteten Verfahren um innovative Technologien handelt, ist nach der Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen des MUNLV vom 01.01.2007 (Investitionsprogramm Abwasser NRW) eine Förderung von bis zu 70 % möglich (MUNLV, 2006). Zuwendungsfähig sind demnach die Errichtung von innovativen Abwasserreinigungsverfahren einschließlich der dazugehörigen betrieblichen Einrichtungen sowie Ausgaben für die Ausrüstung und den Einbau der mit der Technologie verbundenen Ausrüstungsgegenstände und Investitionen. Aus diesem Grund wurde bei der Kostenbetrachtung eine 70 %-ige Förderung angesetzt.

Da für die weitergehende Reinigungsstufe nur die Behandlung des Trockenwetterabflusses geplant ist, ist für die dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Verfahren jeweils der Bau eines Zu- und Ablaufbauwerkes notwendig.

Im Folgenden werden die einzelnen Anlagenteile sowie grundsätzliche Annahmen für die Investitionskostenkalkulation vorgestellt.

Zu- und Ablaufbauwerk:

Für das Zu- und Ablaufbauwerk ist jeweils ein Schacht mit einer Fläche von 2 mal 20 m² angesetzt worden. Für das Pumpwerk wurde eine Fläche von 50 m² vorgesehen. Die erforderlichen Leitungen sollen als DN 800 ausgeführt werden und wurden mit 100 m Länge berücksichtigt.

Mikrosieb:

Es wurden für den die zu behandelnde Trockenwettermenge von 1.300 m³/d vier Mikrosiebe vorgesehen.

Sandfilter:

Es wurden fünf Filter mit einer Aufstellfläche von je 24 m² geplant.

Aktivkohlefilter:

Für die Aktivkohlefilter ist eine Kontaktzeit von rund einer Stunde vorgesehen. Für die Behandlung der maximal 1.300 m³/h und einer Filtergeschwindigkeit von ungefähr 11 m/h wird ein Filtervolumen von 260 m³ benötigt. Bei einer Filterhöhe von 2,2 m würde die Filterfläche 118 m² betragen. Wie häufig die Aktivkohle in den Filtern regeneriert werden muss, kann nicht vorausgesagt werden. Die Angaben aus verschiedenen Forschungsprojekten schwanken diesbezüglich stark. Je nach Verfahrenskombination bzw. Dosierstelle wurde bei der Kalkulation eine Menge von 20 bis 60 g/m³ zu behandelndes Abwasser angesetzt.

Ozonanlage:

Die Kosten für die Ozonanlage basieren auf einem Angebot der Firma ITT WEDECO. Für die Anlage wird eine Stellfläche von rund 40 m² benötigt. Außerdem ist ein Becken mit einer Fläche von 40 m² und einer Tiefe von mindestens 5 Metern geplant. Die Kontaktzeit im Becken sollte mindestens 10 Minuten betragen.

UV-Anlage:

Für die UV-Anlage wurde eine benötigte Fläche von rund 150 m² kalkuliert. Die Kosten einer derartigen Anlage beruhen wiederum auf einem Angebot des Herstellers ITT WEDECO.

Ultrafiltration:

Die Bemessung und Kostenkalkulation der Ultrafiltrationsstufe basiert auf einem Angebot der Krüger WABAG GmbH. Vorgesehen wurden hier rund 32.000 m² Membranfläche. Das bedeutet, dass für Rohrmodule eine reine Aufstellfläche von ca. 90 m² benötigt wird. Eine erforderliche Halle müsste folglich mit einer Fläche von rund 900 m² kalkuliert werden.

Nachgeschaltete Becken zur Pulveraktivkohledosierung:

Für eine nachgeschaltete Pulveraktivkohledosierung muss ein Kontaktbecken und ein Absetzbecken zum Abtrennen der Kohle gebaut werden. Als benötigte Aufstellfläche wurden 25 x 50 m kalkuliert. Für die Kontaktzeit der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasserstrom sind zwei Stunden vorgesehen, für den anschließenden Absetzvorgang wurde ein Stunde kalkuliert.

Pulveraktivkohledosierstation für das Belebungsbecken:

Für eine Aktivkohle Lager- und Ansetzstation wurde ein Angebot der GNA Stulz GmbH eingeholt. Die Station besteht aus einem Silo zur Lagerung der Aktivkohle und einer Dosiereinrichtung, so dass direkt aus dem Lagerbehälter in das Belebungsbecken dosiert werden kann. Für das Einmischen in das Becken muss die Pulverkohle mit Wasser vermischt werden, um eine Staubentwicklung von Aktivkohle auf der Anlage zu verhindern.

In Tabelle 6.2 sind die Investitionskosten der betrachteten weitergehenden Reinigungsverfahren auf Grundlage der Kosten der einzelnen Anlagenteile zusammengestellt.

Tabelle 6.2: Investitionskosten verschiedener betrachteter Verfahrensvarianten

	Ozonung	Ozonung + UV-Licht	Ozonung + Aktivkohlefiltration	Mikrosiebung + Ultrafiltration + Aktivkohlefiltration	Mikrosiebung + Aktivkohlefiltration	Sandfiltration + Aktivkohlefiltration	Pulveraktivkohle (nachg.) + Sandfiltration	Pulveraktivkohle (nachg.) + Ultrafiltration	Pulveraktivkohle in BB
Bautechnik									
Rohbau und Ausbau	214.200 €	452.200 €	987.700 €	1.344.700 €	1.142.400 €	1.320.900 €	1.737.400 €	1.404.200 €	0 €
Spunden, Gründung	119.000 €	178.500 €	535.500 €	535.500 €	416.500 €	714.000 €	773.500 €	595.000 €	47.600 €
Maschinenraum	71.400 €	190.400 €	404.600 €	1.344.700 €	333.200 €	666.400 €	666.400 €	1.344.700 €	0 €
Straßen und Wege Wiederherstellung	113.050 €	136.850 €	208.250 €	208.250 €	113.050 €	208.250 €	208.250 €	208.250 €	83.300 €
Rohrleitungen, Peripherie	202.300 €	226.100 €	345.100 €	345.100 €	202.300 €	345.100 €	345.100 €	345.100 €	0 €
Honorare + Nebenkosten (20%), Bau	143.990 €	236.810 €	496.230 €	755.650 €	441.490 €	650.930 €	746.130 €	779.450 €	26.180 €
Bautechnik gesamt	863.940 €	1.420.860 €	2.977.380 €	4.533.900 €	2.648.940 €	3.905.580 €	4.476.780 €	4.676.700 €	157.080 €
Maschinentechnik									
Maschinentechnik (Hauptaggregate)	535.500 €	654.500 €	1.963.500 €	4.879.000 €	2.737.000 €	2.499.000 €	2.023.000 €	3.213.000 €	297.500 €
Maschinentechnik (Armaturen / Verrohrung)	101.150 €	106.505 €	184.450 €	1.725.500 €	178.500 €	261.800 €	261.800 €	1.725.500 €	0 €
Honorare + Nebenkosten (20%), Maschinen	127.330 €	152.201 €	429.590 €	1.320.900 €	583.100 €	552.160 €	456.960 €	987.700 €	59.500 €
Maschinentechnik gesamt	763.980 €	913.206 €	2.577.540 €	7.925.400 €	3.498.600 €	3.312.960 €	2.741.760 €	5.926.200 €	357.000 €
EMSR-Technik									
EMSR-Technik	309.400 €	368.900 €	1.320.900 €	1.856.400 €	1.320.900 €	1.975.400 €	1.737.400 €	1.380.400 €	59.500 €
Honorare + Nebenkosten (20%), EMSR	61.880 €	73.780 €	264.180 €	371.280 €	264.180 €	395.080 €	347.480 €	276.080 €	11.900 €
EMSR-Technik gesamt	371.280 €	442.680 €	1.585.080 €	2.227.680 €	1.585.080 €	2.370.480 €	2.084.880 €	1.656.480 €	71.400 €
Summe	1.999.200 €	2.776.746 €	7.140.000 €	14.686.980 €	7.732.620 €	9.589.020 €	9.303.420 €	12.259.380 €	585.480 €
Förderung (70% auf Invest)	-1.399.440 €	-1.943.722 €	-4.998.000 €	-10.280.886 €	-5.412.834 €	-6.712.314 €	-6.512.394 €	-8.581.566 €	-409.836 €
Summe (inkl. 70% Förderung)	599.760 €	833.024 €	2.142.000 €	4.406.094 €	2.319.786 €	2.876.706 €	2.791.026 €	3.677.814 €	175.644 €

6.1.2 Betriebskosten

Bei den Betriebskosten wurden folgende Kostenarten berücksichtigt:

- Personal und Wartung,
- Energiekosten,
- Hilfsmittel,
- Reststoffentsorgung,
- Versicherungen,
- Ersatzteile.

Die spezifischen Kosten für sind in Tabelle 6.3 zusammengestellt.

Tabelle 6.3: Spezifische Kosten für den Betrieb der betrachteten Verfahrenstechniken

Personalkosten	Personalkosten intern	30,00	€/h
	Personalkosten extern	70,00	€/h
Energiekosten	Strom	0,13	€/kWh
Hilfsmittelkosten	Aktivkohle	1,20	€/kg
	Natriumhypochlorid	2,38	€/l
	Pulveraktivkohle	1,80	€/kg
	Pulveraktivkohle	1,80	€/kg
	Flockungshilfsmittel	4,80	€/l
	Reinsauerstoff	0,18	€/Nm ³
Reststoffe	Entsorgung bzw. Reaktivierung A-Kohle	0,60	€/t
	Entsorgung Siebgut	95,00	€/t
	PAK im ÜSS (Verbrennung)	0,11	€/kg
Versicherungen	in % von Investitionen	1	%
Ersatzteile	Ersatzteile (Bautechnik)	1	%
	Ersatzteile (Maschinentechnik)	3	%
	Ersatzteile (EMSR-Ttechnik)	2	%

Die Energiekosten für die verschiedenen Anlagenteile fallen unterschiedlich hoch aus. Energieintensiv sind vor allem der Betrieb einer Ozonanlage und der Betrieb einer Ultrafiltration. Die abgeschätzten Energieverbräuche pro Stunde betragen:

- Ozonanlage: 135,2 kWh,
- UV-Anlage: 17 kWh,
- Aktivkohlefilter: 25 kWh,
- Mikrosieb: 25 kWh,
- Ultrafiltration: 780 kWh,
- Sandfilter: 46 kWh,

- Pulveraktivkohledosierung: 5 kWh,
- Pumpstation: 50 kWh.

Für die Aktivkohlefiltration sind pro behandeltem Kubikmeter Wasser maximal 60 Gramm Aktivkohle vorgesehen. In pulverförmiger Form sollen 60 mg/l in das Belebungsbecken bzw. 10 mg/l in ein dem Kläranlagenablauf nachgeschaltetem Becken zudosiert werden. Für den Betrieb einer Ultrafiltrationsanlage wurde außerdem noch Natriumhypochlorit für die Reinigung der Membranen berücksichtigt.

6.1.3 Jahreskosten

Die Jahreskosten dienen als Wirtschaftlichkeitskriterium und werden aus der Summe von Kapital- und Betriebskosten ermittelt. Die hier ermittelten Werte basieren auf einem Betrachtungszeitraum von 25 Jahren, der sich mit der Nutzungsdauer für die gesamte Bautechnik deckt. Die Maschinenteknik und die EMSR-Technik wurde mit einem geringeren Abschreibungszeitraum von 10 Jahren berücksichtigt. Alle kalkulatorischen Vorgaben sind in Tabelle 6.4 zusammengestellt.

Tabelle 6.4: spezifische Kosten für den Betrieb der weitergehenden Verfahrenstechniken

Kalkulatorische Vorgaben	Betrachtungszeitraum	25	Jahre
	Nutzungsdauer Bautechnik	25	Jahre
	Nutzungsdauer Maschinenteknik	10	Jahre
	Nutzungsdauer EMSR-Technik	10	Jahre
	Realzins	3	%
	Preissteigerung Reinvestition	2	%
	Preissteigerung Laufende Kosten	2	%

Die auf Grundlage der Investitions- und Betriebskosten errechneten kalkulatorischen Jahreskosten für die verschiedenen Verfahrenstechniken sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 6.5: Jahreskosten der betrachteten Verfahrenstechniken

	Ozonung	Ozonung + UV-Licht	Ozonung + Aktivkohlefiltration	Mikrosiebung + Ultrafiltration + Aktivkohlefiltration	Mikrosiebung + Aktivkohlefiltration	Sandfiltration + Aktivkohlefiltration	Pulveraktivkohle-filtration (nachg.) + Sandfiltration	Pulveraktivkohle-filtration (nachg.) + Ultrafiltration	Pulveraktivkohle in BB
Investitionen									
Erstinvestition									
Robbau und Aushau	214.200 €	452.200 €	987.700 €	1.344.700 €	1.344.700 €	1.320.900 €	1.737.400 €	1.404.200 €	0 €
Spandien, Gründung	119.000 €	178.500 €	535.500 €	535.500 €	535.500 €	714.000 €	773.500 €	595.000 €	47.600 €
Maschinenraum	71.400 €	130.400 €	404.600 €	1.344.700 €	1.344.700 €	666.400 €	666.400 €	1.344.700 €	0 €
Straßen und Wege Wiederherstellung	113.050 €	136.850 €	208.250 €	345.100 €	345.100 €	208.250 €	208.250 €	208.250 €	83.300 €
Rohrleitungen, Peripherie	202.300 €	226.100 €	496.230 €	755.650 €	755.650 €	345.100 €	345.100 €	345.100 €	0 €
Honoreare + Nebenkosten (20%), Bau	143.990 €	236.810 €	483.990 €	755.650 €	755.650 €	441.490 €	441.490 €	779.450 €	26.180 €
Bautechnik gesamt	863.940 €	1.420.860 €	2.977.380 €	4.533.900 €	4.533.900 €	2.648.940 €	4.476.780 €	4.676.700 €	157.080 €
Maschinentechnik (Hauptaggregate)	535.500 €	654.500 €	1.963.500 €	4.879.000 €	4.879.000 €	2.737.000 €	2.499.000 €	3.213.000 €	297.500 €
Maschinentechnik (Armaturen / Verrohrung)	101.150 €	106.505 €	184.450 €	1.725.500 €	1.725.500 €	178.500 €	261.800 €	1.725.500 €	0 €
Honoreare + Nebenkosten (20%), Maschinent.	127.330 €	152.201 €	429.590 €	792.500 €	792.500 €	552.160 €	456.960 €	987.700 €	59.500 €
Maschinentechnik gesamt	763.980 €	913.206 €	2.577.540 €	7.925.400 €	7.925.400 €	3.498.600 €	2.741.780 €	5.926.200 €	357.000 €
EMSR-Technik	309.400 €	368.900 €	1.320.900 €	1.856.400 €	1.856.400 €	1.975.400 €	1.737.400 €	1.380.400 €	59.500 €
Honoreare + Nebenkosten (20%), EMSR	61.880 €	73.780 €	264.180 €	371.280 €	371.280 €	395.080 €	347.480 €	276.080 €	11.900 €
EMSR-Technik gesamt	371.280 €	442.680 €	1.585.080 €	2.227.680 €	2.227.680 €	2.370.480 €	2.084.880 €	1.656.480 €	71.400 €
Summe	1.999.200 €	2.776.746 €	7.140.000 €	14.686.980 €	14.686.980 €	9.589.020 €	9.303.420 €	12.259.380 €	585.480 €
Förderung	-1.399.440 €	-1.943.722 €	-4.988.000 €	-10.280.886 €	-10.280.886 €	-5.412.834 €	-6.712.314 €	-8.581.566 €	-409.836 €
Summe (inkl. 70% Förderung)	599.760 €	833.024 €	2.142.000 €	4.406.094 €	4.406.094 €	2.319.786 €	2.791.026 €	3.677.814 €	175.644 €
Reinvestitionen									
1. Reinvestition Maschinentechnik nach 10 Jahren	692.965 €	828.320 €	2.337.948 €	7.188.705 €	7.188.705 €	3.173.392 €	2.486.903 €	5.375.338 €	323.816 €
2. Reinvestition Maschinentechnik nach 20 Jahren	628.552 €	751.325 €	2.120.627 €	6.520.488 €	6.520.488 €	2.878.414 €	2.255.737 €	4.875.681 €	293.716 €
1. Reinvestition EMSR-Technik nach 10 Jahren	56.128 €	66.922 €	239.623 €	356.788 €	356.788 €	239.623 €	315.180 €	250.417 €	10.794 €
2. Reinvestition EMSR-Technik nach 20 Jahren	50.911 €	60.701 €	217.350 €	305.464 €	305.464 €	217.350 €	285.883 €	227.140 €	9.791 €
Summe	1.428.556 €	1.707.268 €	4.915.549 €	14.351.426 €	14.351.426 €	6.508.779 €	6.414.091 €	10.728.576 €	688.116 €
Summe Investitionen	2.028.316 €	2.540.292 €	7.057.549 €	18.757.520 €	18.757.520 €	9.290.797 €	8.134.730 €	14.406.380,02 €	813.760 €
Energiekosten									
Energiekosten (Ozonanlage)	153.966 €/a	153.966 €/a	153.966 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Energiekosten (UV-Anlage)	0 €/a	19.360 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Energiekosten (AKF)	0 €/a	0 €/a	28.470 €/a	28.470 €/a	28.470 €/a	28.470 €/a	28.470 €/a	28.470 €/a	0 €/a
Energiekosten (Sieb)	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Energiekosten (UF)	0 €/a	0 €/a	0 €/a	888.264 €/a	888.264 €/a	0 €/a	0 €/a	888.264 €/a	0 €/a
Energiekosten (Sandfilter)	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	52.000 €/a	52.000 €/a	0 €/a	0 €/a
Energiekosten (PAK)	56.840 €/a	56.840 €/a	113.880 €/a	113.880 €/a	113.880 €/a	113.880 €/a	113.880 €/a	56.840 €/a	475 €/a
Pumpsation									
Aktivkohle	0	0 €/a	409.968	273.312	273.312	0	0	0	0
Natriumhypochlorid	0	0 €/a	0	7.140	7.140	0	0	7.140	0
Pulveraktivkohle	0	0 €/a	0	0	0	0	204.984	204.984	1.229.904
FHM	0	0 €/a	0	0	0	0	109.325	109.325	0
Reinsauerstoff	100.915	100.915 €/a	100.915	0	0	0	0	0	0
Personalkosten									
Personalkosten intern	24.000	30.000 €/a	30.000 €/a	30.000 €/a	30.000 €/a	30.000 €/a	30.000 €/a	30.000 €/a	24.000
Personalkosten extern	9.100	14.000 €/a	14.000 €/a	14.000 €/a	14.000 €/a	14.000 €/a	14.000 €/a	14.000 €/a	14.000
Reststoffe									
Entsorgung bzw. Reaktivierung A-Kohle	0 €/a	0 €/a	204.984 €/a	136.656 €/a	136.656 €/a	136.656 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Entsorgung Siebputz	0 €/a	0 €/a	5.409 €/a	5.409 €/a	5.409 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Spülwasser	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
PAK im U.S.S. (Verbrennung)	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Sonstige Betriebskosten									
Versicherung (in % von Investitionen)	19.992,00 €/a	27.767 €/a	71.400,00 €/a	146.869,80 €/a	146.869,80 €/a	77.326,20 €/a	95.890 €/a	122.594	5.855 €/a
Ersatzteile (Bautechnik)	0,00 €/a	0 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
Ersatzteile (Maschinentechnik)	22.919,40 €/a	27.396 €/a	77.326,20 €/a	237.762,00 €/a	237.762,00 €/a	99.389 €/a	82.253 €/a	177.786	10.710 €/a
Ersatzteile (EMSR-Technik)	1.237,60 €/a	1.476 €/a	5.283,60 €/a	7.425,60 €/a	7.425,60 €/a	7.902 €/a	6.950 €/a	5.522	238 €/a
Summe Betriebskosten	389.070 €/a	431.820 €/a	1.210.193 €/a	1.917.659 €/a	1.917.659 €/a	1.022.749 €/a	719.427 €/a	1.629.566 €/a	1.417.282 €/a
Summe Laufende Kosten (Betrachtungszweckzeitraum)	8.589.349 €	9.533.121 €	26.716.964 €	42.335.420 €	42.335.420 €	18.798.210 €	15.882.509 €	35.975.076 €	31.288.797 €
Gesamtkosten									
Projektkostenbarwert	10.617.665 €	12.073.413 €	33.774.513 €	61.092.940 €	61.092.940 €	28.089.007 €	24.017.239 €	50.381.466 €	32.102.556 €
Janestkosten	609.750 €/a	693.350 €/a	1.939.598 €/a	3.508.437 €/a	3.508.437 €/a	1.813.992 €/a	1.375.229 €/a	2.893.300 €/a	1.843.581 €/a

6.1.4 Abschätzung der Auswirkungen auf die Abwassergebühren

Neben den ökologischen Vorteilen einer Elimination von Spurenstoffen in kommunalen Kläranlagen können auch positive betriebswirtschaftliche Auswirkungen durch den Einsatz zusätzlicher Reinigungstechnologien erzielt werden.

Ein wesentlicher Gesichtspunkt ist dabei die dauerhafte Unterschreitung des Schwellenwertes für den Abgabeparameter CSB von 20 mg/l im Ablauf der Kläranlage, wodurch die Zahlung der Abwasserabgabe für diesen Parameter vollständig entfallen würde (ABWASSERABGABENGESETZ, 2005).

Untersuchungen von METZGER UND KAPP (2007) belegen, dass durch den alleinigen Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe keine dauerhafte Unterschreitung des o.g. Schwellenwertes gewährleistet werden kann; dieses jedoch beispielsweise durch den Einsatz einer Pulveraktivkohle grundsätzlich möglich ist.

Für die Quantifizierung und Beurteilung der Kostenersparnis auf die Abwassergebühren, bedarf es differenzierter Untersuchungen, die sowohl spezifische Kläranlagenstandorte als auch praktisch validierte Eliminationsgrade bei variierenden Belastungssituationen einzelner Kläranlagen zu Grunde legen. Anschließend sollte dann auf Grundlage der Veranlagungsregularien des Ruhrverbandes entschieden werden, inwieweit eine Unterschreitung des Schwellenwertes über das gesamte Jahr bzw. Quartal möglich ist und welche monetären Auswirkungen daraus resultieren.

6.3 Kostenabschätzung für verschiedene Kläranlagengrößen

Eine Umrechnung der Kosten für eine Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 E auf andere Kläranlagengrößen wurde mittels aus der Literatur bekannter Kostenfunktionen (z. B. REICHERTER, 2003) vorgenommen (vergleiche Bild 6.1). Die hier verwendete Kostenfunktion stellt eine Formel dar, mit der die Investitionskosten eines Kläranlagenneubaus berechnet werden können. Die Formel wurde durch die Auswertung der Investitionskosten deutscher Kläranlagen ermittelt (REICHERTER, 2003). Auch wenn es sich bei den im vorliegenden Projekt betrachteten Techniken um Verfahrensstufen handelt, die so noch nicht auf konventionellen kommunalen Kläranlagen eingesetzt wurden, dürfte die Kostenabschätzung für verschiedene Kläranlagengrößenklassen ähnlich aussehen. Der nicht lineare Anstieg für Bautechnik, Messtechnik und Mess- und Regelungstechnik wird sich auch für die neuen Verfahren im Einzelnen in vergleichbaren Dimensionen bewegen. Mit Hilfe dieser Kostenfunktion wurden daher die Investitionskosten für verschiedene Kläranlagengrößen abgeschätzt und können auf die Kläranlagen des Ruhrverbandes übertragen werden.

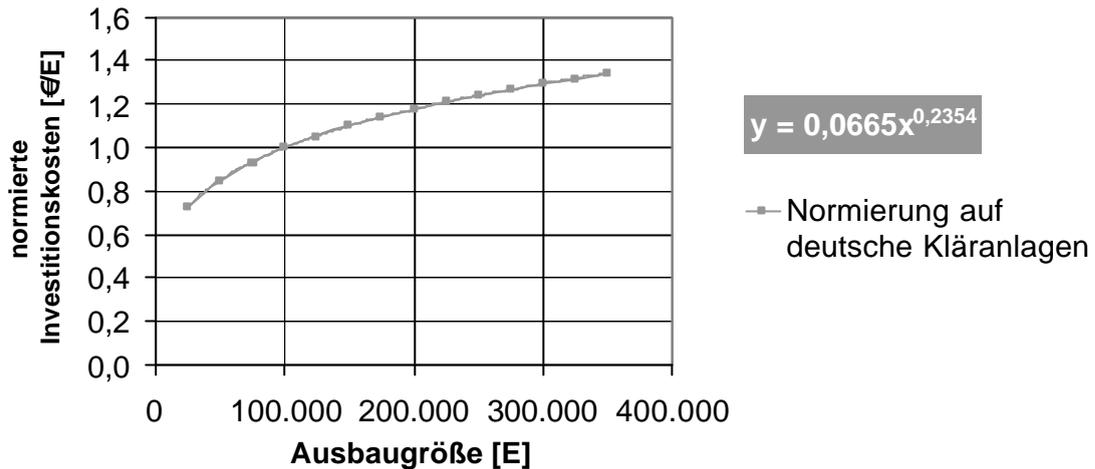


Bild 6.1: Kostenfunktion zur Berechnung der Investitionskosten verschiedener Kläranlagengrößen (nach REICHERTER, 2003)

Die sich aus der Umrechnung ergebenden Kostenkurven der verschiedenen Verfahren werden im Folgenden dargestellt. Auch hier ist, wie bereits zuvor ausgeführt, eine Förderung von bis zu 70 % für die Investitionskosten berücksichtigt (MUNLV, 2006).

In Bild 6.2 sind die Investitionskosten inklusive einer 70%-igen Förderung für verschiedene Kläranlagengrößen aufgetragen.

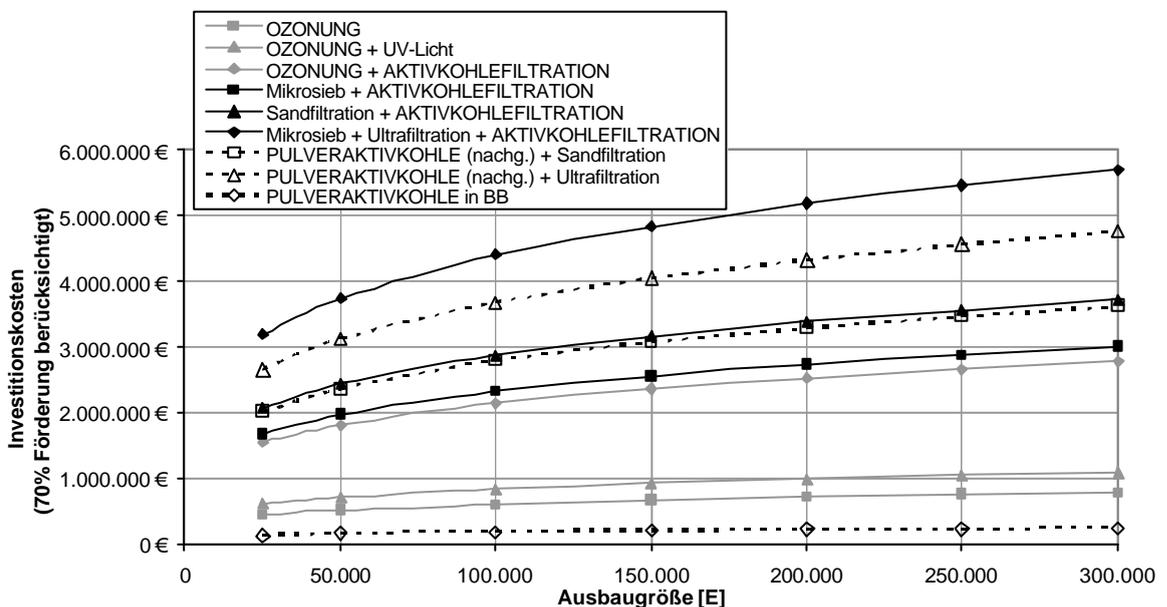


Bild 6.2: Investitionskosten (70% Förderung berücksichtigt) verschiedener weitergehender Verfahren für unterschiedliche Kläranlagengrößen

Die Jahreskosten als Summe auf Investitions- und Betriebskosten sind in Bild 6.3 aufgetragen. Daraus wird deutlich, dass sowohl für die Investitionskosten als auch für die Betriebskosten der Betrieb einer Ozonung bzw. einer mit UV-Licht kombinierten Ozonung

das kostengünstigste Verfahren darstellt. Für die bezüglich der Investitionskosten sehr günstige Verfahrensvariante der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken zeigt sich, dass der Einsatz von Aktivkohle grundsätzlich hohe Betriebskosten erzeugt, da der Rohstoff Aktivkohle sehr kostenintensiv ist. Allgemein sind alle Verfahrensvarianten, in denen Pulveraktivkohle oder Aktivkohlefilter eingesetzt werden, eher kostenintensive Verfahren, die Ozonung stellt sich vergleichsweise günstig dar.

Die Verfahrenskombination aus Ozonung und Aktivkohle ist bezüglich der zu erwartenden Eliminationsleistung eine interessante Verfahrensvariante, da so neben der Oxidation von Spurenstoffen auch eine adsorptive Komponente zum Tragen kommt. Damit kann ein sehr breites Spektrum von Spurenstoffen eliminiert werden. Die Kosten dieser Konfiguration bewegen sich sowohl für den Invest als auch für die Betriebskosten im mittleren Bereich.

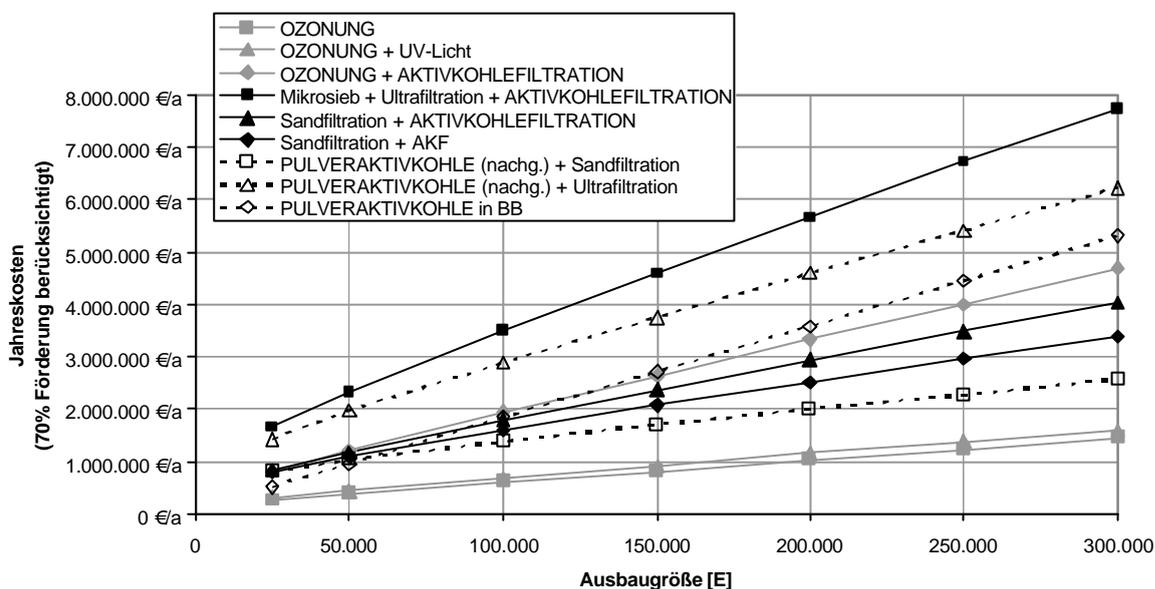


Bild 6.3: Jahreskosten (70% Förderung berücksichtigt) verschiedener weitergehender Verfahren für unterschiedliche Kläranlagengrößen

Neben den reinen Investitionskosten und Betriebskosten wurde zusätzlich der Projektkostenbarwert für die einzelne Verfahrensvariante ermittelt. Als Grundlage für die Berechnung wurde die Leitlinie zur Kostenvergleichsrechnung der LAWA herangezogen (LAWA, 2003). Danach können Kosten verschiedener Alternativen auf einen Bezugszeitpunkt finanzmathematisch auf einen Barwert umgerechnet werden. Die Summe verschiedener Barwerte (z. B. $\text{Barwert}_{\text{Investitionskosten}}$, $\text{Barwert}_{\text{Betriebskosten}}$) ergibt den Projektkostenbarwert je Variante und macht so einen Vergleich verschiedener Varianten möglich.

Für die Berechnung der Barwerte der Investitionskosten wurde die Umrechnung von Einzelkosten nach LAWA (2003) verwendet. Für die Berechnung des Barwertes der Ersatzinvestitionen unter Berücksichtigung einer konstanten Preissteigerung wurden der **AkkumulationFAKtor** für eine **Einzelzahlung** (einmalige Kosten) und der **DiskontierungsFAKtor** für eine **Einzelzahlung** (Abzinsungsfaktor) herangezogen:

$$\text{Barwert}_{\text{Invest}} = \text{Investitionskosten} \cdot \frac{(1+r)^n}{(1+i)^n}$$

$$\text{AFAKE}(r;n) = (1+r)^n$$

$$\text{DFAKE}(i;n) = \frac{1}{(1+i)^n}$$

mit r = jährlich konstante Steigerungsrate
 i = Realzins
 n = Betrachtungszeitraum

Da bei der Berechnung eine jährliche Kostensteigerung von $r = 2\%$ (vergleiche Tabelle 6.4) angesetzt wurde, wurde für die Ermittlung der Betriebskosten die Formel für eine progressiv steigende Reihe gewählt (**DiskontierungsFAKtor** für **ReihenProgression**, LAWA, 2003):

$$\text{Barwert}_{\text{Betrieb}} = \text{Betriebskosten}_{1.\text{Jahr}} \cdot \text{DFKAKRP}(r;i;n)$$

$$\text{DFKAKRP}(r;i;n) = (1+r) \cdot \frac{(1+i)^n - (1+r)^n}{(1+i)^n \cdot (i-r)}$$

mit r = jährlich konstante Steigerungsrate
 i = Realzins
 n = Betrachtungszeitraum

In Bild 6.4 sind die ermittelten Projektkostenbarwerte für die verschiedenen Varianten pro angeschlossenem Einwohnerwert dargestellt. Wie zu erwarten nehmen die pro Einwohnerwert berechneten Projektkostenbarwerte für größere Anlagen ab.

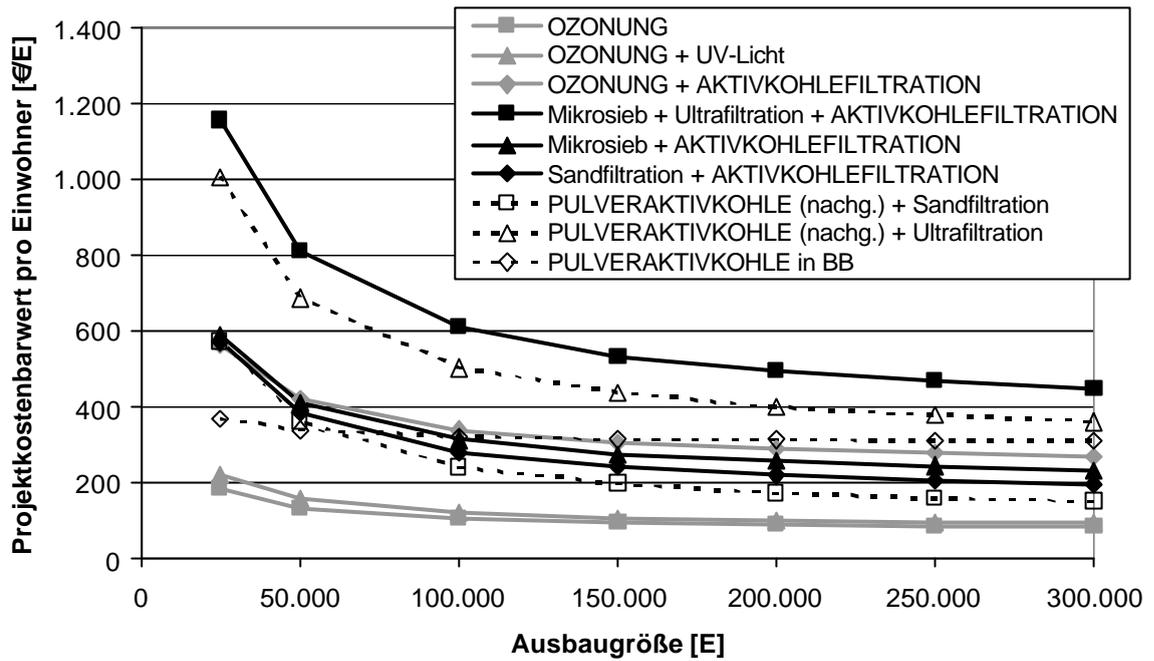


Bild 6.4: Projektkostenbarwert bezogen auf die angeschlossenen Einwohner

7 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Um die Auswahl geeigneter weitergehender Techniken für die betrachteten Leitsubstanzen möglich zu machen, wurden die in Kapitel 5 (vgl. Tabelle 5.11) ermittelten Eliminationsraten den spezifischen Kosten der einzelnen Verfahrensvariante gegenübergestellt. Die spezifischen Kosten wurden auf der Grundlage einer Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 E und einem jährlich zu behandelndem Abwasserstrom von 11.388.000 m³/a (1.300 m³/d) berechnet und auf die Jahreskosten [€/a] bezogen.

$$\text{spezifische Kosten [€/m}^3] = \frac{\text{Jahreskosten [€/a]}}{\text{Abwasserstrom [m}^3/\text{a]}}$$

Im Folgenden werden die spezifischen Kosten für die Elimination Schritt für Schritt für jede der Leitsubstanzen vorgestellt. In der grafischen Aufarbeitung ist die Eliminationsleistung von 70% rot markiert und soll als Orientierung die mindestens angestrebte Eliminationsrate anzeigen.

Carbamazepin

In Bild 7.1 sind Kosten und Eliminationsraten für die Eliminierung des Arzneimittels Carbamazepin dargestellt.

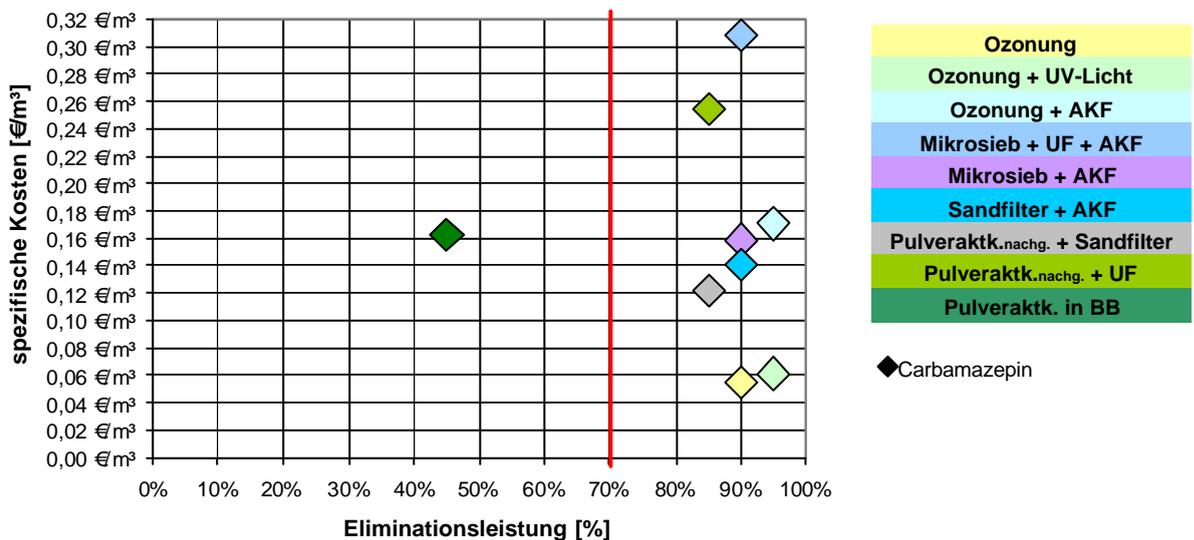


Bild 7.1: Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin

Es wird deutlich, dass mit der recht günstigen Verfahrenskombination Ozonung und UV-Licht voraussichtlich bis zu 95 % dieses Stoffes eliminiert werden kann. Wird auf eine UV-

Behandlung verzichtet und ausschließlich mit Ozon oxidiert, ist immer noch eine Entfernung von bis zu 90 % zu erwarten. Die Kombination der Ozonanlage mit einem Aktivkohlefilter kann hier nicht überzeugen, da diese Variante mit rund 0,17 €/m³ mehr als dreimal so teuer ist wie die Ozonung mit UV.

Für die Entfernung von Arzneimitteln würde sich demnach der Einsatz einer Ozonungsanlage anbieten. Sind im Abwasser noch andere Gruppen von Spurenstoffen zu erwarten, muss die Leistungsfähigkeit der Ozonung erneut überprüft werden.

Flammschutzmittel

Werden zusätzlich noch Flammschutzmittel betrachtet – hier vertreten durch den Stoff TCPH – ergibt sich bezüglich der Verfahrensauswahl ein anderes Bild. Die Ozonung zeigt bei TCPH nur eine Elimination von rund 40 %. Sollten Carbamazepin und TCPH eliminiert werden, muss anhand der Konzentrationen im zu behandelnden Abwasser entschieden werden, ob diese geringe Eliminationsrate ausreicht. Ansonsten muss auf eine teurere Verfahrensvariante wie beispielsweise die mit einem Vorfilter kombinierte Aktivkohlefiltration oder sogar die Ozonung mit Aktivkohlefiltration zurückgegriffen werden.

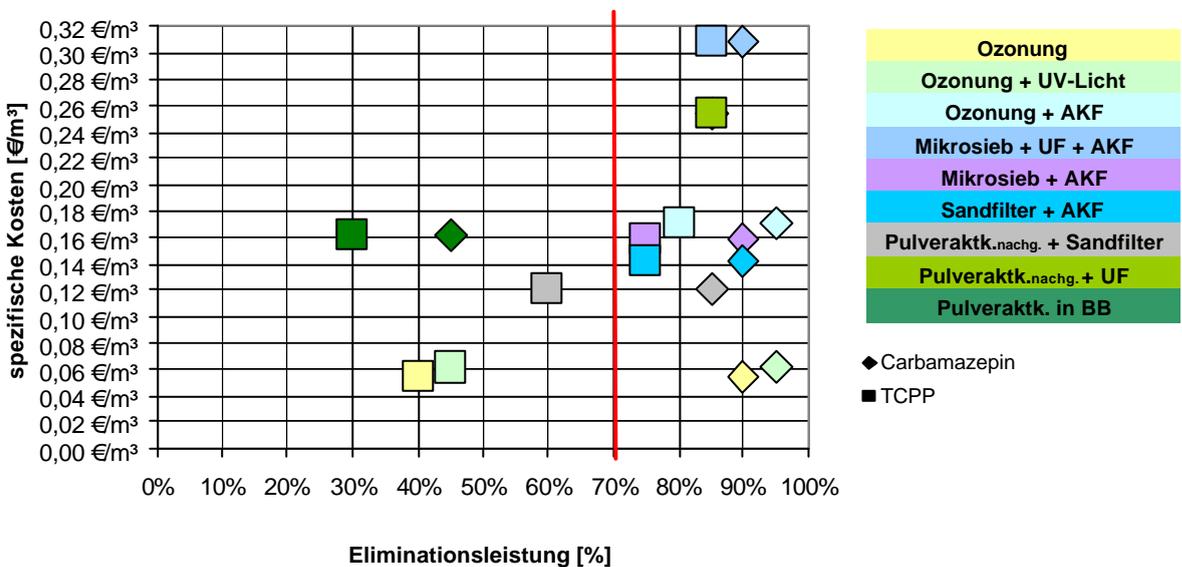


Bild 7.2: Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin und TCPH

Komplexbildner

Die Gruppe der Komplexbildner enthält verschiedene Stoffe, die eher schwer aus dem Abwasser entfernbar sind. In Bild 7.3 sind beispielhaft für den Stoff EDTA die spezifischen Kosten und die Eliminationsraten der verschiedenen betrachteten Varianten zusammen mit den zuvor vorgestellten Stoffen dargestellt. Es wird deutlich, dass EDTA schlecht an Aktivkohle adsorbiert und so nur zu rund 10 % eliminiert werden könnte. Hier muss also auf das Verfahren der Ozonung zurückgegriffen werden, das alleine zumindest rund 60 % des Stoffes entfernt. Für die Kombination Arzneimittel (Carbamazepin) und EDTA würde eine Ozonung wahrscheinlich ausreichen, sollen aber auch Flammschutzmittel eliminiert werden, muss zusätzlich Aktivkohle eingesetzt werden. Das günstigste Verfahren mit einer Eliminationsleistung von $\geq 70\%$ bei den drei betrachteten Stoffen wäre in diesem Fall die Kombination aus Ozonung und Aktivkohle.

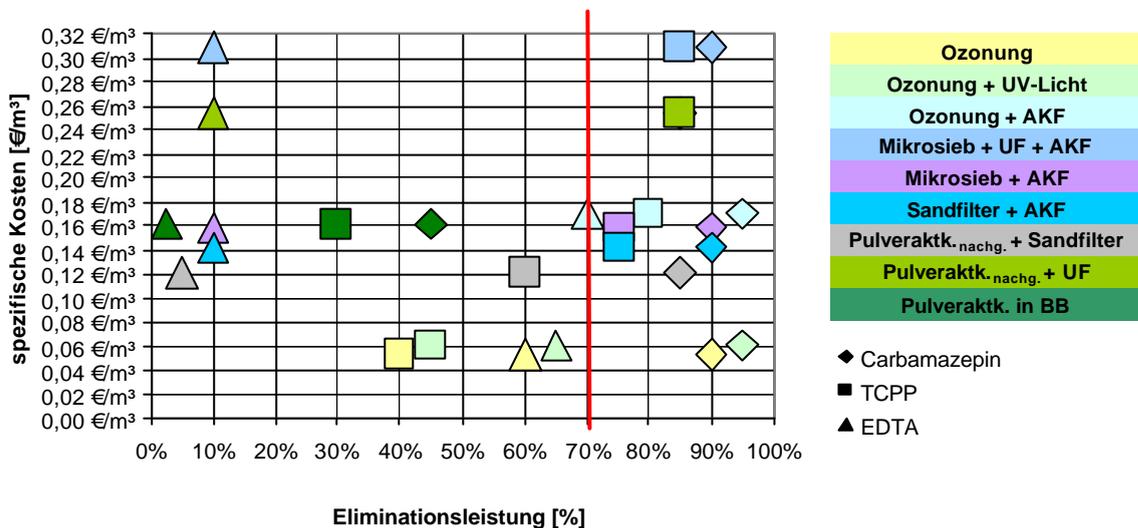


Bild 7.3: Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin, TCPP und EDTA

PFOS

Als weiterer Stoff wird PFOS aus der Gruppe der Perfluorierten Tenside in der Grafik ergänzt (Bild 7.4). Die Oxidation dieses Stoffes ist kaum möglich und erreicht nur eine Elimination um 5 %. Sollte PFT im Abwasser in großen Mengen zu entfernen sein, lässt sich der Einsatz von Aktivkohle nicht vermeiden. In Kombination mit den vorangegangenen betrachteten Stoffen wäre auch hier wieder das Verfahren der Wahl die Ozonung kombiniert mit einer Aktivkohlefiltration.

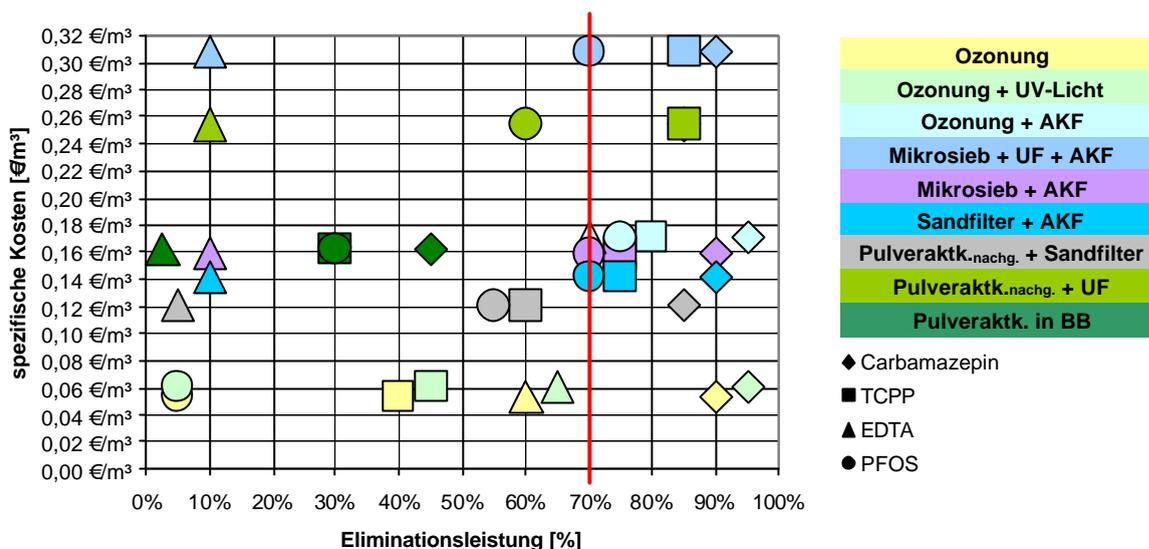


Bild 7.4: Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin, TCPP, EDTA und PFOS

Röntgenkontrastmittel

Abschließend wird noch die letzte im Projekt ausgewählte Leitsubstanz, das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure betrachtet. Für Amidotrizoesäure sind aus den bisher erfolgten Untersuchungen nur sehr wenige Erkenntnisse bezüglich der Eliminierbarkeit bekannt. Für das Salz der Amidotrizoesäure, das Diatrizoat, und für die Röntgenkontrastmittel Iomprol, Iopamidol und Iopromid sind schon verschiedene Untersuchungen erfolgt, so dass für die Darstellung in Bild 7.5 stellvertretend für Amidotrizoesäure die vier anderen Röntgenkontrastmittel herangezogen wurden. Da nach bisherigen Erkenntnissen Amidotrizoesäure unter den Röntgenkontrastmitteln als besonders schwer eliminierbar gilt, fallen die für diesen Stoff in Bild 7.5 zugrunde gelegten Eliminationsraten wahrscheinlich noch geringer aus.

Zusammenführung der Einzelbetrachtungen

Sehr gute Eliminationsraten für alle betrachteten Stoffe erreicht auch wieder nur die mit der Ozonung kombinierte Aktivkohlefiltration. Allgemein lässt sich feststellen, dass die Eliminierbarkeit der Röntgenkontrastmittel für viele Verfahren um 60 % liegt. Am schlechtesten (ca. 25 %) ist die abgeschätzte Eliminationsleistung bei der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken.

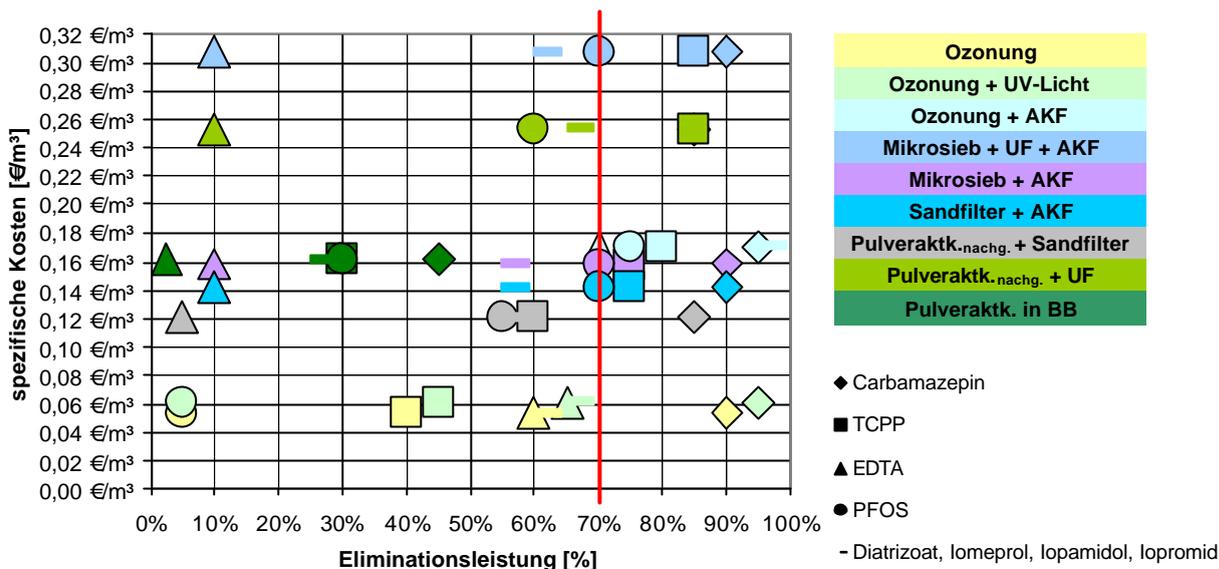


Bild 7.5: Spezifische Kosten der Verfahrensvarianten für die Elimination von Carbamazepin, TCPP, EDTA, PFOS und den Röntgenkontrastmitteln Diatrizoat, lomeprol, lopamidol, lopromid

Diskussion

Beim Einsatz einer Ozonungsanlage darf nicht vergessen werden, dass es bei Oxidation durch Ozon zur Bildung von Ozonreaktionsprodukten kommen kann, deren eventuelle Toxizität noch nicht abschließend untersucht wurde. Eventuell muss das mittels Ozon behandelte Wasser dann noch einer weiteren Behandlung unterzogen werden.

Die Dosierung von Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken wurde bei den hier vorgenommenen Abschätzungen mit eher geringen Eliminationraten abgeschätzt. Hintergrund ist, dass die bisher erfolgten Untersuchungen nicht das gesamte betrachtete Stoffspektrum abdecken und außerdem die nicht vorhandene Selektivität der Kohle und die damit verbundene Möglichkeit, dass andere als die anvisierten Stoffe an der Kohle adsorbieren, nur schwer vorausgesehen werden kann. Sinnvoller ist hier wahrscheinlich die Pulveraktivkohledosierung in einen belebtschlammfreien Abwasserstrom, wie es prinzipiell in einem dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Becken vorgesehen ist. Da die Investitionskosten für eine derartige Maßnahme aber vergleichsweise hoch sind, sollte hier über weitere Möglichkeiten geprüft werden, ohne hohe Investitionskosten gegebenenfalls Pulveraktivkohle nach dem Belebungsbecken zuzugeben.

In einer Stellungnahme des LUA (2006) wurden im Einzugsgebiet der Ruhr beispielsweise 10 Kläranlagen (Bochum-Oelbachtal, Hagen Fly, Hagen Vorhalle, Witten-Herbede, Iserlohn Baarbachtal, Menden, Hagen-Boele, Arnsberg-Neheim II, Bestwig Velmede,

Wickede) ausgewählt, bei denen ein erhöhter Spurenstoffeintrag besteht. Empfohlen wird durch das LANUV eine Behandlung der Kläranlagenabläufe mit Aktivkohle und Ozon.

Empfehlungen der Gutachter

Die Betrachtung der Eliminierbarkeit der im vorliegenden Projekt betrachteten Leit-substanzen zeigt ebenfalls, dass ein breites Spektrum von Spurenstoffen nur durch die Kombination von Ozon und Aktivkohle hinreichend entfernt werden kann. Sofern darüber hinaus auch ein erweitertes Stoffspektrum eliminiert werden soll, bietet sich ggf. auch dafür auch die Kombination aus Ozonung und Aktivkohleadsorption an. Die Ozonung stellt zwar ein vergleichsweise kostengünstiges Verfahren dar, bietet aber für Komplexbildner und PFT nur eine geringe Reinigungsleistung. Hier zeigt sich noch einmal deutlich, dass die genaue Analyse des jeweiligen Kläranlagenablaufs erforderlich ist, bevor eine konkrete Verfahrensauswahl für die betrachtete Kläranlage getroffen werden kann. Sind bestimmte Problemstoffe, wie beispielsweise PFT nur in geringen Mengen vorhanden, muss abgewogen werden, ob eventuell die kostengünstige Ozonung das Verfahren der Wahl ist.

Es darf nicht außer Acht gelassen werden, dass die Anzahl der Spurenstoffe zahlreich ist und sich in Zukunft Menge und Art der Spurenstoffe immer wieder verändern werden. Eine Verfahrenstechnik, die ein möglichst weites Eliminationsspektrum aufweist, wie beispielsweise die Kombination aus Ozonung und Aktivkohlebehandlung bietet hier eine größere Sicherheit. Bei einseitiger Auslegung der Verfahrenstechnik besteht die Gefahr, in Zukunft keine ausreichende Eliminationsleistung erzielen zu können. Daher sind unbedingt weitergehende großtechnische Untersuchungen zu empfehlen.

8 Bilanzierung der Stoffeinträge in die Ruhr nach Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen

8.1 Vorgehensweise

Die Aus- und Bewertung der Beschaffenheit der Kläranlagenabläufe in Kapitel 4.3 verdeutlichte, dass im Abwasser eine Vielzahl von wasserwerks- und trinkwasserrelevanten organischen Spurenstoffen in erhöhten Konzentrationen vorliegt, die zu einer Belastung der Ruhr führen kann. Die in verschiedenen Untersuchungsprogrammen ermittelten Konzentrationen der relevanten Verbindungen liegen in der Ruhr über den stoffspezifischen Zielwerten (Kapitel 4.4). Es ist deshalb zu prognostizieren, welche qualitativen Auswirkungen auf das zur Trinkwasserproduktion genutzte Rohwasser durch eine Modifizierung der Aufbereitungstechnik ausgewählter Kläranlagen zu erwarten sind.

Im Folgenden wird die Vorgehensweise beschrieben, wie auf Grundlage der verfügbaren Daten die Stoffeinträge in die Ruhr bilanziert und die Entwicklung der Rohwasserbeschaffenheit prognostiziert wurde.

8.1.1 Berechnung der Frachten der relevanten organischen Spurenstoffe

Die Abwässer der kommunalen Kläranlagen des Ruhrverbandes wurden stichpunktartig beprobt und auf Perfluortenside, Komplexbildner, Flammschutzmittel und Arzneistoffe analysiert. Aus den im Rahmen der in Kapitel 4.3 geschilderten Untersuchungen ermittelten Konzentrationen für die Perfluortenside und Komplexbildner wurden mit Hilfe der am Probenahmetag gemessenen Abwassermenge und der Zahl der angeschlossenen Einwohner die einwohnerspezifischen Tagesfrachten berechnet, die in die Ruhr eingetragen wurden.

Allerdings ermöglichte die für die phosphororganischen Flammschutzmittel verfügbare Datenbasis nur die Frachtberechnungen für 22 Kläranlagen. Aufgrund der sehr guten Korrelation zwischen angeschlossenen Einwohnern und Frachten wurden auf Basis dieser Messergebnisse eine einwohnerspezifische Frachte für TCP (1,47·10⁻⁴ g·E⁻¹·d⁻¹) ermittelt (Kapitel 4.3.3) und mit diesem Wert die Frachten für die übrigen Kläranlagen berechnet. Die Frachtberechnungen für die Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel wurden aufgrund fehlender oder lückenhafter Untersuchungen mit Hilfe von einwohnerspezifischen Jahresverbrauchsmengen von Arzneistoffen unter Berücksichtigung verschiedener Faktoren durchgeführt. Zu diesen Faktoren gehören die Compliance, die Entsorgung von Altmedikamenten, die Abbauraten im menschlichen Organismus sowie die Eliminationsraten in der Kläranlage. Die einwohnerspezifischen Verbrauchsmengen sowie die berücksichtigten Faktoren sind in Tabelle 8.1 aufgeführt.

Humanarzneistoffe gelangen in der Regel durch den bestimmungsgemäßen Gebrauch in die aquatische Umwelt: Nach der Einnahme werden die Wirkstoffe oder ihre Metabolite ausgeschieden und so in den Abwasserstrom aus Haushalten und Krankenhäusern eingetragen. In Abhängigkeit von der analysierten Substanz sind in konventionellen Kläranlagen Eliminationsraten zwischen 0 und 100 % zu beobachten. Neben diesem Eintrag trägt die Entsorgung von Altarzneimitteln über die häuslichen Sanitäreinrichtungen zu einer Befrachtung der Abwässer mit Arzneistoffen bei. GÖTZ & KEIL (2007) untersuchten für Deutschland in einer repräsentativen Erhebung das Entsorgungsverhalten der Bevölkerung. Die Untersuchung hat gezeigt, dass ca. 16 % der Bevölkerung zumindest gelegentlich übrig gebliebene Tabletten über die Toilette und ca. 43 % der Bevölkerung flüssige Medikamente über die Toilette und Ausguss entsorgen. Zuverlässige und vor allem wirkstoffspezifische Daten zur jährlichen Menge von Medikamentenabfällen, die dadurch entstehen, dass Arzneimittel entgegen einer ärztlichen Verordnung gar nicht erst bzw. nur teilweise eingenommen werden (Non-Compliance²) oder nach Ende einer Therapie Restmengen übrig bleiben, liegen kaum vor. Schätzungen zur Non-Compliance bei ärztlich verordneten Medikamenten liegen für Deutschland zwischen 20 – 30 % (SACHVERSTÄNDIGENRAT ZUR BEGUTACHTUNG DER ENTWICKLUNG IM GESUNDHEITSWESEN, 2002; Kontrazeptiva Compliance von 100 %, Antiepileptika Compliance von 50 bis 70 %).

Tabelle 8.1: Einwohnerspezifischer Arzneistoffverbrauch sowie die zur Berechnung der Arzneistoffkonzentrationen verwendeten Faktoren

Substanz	einwohner-spezifischer Verbrauch ^a	f _{Compliance}	f _{Ausscheidung}	f _{Kläranlage}	f _{Entsorgung}	f _{Gewässer}	einwohner-spezifischer Frachteintrag
	[g·E ⁻¹ ·d ⁻¹]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[g·E ⁻¹ ·d ⁻¹]
Carbamazepin	2,93·10 ⁻³	0,6 (0,5 - 0,7 ^b)	0,3 ^c	1 ^d	0,16 ^e	0,5 ^f	3,57·10 ⁻⁴
Amidotrizoesäure	2,03·10 ⁻³	1	1	1	0	1	2,03·10 ⁻³

^a Arzneistoffverbrauch ermittelt aus Verbrauchszahlen des Jahres 2001 in der Bundesrepublik Deutschland (IMS Health AG 2002)

^b Daten aus Sachverständigenrat zur Begutachtung der Entwicklung im Gesundheitswesen (2002)

^c SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN DER BUNDESREGIERUNG (2007)

^d LANUV (2007)

^e GÖTZ & KEIL (2007)

^f Abschätzung aus Literaturangaben

Mit Hilfe der folgenden Gleichung kann die Stofffracht für die Arzneistoffe und

² Allgemein wird Patienten-Compliance definiert als das Ausmaß, in dem das Patientenverhalten der ärztlichen Empfehlung entspricht (Haynes 1979). Der Begriff der Compliance kann sich dabei auf unterschiedliche Aspekte des Verhaltens von Patienten beziehen. Im Folgenden bezieht sich die Compliance auf das Einnahmeverhalten von Medikamenten.

Röntgenkontrastmittel im Gewässer berechnet werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Berechnung auf zahlreichen aus der Literatur erhobenen Daten sowie auf Arzneistoffverbrauchsmengen aus dem Jahr 2001 für die gesamte Bundesrepublik Deutschland beruht und die Ergebnisse entsprechende Unsicherheiten aufweisen.

$$Fracht_{\text{Gewässer}} [g/d] = ((V \cdot E \cdot f_c \cdot f_A) + (V \cdot E \cdot (1 - f_c) \cdot f_E)) \cdot f_{KA} \cdot f_G$$

- V [g·E⁻¹·d⁻¹]; Arzneistoffverbrauch ermittelt aus Verbrauchszahlen des Jahres 2001 in der Bundesrepublik Deutschland (IMS HEALTH AG 2002)
- E Einwohnerzahl
- f_c [-]; Faktor für Compliance
- f_A [-]; Faktor der Ausscheidung der Muttersubstanz oder der aktiven Metaboliten (1 = 100 % Ausscheidung der aktiven Substanz)
- f_E [-]; Faktor für Entsorgung der Restarzneistoffe über Toilette und Ausguss
- f_{KA} [-]; Faktor für Elimination in der Kläranlage (1 = keine Elimination)
- f_G [-]; Faktor für Elimination im Oberflächengewässer

8.1.2 Berechnung der Konzentrationen der relevanten organischen Spurenstoffe in der Ruhr

Die Konzentrationen der relevanten Xenobiotika in der Ruhr werden für sechs Ruhrabschnitte berechnet. Die über die kommunalen Kläranlagen in diesen Abschnitten eingetragenen Frachten sind in der Tabelle 8.2 dargestellt.

Tabelle 8.2: Frachteinträge in die Ruhr durch kommunale Kläranlagen

	gemeldete Einwohner [E]	Frachteintrag in Gewässer					
		PFT [g/d]	EDTA [g/d]	DTPA [g/d]	Carbama- zepin [g/d]	Amidotri- zoesäure [g/d]	TCPP [g/d]
Frachteintrag durch KA 101 bis KA 158	255.452	24,87	3.934	1.338	91,21	517,88	38,35
S Pegel Bachum	255.452	24,87	3.934	1.338	91,21	517,88	38,35
Frachteintrag durch KA 161 bis KA 183	154.307	26,09	55	0	55,09	312,83	17,13
S Pegel Fröndenberg	409.759	50,96	3.989	1.338	146,30	830,71	55,48
Frachteintrag durch KA 201	69.337	15,94	0	0	24,76	140,57	8,68
S Pegel Villigst	479.096	66,90	3.989	1.338	171,06	971,28	64,16
Frachteintrag durch KA 209 bis 359	783.035	86,51	27.760	304.971	279,58	1587,46	125,72
S Pegel Wetter	1.262.131	153,41	31.749	306.309	450,63	2558,74	189,88
Frachteintrag durch KA 368 bis KA 467	269.965	7,82	1.981	0	96,39	547,31	28,42
S Pegel Hattingen	1.532.096	161,23	33.730	306.309	547,02	3106,05	218,30
Frachteintrag durch KA 494 bis KA 540	232.261	11,20	260	0	82,93	470,87	37,28
S Pegel Essen-Werden	1.764.357	172,43	33.990	306.309	629,95	3576,92	255,58

Zur Berechnung der Konzentrationen der organischen Spurenstoffe in der Ruhr wurden die Abflussmengen der Pegel Bachum, Fröndenberg, Villigst, Wetter, Hattingen und Werden aus dem Jahr 2006 verwendet. Die Tagesmittelwerte des Abflusses und die Häufigkeitsverteilung der Tagesmittelwerte sind in der Tabelle 8.3 aufgeführt und in Bild 8.1 grafisch dargestellt.

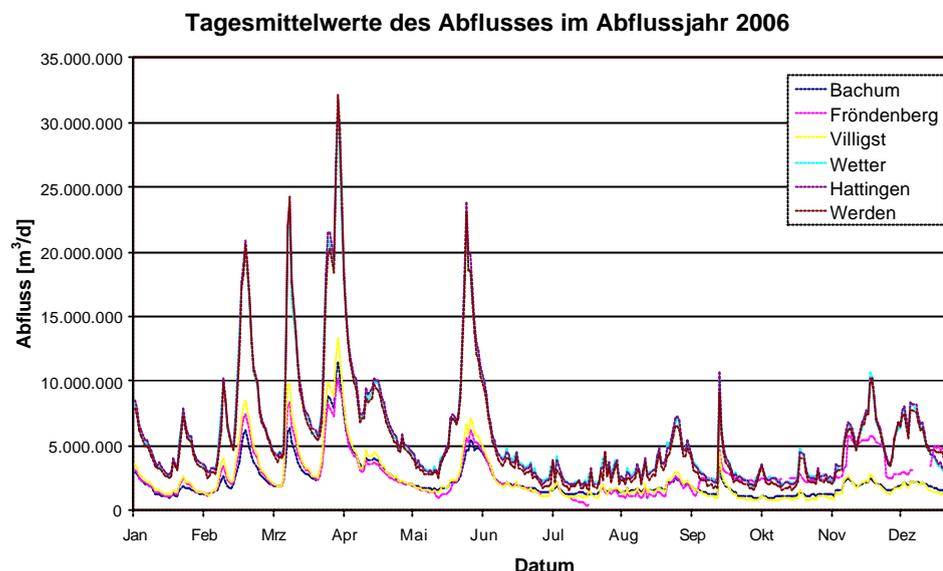


Bild 8.1: Tagesmittelwerte des Abflusses im Jahr 2006

Tabelle 8.3: Perzentilwerte der Abflussmengen an den Pegel Bachum, Fröndenberg, Villigst, Wetter, Hattingen und Werden aus dem Jahr 2006

Pegel	Bachum	Fröndenberg	Villigst	Wetter	Hattingen	Werden
Tagemittelwert	[m ³ /d]					
Minimum	973.210	278.726	722.822	1.834.790	1.815.782	1.507.594
5-Perzentil	1.070.008	1.035.932	872.899	2.136.879	2.103.529	1.804.360
10-Perzentil	1.161.933	1.171.999	977.564	2.351.065	2.311.114	1.996.652
15-Perzentil	1.243.888	1.326.763	1.069.425	2.532.609	2.498.412	2.165.063
20-Perzentil	1.300.717	1.449.585	1.190.436	2.803.110	2.712.822	2.369.053
25-Perzentil	1.417.824	1.632.182	1.312.675	2.947.882	2.909.866	2.588.371
30-Perzentil	1.478.537	1.839.828	1.410.670	3.164.953	3.151.958	2.876.947
35-Perzentil	1.532.844	1.978.789	1.476.991	3.367.526	3.375.717	3.064.055
40-Perzentil	1.607.213	2.154.090	1.561.110	3.607.131	3.617.741	3.285.066
45-Perzentil	1.680.013	2.282.602	1.668.972	3.968.698	3.815.856	3.686.170
50-Perzentil	1.769.342	2.365.502	1.782.605	4.227.034	4.327.085	4.019.242
55-Perzentil	1.871.333	2.437.318	1.919.583	4.623.748	4.640.890	4.424.700
60-Perzentil	1.977.385	2.506.637	2.084.676	5.154.641	5.136.411	4.852.138
65-Perzentil	2.083.510	2.711.068	2.208.937	5.582.892	5.775.546	5.354.882
70-Perzentil	2.164.251	2.978.839	2.323.469	6.271.119	6.409.031	6.060.718
75-Perzentil	2.351.246	3.301.344	2.618.438	6.876.403	7.041.427	6.550.070
80-Perzentil	2.621.843	3.909.600	3.044.218	7.604.375	7.618.199	7.159.294
85-Perzentil	3.375.635	4.744.202	3.743.677	8.553.324	8.828.076	8.395.782
90-Perzentil	3.924.020	5.285.667	4.636.639	10.504.270	10.520.358	10.095.926
95-Perzentil	5.193.275	6.125.285	6.855.062	17.384.026	17.735.967	16.776.564
Maximum	11.397.802	10.145.434	13.280.544	30.442.522	31.626.893	32.141.232

8.1.3 Einhaltung der Zielwerte

Abweichend vom Entwurf des Positionspapier der Verbände ARW, ATT, AWBR, AWWR, DVGW und DWA vom 16.11.2007, in dem eine Überschreitung der Zielwerte am Ort der Entnahme nicht tolerabel ist, wird von den Gutachtern eine Unterschreitung der Zielwerte in 90% der Fälle (328 Tage im Jahr) zunächst als kalkulatorische Größe angesetzt, da dies im Einklang mit der üblichen Praxis bei der Festlegung von Zielvorgaben steht (vgl. Kap. 4.1).

8.1.4 Aufbereitungstechnik, Kläranlagenauswahl und Variantenberechnungen

Eine gezielte Elimination der betrachteten Substanzen in den Kläranlagen würde zur Einhaltung der möglichen stoffspezifischen Zielwerte beitragen. Dabei werden in den folgenden Betrachtungen zunächst nur die Aufbereitungsverfahren Ozonung und Ozonung mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration berücksichtigt (Tabelle 5.11). Die Auswahl der Aufbereitungstechnik erfolgte aufgrund der stoffspezifischen Zusammensetzung der Abwässer. Eine zusätzliche Aktivkohlefiltration wird bei hohen Frachten von phosphororganischen Flammschutzmitteln im Kläranlagenablauf (Kläranlagen Hagen, Bochum-Ölbachtal, Schwerte, Menden-Börspede) und aufgrund einer durch die hohe Krankenhausdichte im Einzugsgebiet verursachten Stoffbefrachtung mit Arzneistoffen und Röntgenkontrastmitteln (Kläranlage Essen-Süd) eingesetzt.

Die Auswahl der Kläranlagen erfolgte zunächst aufgrund ihrer Größe und des damit verbundenen hohen Eintrages von einwohnerspezifischen Stoffen, wie Arzneimitteln und Röntgenkontrastmitteln sowie mit Einschränkung phosphororganischen Flammschutzmitteln. Weiterhin wurden Kläranlagen berücksichtigt, die bestimmte stoffspezifische Charakteristika, z. B. hohe Frachten von Komplexbildnern, aufwiesen (Variante 1). Die für die Variante 1 ausgewählten 17 Kläranlagen sind in der Tabelle 8.4 dargestellt.

In einer weiteren Variante blieben kleinere Kläranlagen in den Einzugsgebieten von Nebengewässern wie Lenne und Volme (Ausnahme Kläranlage Hagen-Boele) auch aufgrund ihrer räumlichen Distanz zu den Ruhrwasserwerken unberücksichtigt (Variante 2). Die für die Variante 2 ausgewählten 12 Kläranlagen sind in der Tabelle 8.5 dargestellt

Tabelle 8.4: Ausgewählte Kläranlagen für die Variante 1

Kläranlage	KA-Nr.	Gewässer	angeschlossene Einwohner 2006	Aufbereitungsverfahren
Hagen	359	Ruhr	191.544	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Bochum-Ölbachtal	467	Ölbach	184.035	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Essen-Süd	515	Ruhr	119.583	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Hattingen	445	Ruhr	74.553	Ozonung
Menden-Börspede	183	Ruhr	73.392	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Iserlohn-Baarbachtal	201	Baarbach	69.337	Ozonung
Essen-Kupferdreh	525	Ruhr	69.292	Ozonung
Gevelsberg	352	Ennepe	68.700	Ozonung
Arnsb.-Neheim	158	Ruhr	56.460	Ozonung
Biggetal	276	Lenne	55.523	Ozonung
Schwerte	209	Ruhr	42.162	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Arnsb.-Wildshausen	128	Ruhr	38.320	Ozonung
Iserlohn-Letmathe	307	Lenne	36.875	Ozonung
Stora Enso/Hagen-Boele	314	Lenne	36.395	Ozonung
Hagen-Fley	312	Lenne	36.277	Ozonung
Rahmedetal	298	Lenne	30.910	Ozonung
Volmetal	324	Volme	30.006	Ozonung

Tabelle 8.5: Ausgewählte Kläranlagen für die Variante 2

Kläranlage	KA-Nr.	Gewässer	angeschlossene Einwohner 2006	Aufbereitungsverfahren
Hagen	359	Ruhr	191.544	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Bochum-Ölbachtal	467	Ölbach	184.035	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Essen-Süd	515	Ruhr	119.583	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Hattingen	445	Ruhr	74.553	Ozonung
Menden-Börspede	183	Ruhr	73.392	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Iserlohn-Baarbachtal	201	Baarbach	69.337	Ozonung
Essen-Kupferdreh	525	Ruhr	69.292	Ozonung
Gevelsberg	352	Ennepe	68.700	Ozonung
Arnsb.-Neheim	158	Ruhr	56.460	Ozonung
Schwerte	209	Ruhr	42.162	Ozonung + Aktivkohlefiltration
Arnsb.-Wildshausen	128	Ruhr	38.320	Ozonung
Stora Enso/Hagen-Boele	314	Lenne	36.395	Ozonung

8.2 Berechnung der Konzentration ausgewählter Spurenstoffe in der Ruhr

Auf Basis der gemessenen und berechneten Stofffrachten der kommunalen Kläranlagen (Tabelle 8.2) und der Abflussmengen in der Ruhr an bestimmten Abschnitten (Tabelle 8.3) wurden die Konzentrationen der relevanten organischen Spurenstoffe zunächst ohne zusätzliche Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen berechnet (Ausgangssituation). Einträge, die nicht über die kommunalen Kläranlagen erfolgten, wurden bei den

Berechnungen nicht berücksichtigt. In den anschließenden Variantenberechnungen wurde die Eliminationsleistung ausgewählter Kläranlagen bezüglich der betrachteten Stoffe durch zusätzliche Aufbereitungstechnik (Ozonung und Ozonung+Aktivkohlefiltration) erhöht (Tabelle 5.11). Die prognostizierten Konzentrationen werden vor dem Hintergrund der Einhaltung der möglichen stoffspezifischen Zielwerte bewertet. Die Zielwerte müssen in mindestens 90 % der Abflussmengen eingehalten werden (90-Perzentil).

8.2.1 Perfluortenside

Das 90-Perzentil der berechneten Konzentrationen von PFT in der Ruhr liegt bereits ohne Berücksichtigung einer zusätzlichen Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen unterhalb des Zielwertes von 0,1 µg/l (Bild 8.2). Die 90-Perzentilwerte nehmen im Längsverlauf der Ruhr von 0,02 µg/l am Pegel Bachum auf 0,09 µg/l am Pegel Werden zu. Eine zusätzliche Aufbereitungstechnik führt nur zu einer geringfügigen Verminderung der Konzentrationen in der Ruhr.

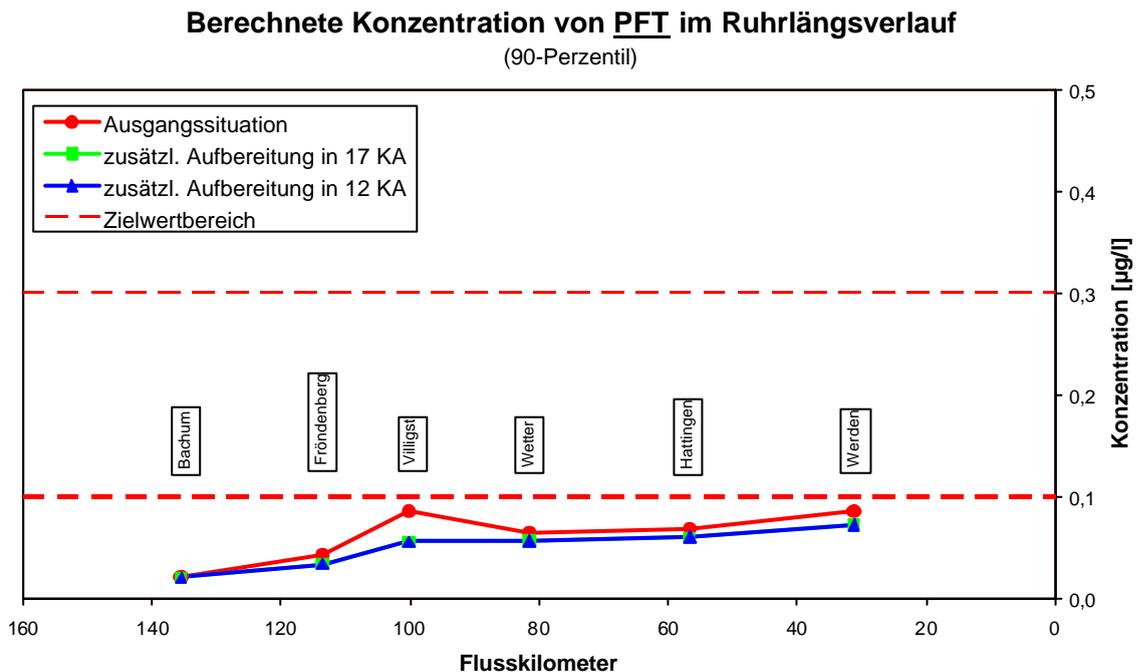


Bild 8.2: Berechnete Konzentrationen von PFT aus Kläranlagenabläufen im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration

Es bleibt festzuhalten, dass die PFT-Frachten aus den Kläranlagen des Jahres 2006 nicht zu einer Überschreitung des unteren Zielwertes von 0,1 µg/l in der Ruhr führten und somit für diesen Zeitpunkt keine Notwendigkeit einer zusätzlichen abwasserseitigen Aufbereitung auf kommunalen Kläranlagen bestand.

8.2.2 Komplexbildner

Die berechneten 90-Perzentilwerte liegen für die Komplexbildner EDTA und DTPA nur im Bereich der oberen Ruhr bis zum Pegel Villigst im Zielwertbereich von 0,1 und 10 µg/l (Bild 8.3).

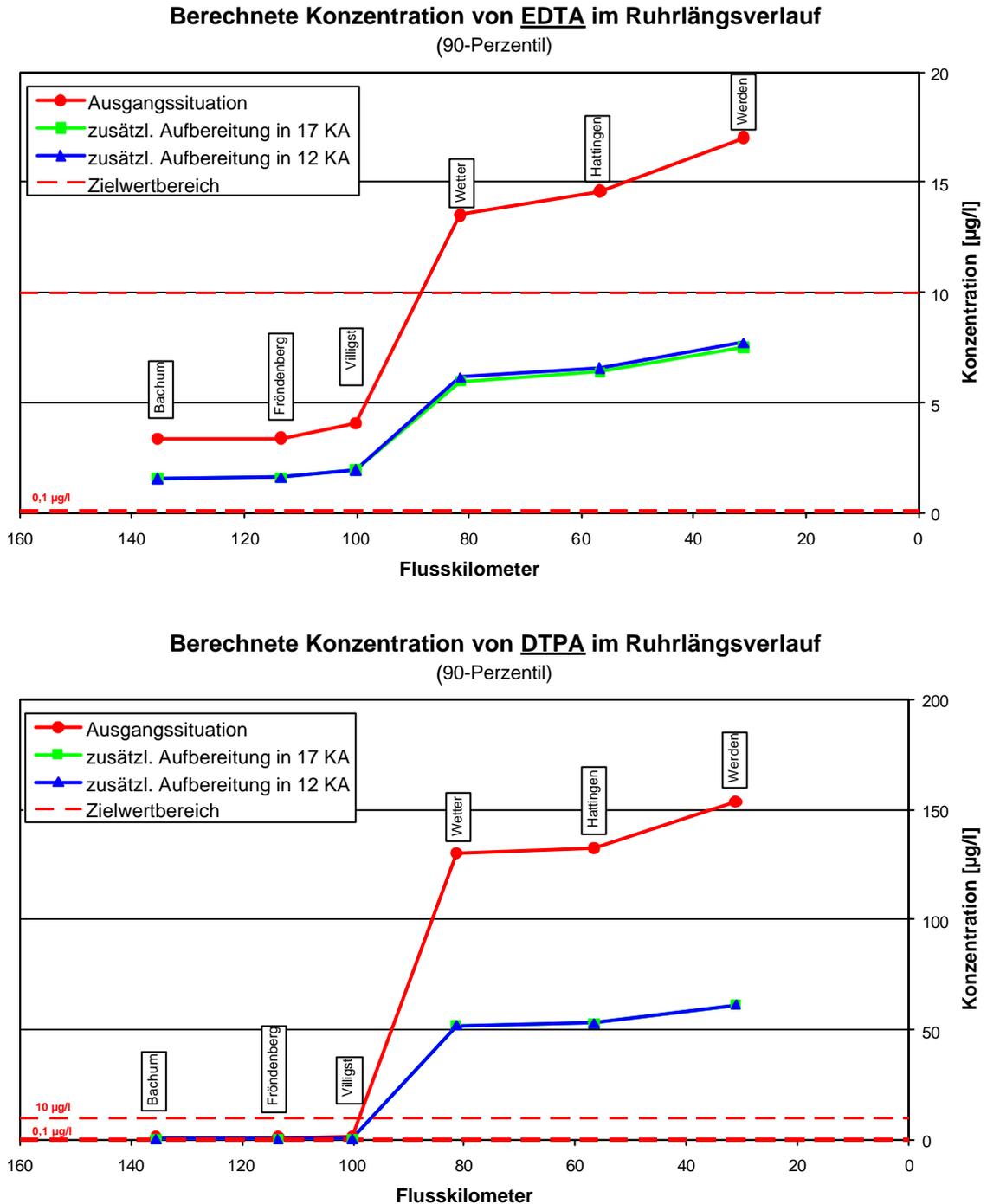


Bild 8.3: Berechnete Konzentrationen von EDTA und DTPA aus Kläranlagenabläufen im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration

Die Werte liegen für EDTA zwischen 3 und 4 µg/l und für DTPA bei 1 µg/l. Eine starke Zunahme der EDTA- und DTPA-Konzentrationen in der Ruhr ist nach dem Zustrom der Lenne zu verzeichnen. Im weiteren Verlauf nehmen die Werte auf 17 µg/l für EDTA und 153 µg/l für DTPA am Pegel Werden zu.

Die Berechnungen der Varianten 1 und 2 verdeutlichen, dass durch die Berücksichtigung einer zusätzlichen Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen die Konzentrationen in der Ruhr erheblich vermindert werden können. Jedoch werden nur für EDTA Konzentrationen innerhalb des Zielwertbereiches in der unteren Ruhr erreicht. Am Pegel Werden beträgt der 90-Perzentilwert für EDTA ca. 7,5 µg/l und für DTPA ca. 61 µg/l.

Die Prognoseberechnungen verdeutlichen, dass für DTPA der Zielwertbereich in der Ruhr nur erreicht werden kann, wenn der Frachteintrag durch den Industriebetrieb Stora Enso Kabel erheblich reduziert wird.

8.2.3 Phosphororganische Flammschutzmittel

Das 90-Perzentil der berechneten Konzentrationen von TCPP in der Ruhr liegt mit Ausnahme des Pegels Werden bereits ohne Berücksichtigung einer zusätzlichen Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen unterhalb eines Wertes von 0,1 µg/l (Bild 8.4). Die 90-Perzentilwerte nehmen im Längsverlauf der Ruhr von 0,03 µg/l am Pegel Bachum auf 0,13 µg/l am Pegel Werden zu.

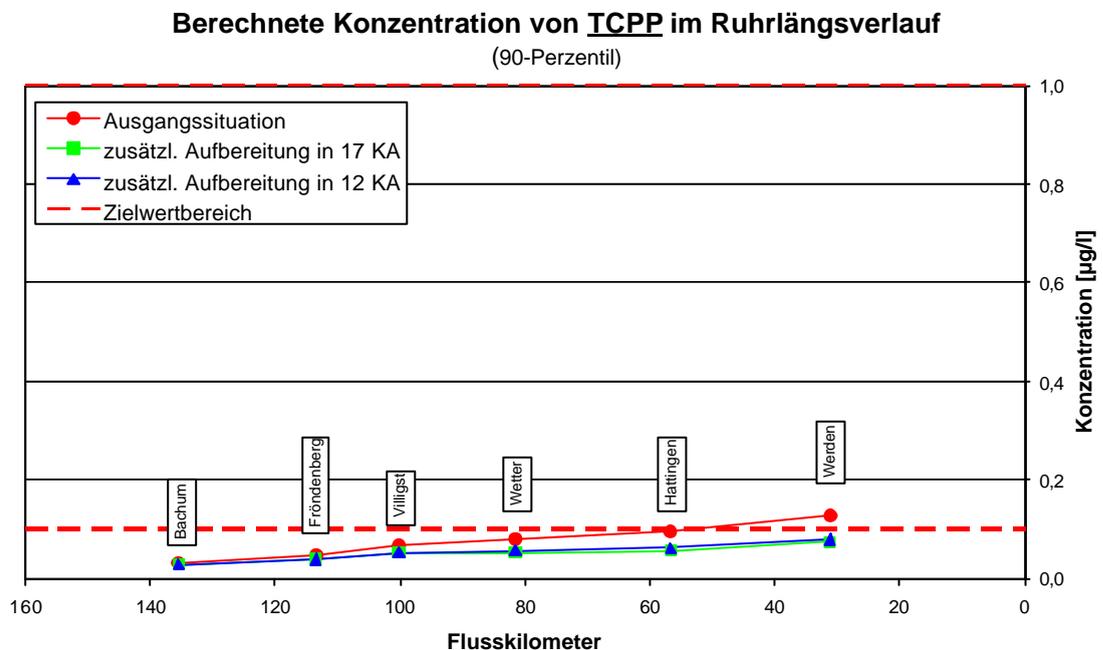


Bild 8.4: Berechnete Konzentrationen von TCPP im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration

Die Berechnungen der Varianten 1 und 2 verdeutlichen, dass eine zusätzliche Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen zu einer deutlichen Verminderung der Konzentrationen in der Ruhr führt. Bei Berücksichtigung einer erweiterten Aufbereitungstechnik in 12 Kläranlagen (Variante 2) wird am Pegel Werden ein 90-Perzentilwert von 0,08 µg/l erreicht.

Die Berechnungsergebnisse zeigen, dass die TCPP-Frachten aus den Kläranlagen nur am Pegel Werden zu einer Überschreitung des unteren Zielwertes von 0,1 µg/l in der Ruhr führten.

8.2.4 Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel

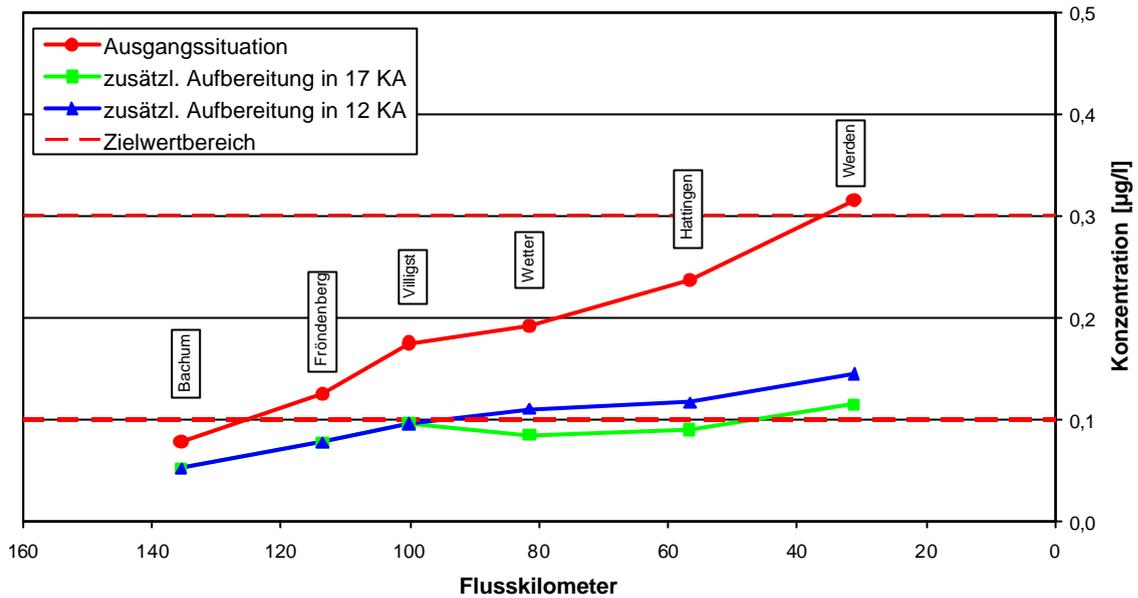
Ohne Berücksichtigung einer zusätzlichen Aufbereitungstechnik in den Kläranlagen liegen für Carbamazepin nur am Pegel Bachum die berechneten 90-Perzentilwerte unterhalb von 0,1 µg/l. Die Werte nehmen im weiteren Ruhrlängsverlauf von 0,08 µg/l am Pegel Bachum auf 0,32 µg/l am Pegel Werden zu (Bild 8.5).

Mit einer erweiterten Aufbereitungstechnik in 17 Kläranlagen (Variante 1) kann ein Wert unterhalb von 0,1 µg/l in der Ruhr an den Pegeln Fröndenberg, Villigst, Wetter und Hattingen erreicht werden. Lediglich in der Ruhr am Pegel Werden liegt der 90-Perzentilwert mit 0,11 µg/l geringfügig oberhalb von 0,1 µg/l. Bei einer Reduktion der Anzahl der mit einer zusätzlichen Aufbereitungstechnik versehenen Kläranlagen auf 12 (Variante 2) kann ein Wert von 0,1 µg/l in der Ruhr bis zum Pegel Villigst eingehalten werden. Die 90-Perzentilwerte liegen im weiteren Verlauf der Ruhr am Pegel Wetter bei 0,11 µg/l und am Pegel Werden bei 0,15 µg/l.

Die berechneten Konzentrationen von Amidotrizoesäure liegen in der Variante 2 im gesamten Ruhrverlauf innerhalb des Zielwertbereiches von 0,1 bis 1 µg/l (Bild 8.5). Die 90-Perzentilwerte dieser Variante liegen zwischen 0,35 µg/l am Pegel Bachum und 0,95 µg/l am Pegel Werden.

Berechnete Konzentration von Carbamazepin im Ruhrlängsverlauf

(90-Perzentil)



Berechnete Konzentration von Amidotrizoensäure im Ruhrlängsverlauf

(90-Perzentil)

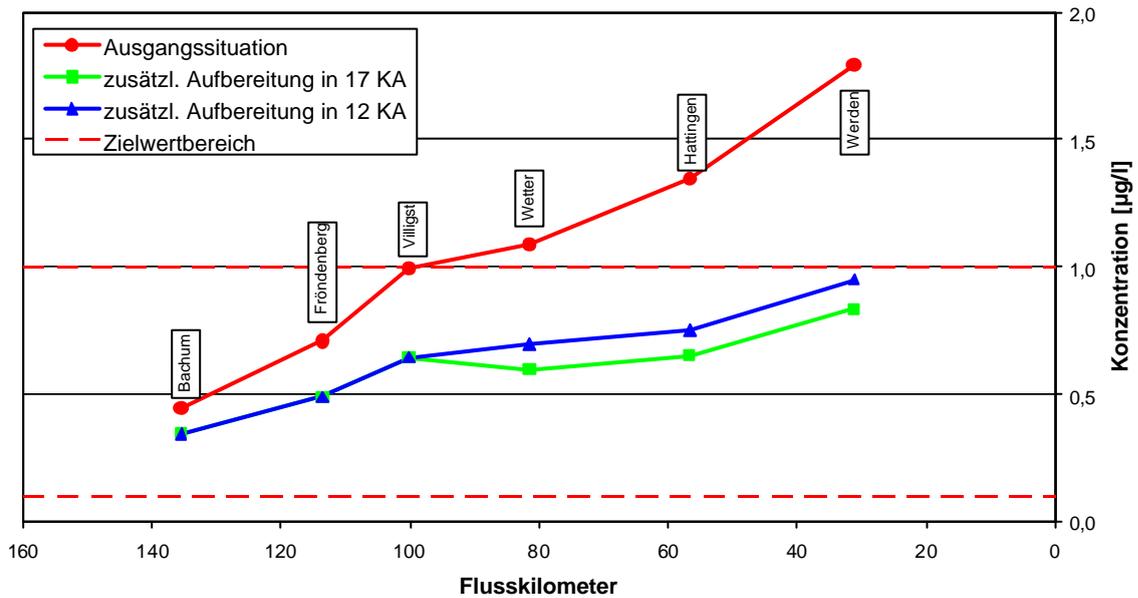


Bild 8.5: Berechnete Konzentrationen von Carbamazepin und Amidotrizoensäure im Ruhrlängsverlauf; dargestellt ist das 90-Perzentil der Konzentration

Die Prognoseberechnungen für Carbamazepin lassen erwarten, dass der untere Zielwert von 0,1 µg/l in der Ruhr durch eine Erweiterung der Aufbereitungstechnik in 17 Kläranlagen erreicht werden könnte. Eine Verminderung der Kläranlagenanzahl führt zu einer geringfügigen Überschreitung des Zielwertes in der Ruhr an den Pegeln Wetter, Hattingen und Werden. Zur Verminderung der Konzentration

von Amidotrizoesäure auf Werte unterhalb eines Zielwertes von 1 µg/l ist eine Erweiterung der Aufbereitungstechnik in 12 Kläranlagen ausreichend.

9 Möglichkeiten der getrennten Behandlung von Krankenhausabwässern

Humanpharmaka werden insbesondere vor dem Hintergrund des demographischen Wandels, der steigenden individuellen Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums in Zukunft in größerer Anzahl und Menge über die kommunalen Abwasserwege in die Umwelt eingebracht. Es sind daher breit gefächerte Bestrebungen unerlässlich, den Eintrag von Pharmaka in das Abwasser zu minimieren. Hierzu zählen insbesondere Strategien zur Verminderung des Austrags dieser Stoffe aus Indirekteinleiter-Punktquellen, wie z. B. Krankenhäuser und Pflegeheime. Im Rahmen der Möglichkeiten zur Verringerung des Eintrags von Arzneimittelrückständen in die Ruhr sollte auch überprüft werden, ob ggf. eine getrennte Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern oder Arztpraxen zur Verringerung des Eintrags von Arzneistoffen und Diagnostika in die Ruhr möglich ist. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen vorgestellt.

9.1 Bisherige Erkenntnisse zur Behandlung von Krankenhausabwässern

Beispielhaft wurde in Nordrhein-Westfalen im Jahre 2006 im Rahmen eines Pilotprojektes am Kreiskrankenhaus Waldbröl (KKH Waldbröl) erstmals eine Anlage zur separaten Behandlung von Krankenhausabwasser errichtet und als Membranbioreaktor (MBR) ausgebildet. Da das KKH Waldbröl im Ist-Zustand allerdings im Mischsystem entwässerte, kam es bei Regenereignissen zu sehr hohen Mischwassermengen und durch die damit einhergehende Verdünnung auch zu sehr niedrigen Konzentrationen der relevanten Stoffe im Ablauf des Krankenhauses. Daher wurde in der ersten Projektphase auch das anfallende Regenwasser von den abflusswirksamen Flächen, wie z. B. den Dach- und Parkplatzflächen, soweit wie möglich vom Kanalnetz abgekoppelt. In Projektphase 2, einem aktuell laufenden Forschungsvorhaben, wird der Ablauf des MBR einer weitergehenden Behandlung zur Entfernung von Arzneimittelrückständen unterzogen. Hierzu werden durch das ISA der RWTH Aachen sowohl adsorptive als auch oxidative Verfahren sowie weitergehende Membranverfahren im labor- und halbtechnischen Maßstab zum Zweck der verbesserten Elimination persistenter Pharmaka und Diagnostika untersucht (PINNEKAMP, 2007).

Im Rahmen des FuE-Vorhabens wird der Einsatz der Membrantechnik und weitergehender Behandlungsverfahren als Behandlungsoption für Krankenhausabwasser im Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit und Leistungsfähigkeit der Eliminierung pharmazeutischer Spurenstoffe überprüft und bewertet. Hierzu werden die (Weiter)Entwicklung und Etablierung substanzspezifischer chemischer, chemisch-physikalischer und

wirkungsbezogener biochemischer Untersuchungsmethoden forciert. Als Ergebnis der bislang durchgeführten substanzspezifischen bzw. wirkungsbezogenen Untersuchungen kann festgehalten werden:

- Das Krankenhaus stellt eine bedeutende Punktquelle für den Eintrag toxischer und mutagener Substanzen/Substanzgemische in das kommunale Abwassernetz dar.
- Eine Behandlung des Krankenhausabwassers mittels Membranbelebungsanlage führt nicht für alle im Rahmen des Projektes durchgeführten Biotests zu einer Reduktion der toxischen Effekte.

Die bislang gewonnenen Ergebnisse dienen der Entwicklung von Kriterien für die Auslegung einer großtechnischen Anlage zur weitergehenden Behandlung bzw. der Überwachung eines großtechnischen Betriebes entsprechender Abwasserreinigungsverfahren bzw. entsprechender Verfahrenskombinationen (BEIER ET AL., 2008).

Da Röntgenkontrastmittel vorrangig in Kliniken appliziert werden und der Großteil der Patienten nicht stationär behandelt wird, gelangen entsprechende Rückstände vor allem durch häusliche Ausscheidungen ins kommunale Abwasser.

Untersuchungen aus FELDMANN (2008) belegen, dass spezielle Analgetika (z. B. Metamizol) im Krankenhausabwasser überproportional detektiert wurden, während Diclofenac und OTC-Analgetika mengenmäßig in der Bevölkerung verbraucht werden.

Jüngste Veröffentlichungen von SCHUSTER UND KÜMMERER (2008) zeigen, dass die Wirkstoffkonzentrationen im Krankenhausabwasser zwar hoch sind, aber die Krankenhäuser bei weitem nicht die Haupteintragsquellen für Wirkstoffmengen darstellen. Der abgeschätzte Beitrag liegt bei unter 10 %.

Von besonderem Interesse sind auch Resistenzen im Abwasser. Diese resultieren vor allem aus Therapien. SCHUSTER UND KÜMMERER (2008) vermuten, dass diesbezüglich der Einfluss von Privathaushalten viel größer ist, als der von Kliniken.

International laufen derzeit in der Schweiz, den Niederlanden und in Luxemburg intensive Bestrebungen, Anlagen zur separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwässern zu errichten. Konkrete Konzeptionen liegen bislang ausschließlich aus der Schweiz vor. Hier wird beispielhaft ein Modell entwickelt, um schweizweit Konzentrationen von Arzneimitteln in Flüssen vorherzusagen.

Über die Kosten und Wirtschaftlichkeit von Anlagen zur separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwässern ist bekannt, dass für mittelgroße Krankenhäuser (ca. 400 Betten) etwa 2 Mio. € Investitionskosten aufgebracht werden müssen (MAUER ET AL., 2007). Eine überschlägige Ermittlung der Betriebskosten ergab ca. 75.000 €/a. Je

nach örtlicher Situation können diese finanziellen Aufwendungen zu Einsparungen im Bereich der Gebühr für die Abwasserbehandlung führen.

9.2 Beschreibung des Untersuchungsumfangs

Für die Untersuchungen der Möglichkeiten einer getrennten Behandlung von Abwässern aus Krankenhäusern zur Verringerung des Eintrags von Arzneimittelrückständen wurde exemplarisch die Kläranlage Essen-Süd und die daran angeschlossenen Krankenhäuser ausgewählt. Folgende Krankenhäuser befinden sich im Einzugsgebiet der Kläranlage Essen-Süd:

- Alfried Krupp Krankenhaus
- Evangelisches Krankenhaus Lutherhaus gemeinnützige GmbH
- Evangelische Huysens-Stiftung (Kliniken Essen-Mitte)
- Knappschafts-Krankenhaus (Kliniken Essen-Mitte)
- Elisabeth-Krankenhaus.

Die ausgewählten Krankenhäuser wurden vom MUNLV angeschrieben und um ihre Mitarbeit bei den Untersuchungen gebeten. Vom ISA der RWTH Aachen und IWW wurde ein Fragenkatalog erarbeitet, um die prinzipiellen Möglichkeiten einer getrennten Behandlung der Abwässer der verschiedenen Krankenhäuser möglichst effizient und vergleichbar zu ermitteln. Der Fragekatalog umfasst sowohl Angaben zum Anfall und zur Entsorgung von Abwässern als auch zu den Möglichkeiten einer ggf. vor Ort zu realisierenden, krankenhauseigenen Abwasserbehandlungsanlage. Weiterhin wurden Angaben zu den im Jahr 2006 verabreichten Wirkstoffmengen der ausgewählten Leitsubstanzen (siehe Kap. 4) erfragt. Der Fragenkatalog wurde den ausgewählten Krankenhäusern zugesandt und umfasste die Angaben gemäß Tabelle 9.1.

Die Fragen wurden in persönlichen Gesprächen unter Teilnahme von Leitern und Mitarbeitern des Technischen Dienstes, Umweltbeauftragten und Apothekern der Krankenhäuser mit Mitarbeitern des ISA der RWTH Aachen und des IWW erörtert. Dabei wurden die grundsätzlichen Möglichkeiten und individuellen Besonderheiten erhoben, die bei einer gesonderten Behandlung der Abwässer der einzelnen Krankenhäuser zu beachten wären.

Tabelle 9.1: Zusammenstellung der erfragten Krankenhausinformationen

Allgemeine Angaben	<ul style="list-style-type: none"> • Anzahl der Patienten im Jahr 2006 • Einzugsbereich des Krankenhauses
Verabreichte Mengen an Arzneimitteln im Jahr 2006	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkstoffmengen Carbamazepin • Wirkstoffmengen Diclofenac
Verabreichte Mengen an Röntgenkontrastmitteln im Jahr 2006	<ul style="list-style-type: none"> • Wirkstoffmengen Amidotrizoesäure • Wirkstoffmengen Iohexol • Wirkstoffmengen Iomeprol • Wirkstoffmengen Iopamidol • Wirkstoffmengen Iopansäure • Wirkstoffmengen Iopromid
Abwasserentsorgung des Krankenhauses	<ul style="list-style-type: none"> • Trinkwasserverbrauch im Jahr 2006 • Abwassermengen im Jahr 2006 • Abwassergebühren im Jahr 2006 • Berechnungsschema für Abwassergebühren
Gebäudesituation	<ul style="list-style-type: none"> • Anzahl der Gebäude • Anfallende Abwassermengen pro Gebäude • Liegt Trenn- oder Mischkanalisation in Gebäuden vor? • Dachflächen pro Gebäude • Versiegelte Flächen pro Gebäude • Werden bestimmte Arznei- oder Röntgenkontrastmittel gebäudespezifisch in hohen Mengen eingesetzt? • zu erwarten, dass bestimmte Arznei- oder Röntgenkontrastmittel gebäudespezifisch in hohen Mengen ausgeschieden werden? • Ist Outsourcing von Küche bzw. Wäscherei geplant?
Möglichkeiten für Abwasseraufbereitung	<ul style="list-style-type: none"> • Kann Regenwasser ggf. getrennt gefasst und abgeleitet werden? • Möglicher Standort für Abwasseraufbereitungsanlage

9.3 Ergebnisdarstellung und Diskussion

Die wesentlichen Einflussgrößen auf eine mögliche Behandlung der Abwässer der ausgewählten Krankenhäuser sind in Tabelle 9.2 zusammengefasst. Für die detaillierte Darstellung der Situation in den jeweiligen Krankenhäusern wird auf den Anhang verwiesen.

Tabelle 9.2: Wesentliche Einflussgrößen auf eine mögliche Behandlung der Abwässer der ausgewählten Krankenhäuser (Jahr: 2006)

	Alfried Krupp Krankenhaus	Evangelisches Krankenhaus Lutherhaus	Evangelische Huyssens-Stiftung	Knappschafts-Krankenhaus	Elisabeth-Krankenhaus
Stationäre Patienten	24.000	11.000	14.000	8.100	23.000
Ambulante Patienten	58.000	25.000	7.000	300	30.000
Spezifischer Schmutzwasseranfall in m ³ /stationärer Patient	3,9	2,4	2,6	3,2	2,0
Schmutzwassermenge abgeleitet in KA Essen-Süd in m ³ /a	93.000	26.400	33.300 *	26.000	23.250 *
Regenwassermenge abgeleitet in KA Essen-Süd in m ³ /a	20.500	3.800	8.100 *	13.000	6.350 *
Gesamte Abwassermenge abgeleitet in KA Essen-Süd in m ³ /a	113.500	30.200	41.400 *	39.000	29.600 *
Trennung von Schmutzwasser und Regenwasser ggf. möglich	nur bei Parkplatzflächen	ja	ja	ja	schwierig
Mindestens zu behandelnde Abwassermenge vor Ableitung in KA Essen-Süd in m ³ /a	101.900	26.400	33.300 *	26.000	23.250 *
Standort für Abwasseranlage vorhanden und problemlos nutzbar	nein	nein	nein	nein	nein

* nur der Anteil, der der Kläranlage Essen-Süd zugeführt wird, wurde berücksichtigt

Aus den Angaben in Tabelle 9.2 wird deutlich, dass zwischen den Krankenhäusern z. T. erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Anzahl an stationären und ambulanten Patienten bestehen. Hieraus lassen sich jedoch keine Rückschlüsse auf den spezifischen Schmutzwasseranfall ziehen, der zwischen 2 und 4 m³/stationärer Patient beträgt.

Eine **Trennung von Schmutzwasser und Regenwasser** innerhalb des Gebäudekomplexes liegt nur im Alfred Krupp Krankenhaus nicht vor, da die Flachdächer des Krankenhauses über die Fallleitungen der Schmutzwässer aus den Stockwerken entwässert werden. In allen anderen Krankenhäusern bestehen getrennte Leitungen für die Schmutz- und Niederschlagswässer innerhalb der Gebäude. Für eine möglichst kostengünstige Abwasserbehandlung zur Elimination von Arzneistoffen ist eine Trennung der Schmutz- und Regenwässer erforderlich, da nur die Schmutzwässer mit Arzneimittelrückständen belastet sind. Der Anteil von Niederschlagswasser an der Gesamtabwassermenge beträgt je nach Krankenhaus zwischen 13 und 33 %. Im Fall des Alfred Krupp Krankenhauses ist lediglich die Abtrennung der Niederschlagswässer von den versiegelten Parkplatzflächen getrennt fass- und ableitbar.

Bisher leiten alle Krankenhäuser die Schmutz- und Niederschlagswässer in eine Mischkanalisation ein. Für eine Aufbereitung der Schmutzwässer wären diese in neu zu errichtenden Sammlern zu fassen und der krankenhauseigenen Abwasserbehandlungsanlage zuzuleiten. Ohne auf die individuellen Situationen im Einzelnen einzugehen, wurden dabei bereits z. T. massive Probleme erkannt, die sich aus der beengten Lage mancher Krankenhäuser in dicht besiedelten Stadtgebieten, aus der Entwässerung in mehrere Mischwasserkanäle sowie an unterschiedliche Kläranlagen und ggf. auch aus der Verringerung der in den Kanälen abzuführenden Wassermenge infolge der Abtrennung des Niederschlagswassers ergeben. Hier wäre im Einzelfall zu prüfen, wie eine optimale Leitungsführung im Fall des Baus einer Abwasserbehandlungsanlage möglich wäre.

Weiterhin wäre zu prüfen, ob örtlich hohe Abwassermengen in den Krankenhäusern anfallen, die nicht oder ggf. nur gering mit Arzneimittelrückständen belastet sind (z. B. von Küchen, ggf. Dialysestationen) und ob diese Abwasserströme getrennt aus dem Gebäude abgeführt und ohne Behandlung direkt in die Mischwasserkanalisation eingeleitet werden könnten.

Große Schwierigkeiten würde die Auswahl eines Standortes für die Abwasserbehandlungsanlage auf dem Gelände der Krankenhäuser bereiten, da diese meist in stark besiedelten Stadtgebieten liegen und seit ihrer Gründung bereits unter Ausnutzung der bestehenden räumlichen Möglichkeiten soweit erweitert und ausgebaut wurden, dass in der nun bestehenden räumlich beengten Situation kein geeigneter Platz mehr vorhanden ist. Auch wäre mit Widerständen aus der Bevölkerung sowie mit Akzeptanzproblemen bei den Patienten im Fall des Baus und Betriebs einer Kläranlage im Wohngebiet bzw. auf dem Krankenhausgelände zu rechnen. Diesen Widerständen könnte jedoch ggf. mit entsprechender Abluftbehandlung und geräuschkämpfender Einhausung der Abwasserbehandlungsanlagen begegnet werden.

Hinsichtlich der in den Krankenhäusern **verabreichten Wirkstoffmengen** der erfragten Arzneistoffe und Diagnostika konnten nur von zwei Krankenhäusern Angaben gemacht werden. Die in den Krankenhäusern verabreichten Wirkstoffmengen sind in Tabelle 9.3 zusammenfasst. Auffallend hierbei sind die Unterschiede zwischen den Krankenhäusern betreffend der verabreichten Arzneimittel und der Wirkstoffmengen, die nicht mit der Anzahl der Patienten korrelieren. (Im Alfried Krupp Krankenhaus wurden 2006 etwa doppelt soviel stationäre und ambulante Patienten behandelt wie im Ev. Krankenhaus Lutherhaus.) Ursache hierfür sind lt. Auskunft der Krankenhausapotheker die Spezialisierung der Krankenhäuser auf unterschiedliche Erkrankungen und Untersuchungsverfahren sowie unterschiedliche Einkaufsbedingungen.

Tabelle 9.3: In Krankenhäusern verabreichte Wirkstoffmengen ausgewählter Arzneistoffe und Diagnostika und berechnete Verbrauchsmengen im Einzugsgebiet der Kläranlage Essen Süd

Stoff	Verabreichte Wirkstoffmenge im Alfried Krupp-Krankenhaus	Verabreichte Wirkstoffmenge im Evang. Krankenhaus Lutherhaus	Verbrauchsmenge in beiden Krankenhäusern	Bundesweite Verbrauchsmenge (2001)	Verbrauchsmenge im Einzugsgebiet der KA Essen Süd (119.500 E) berechnet aus bundesweiter Verbrauchsmenge
	kg/a	kg/a	kg/a	g/E/d	kg/a
Carbamazepin	2,48	0,74	3,22	2,93E-03	127,74
Diclofenac	7,15	2,76	9,91	2,87E-03	125,11
Amidotrizoesäure	94,8	73,22	168,02	2,03E-03	88,49
Iohexol	623,7	0	623,7	5,75E-04	25,11
Iomeprol	0	4,04	4,04	2,79E-03	121,57
Iopamidol	80,87	99,19	180,06	1,44E-03	62,69
Iopansäure	0	0	0	-	-
Iopromid	0	0	0	2,14E-03	93,40

In Tabelle 9.3 sind weiterhin die Wirkstoffmengen der ausgewählten Arzneistoffe und Diagnostika angegeben, die insgesamt in den beiden Krankenhäusern im Jahr 2006 verabreicht wurden. Weiterhin wurden die Wirkstoffmengen berechnet, die sich für die Anzahl der an der Kläranlage Essen-Süd angeschlossenen Einwohner (ca. 119.500) aufgrund der bundesweit erhobenen Verbrauchsmengen aus dem Jahr 2001 ergeben. Es wird deutlich, dass die in den Krankenhäusern verabreichten Wirkstoffmengen an **Carbamazepin und Diclofenac** nur einen sehr geringen Anteil der Verbrauchsmengen

darstellen, die insgesamt von den Einwohnern im Einzugsgebiet der Kläranlage Essen-Süd eingenommen werden. Dies hat die Ursache in der Art der Indikation der Wirkstoffe: Carbamazepin wird als Antiepileptikum und Diclofenac als Schmerzmittel verabreicht. Sie werden daher nicht spezifisch in Krankenhäusern, sondern häufig unabhängig von einem Krankenhausaufenthalt eingenommen. Aufgrund dieser Tatsache erscheint eine eigenständige Behandlung von Krankenhausabwässern zur Entfernung dieser Stoffe als nicht zielführend.

Bei den **Röntgenkontrastmitteln** übersteigen die Verbrauchsmengen in den Krankenhäusern die Mengen, die aufgrund bundesweit erhobener Daten für das Einzugsgebiet der Kläranlage Essen-Süd berechnet werden. Die Ursache ist darin zu sehen, dass Röntgenkontrastmittel nur in Krankenhäusern oder entsprechenden Arztpraxen verabreicht werden. Die Bettenanzahl der beiden Krankenhäuser (zusammen über 890 Betten) bezogen auf die Einwohnerzahl im Einzugsgebiet der KA Essen-Süd (ca. 119.500) übersteigt die im Bundesdurchschnitt vorhandene Anzahl von 620 Betten pro 100.000 Einwohner (STATISTISCHES BUNDESAMT, 2007). Somit erscheinen die verabreichten Wirkstoffmengen überdurchschnittlich hoch. Weiterhin kann auch eine Spezialisierung der Krankenhäuser auf Untersuchungen unter Anwendung von Röntgenkontrastmitteln Ursache für die vergleichsweise hohen Einsatzmengen dieser Stoffe sein. Eine Ausnahme stellt der Wirkstoff bmepral dar, der nur in einem Krankenhaus und in sehr geringer Menge verabreicht wurde. Röntgenkontrastmittel werden besonders in Krankenhäusern in den radiologischen Stationen verabreicht. Ambulante Patienten gehen nach erfolgter Untersuchung nach Hause und stationäre Patienten werden zurück auf die jeweiligen Stationen im Krankenhaus gebracht. Die Ausscheidung der verabreichten Röntgenkontrastmittel erfolgt weitgehend innerhalb von 24 Stunden mit dem Urin. Da sich die Patienten dann bereits nicht mehr im Bereich der radiologischen Stationen befinden, wäre eine gezielte Behandlung der Abwässer der radiologischen Stationen nicht zielführend. Bei einer generellen Behandlung der Abwässer der Krankenhäuser wäre zumindest der Anteil an Röntgenkontrastmitteln entfernbar, der von stationären Patienten ausgeschieden wird. Die Ausscheidungen ambulanter Patienten könnten nicht erfasst werden. Für eine generelle Vermeidung der Gewässerbelastung durch Röntgenkontrastmittel wären Systeme einer dezentralen Urinsammlung bei den Patienten sinnvoll. Dies könnte z. B. mittels Beuteln, die ein Bindemittel für Flüssigkeiten enthalten (z. B. Gel oder Granulat) erfolgen, die nach der Untersuchung an die Patienten verteilt werden. Sowohl stationäre als auch ambulante Patienten könnten den Urin darin auffangen und die Beutel z. B. über den Hausmüll entsorgen. Die benutzten Beutel würden dann mit dem Hausmüll verbrannt. Die Auswirkungen auf die Belastung der Abgase der Müllverbrennungsanlage wären jedoch noch zu klären.

Fazit

Auch wenn die Behandlung von Krankenhausabwässern zur Entfernung der aus Sicht der Trinkwasseraufbereitung als Leitsubstanzen ausgewählten Arzneistoffe und Diagnostika nicht als zielführend betrachtet werden muss, ist davon auszugehen, dass durch eine derartige Behandlung der Eintrag von denjenigen Arzneistoffen in die Gewässer deutlich reduziert werden kann, die speziell in Krankenhäusern verabreicht werden (z. B. **Zytostatika**). Die Möglichkeiten zur Realisierung von dezentralen Behandlungsanlagen für Krankenhausabwässer erscheinen jedoch stark von der jeweiligen räumlichen Situation abhängig und werden besonders bei Krankenhäusern in städtischen Ballungsräumen voraussichtlich nur schwer umzusetzen sein. Anreize zur Einsparung von Kosten durch eine deutliche Reduzierung der Abwassergebühren für die Einleitung behandelter Abwässer wären bei der Umsetzung sicher hilfreich, um zusätzliche finanzielle Aufwendungen der Krankenhäuser auszugleichen und die Akzeptanz bei den Krankenhäusern zu erhöhen. Um detaillierte Aussagen über Möglichkeiten der dezentralen Abwasserbehandlung bei Krankenhäusern im Einzugsgebiet der Ruhr zur Verringerung der Belastung des Flusses mit Arzneimittelrückständen zu treffen, wären weitere Untersuchungen erforderlich. Diese sollten die Ermittlung der Einsatzmengen krankenhausspezifischer Wirkstoffe, die Identifikation von Krankenhäusern mit hohen stoffspezifischen Einsatzmengen und die grundsätzliche Prüfung der Realisierbarkeit einer dezentralen Abwasserbehandlung bei den identifizierten Krankenhäusern zum Ziel haben.

Neben Bestrebungen, sowohl die Medikation als auch das Einnahmeverhalten der Patienten zu verbessern, um so mit geringstem Einsatz an Arzneimittelwirkstoffen ein Optimum an therapeutischem Erfolg zu erzielen, sollten verbesserte Entsorgungswege für nicht verwendete oder Altmedikamente in der Bevölkerung etabliert werden. So ließen sich die Konzentrationen der Humanpharmaka in den Kläranlagenabläufen bereits maßgeblich vermindern.

Literatur

- AbwAG (2005): Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Januar 2005 (BGBl. I S. 114)
- AQUAREC (2006): Project Report - Water Reuse System Management Manual. Herausgeber Davide Bixio and Thomas Wintgens, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2006, ISBN 92-79-01934-1
- ARCEM (2003): Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässern - ein Risiko? www.arcem.at. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- ARW, ATT, AWBR, AWWR, DVGW und DWA (2007): Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung.- Entwurf mit Stand 16.11.2007
- ATV-Arbeitsbericht (2001): "Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen. Vorkommen, Verbleib und Wirkung" DVWK-AG IG 5.4
- AWWR (2005): Zielwerte für die Qualität des Ruhrwassers 2005. http://www.awwr.de/Zielwerte_Ruhr/Zielwertelnternetversion03-06.pdf
- AWWR (2007): Arnsberger Vereinbarung: Gemeinsame Verantwortung und kooperatives Handeln für hohe Trinkwasserqualität und Gesundheit. Arnsberg, 25. August 2006, http://www.awwr.de/Arnsberger_Vereinbarung/Arnsberger-Vereinbarung_mU.pdf, 15.01.2008, 14:45 Uhr
- BAUMGARTEN, Sven (2005): Simultaner Einsatz pulverisierter Aktivkohle in Membranbioreaktoren. Begleitbuch zur 6. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik, T. Melin, J. Pinnekamp, Aachen, 2005, P9-1 P9-12, ISBN 3-86130-775-8
- BEIER, S.; PINNEKAMP, J.; SCHRÖDER, H. FR.; GEBHARDT, W.; CRAMER, C. ; BIELING, U.; MAUER, C.; COURTH, F.; WEBER, M.; MIELCKE, J.; SELKE, D. (2008): Untersuchungen zur separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser mit Membrantechnik und weitergehenden Verfahren. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 211, Hrsg.: J. Pinnekamp, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., ISBN 978-3-938996-17-1
- BLAC (2003): Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC)

- BOON, N.; DE GELDER, L.; LIEVENS, H.; SICILIANO, S. D.; TOP, E. M.; VERSTRAETE, W. (2002): Bioaugmenting bioreactors for the continuous removal of 3-chloroaniline by a slow release approach. *Environmental Science & Technology* 36, 4698-4704
- BRIK, M.; CHAMAM, B.; SCHÖBERL, P.; BRAUN, R.; FUCHS, W. (2004): Effect of ozone, chlorine and hydrogen peroxide on the elimination of colour in treated textile wastewater in MBR. *Water Science and Technology* Vol. 49 No 4 pp 299-303
- DAVENPORT, B.; FINK, U.; SASANO, T. (2002): Flame Retardants.- Marktstudie, SRI International
- DIETRICH, M. J.; COPA, W. M.; CHOWDHURY, A. K.; RANDALL, T. L. (1988): Removal of Pollutants from Dilute Waste-Water by the Pact Treatment Process. *Environmental Progress* 7, 143-149
- DONAU CARBON GMBH & CO. KG (2007): Auskunft von Herrn Marco Müller, marco.mueller@donau-carbon.com, 21.11.2007
- DPU (2007): telefonische Auskunft von Frau Ante am 23.11.2007
- DREWES, J.E.; HEBERER, T.; REDDERSEN, K. (2001): Removal of pharmaceuticals during conventional wastewater treatment, advanced membrane treatment and soil-aquifer treatment. National groundwater association, 2nd International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting chemicals in water, Minneapolis
- DREWES, J.E.; HEBERER, T.; REDDERSEN, K (2001a): Fate of Pharmaceuticals during indirect Potable Reuse. IWA, World Water congress 2001, Berlin
- DREWES, J.E.; HOPPE, C.; BELLONA, C.L.; WANG, G. (2006): Fate of chlorinated flame retardants in the environment and water treatment. 5th International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Chemicals in Water, California
- FAHLENKAMP, H.; NÖTHE, T.; HANNICH, C.B.; VON SONNTAG, C.; GOLLOCH, A.; SEIN, M. M. (2006): Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen, Teil 2b und 3, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- FAHLENKAMP, H.; NÖTHE, T.; NOWOTNY, N.; RIES, T.; HANNICH, C.B.; PEULEN, C.; KUHN-JOERESSEN, S.; VON SONNTAG, C. (2006a): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Teil 2. Universität Dortmund, für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- FAHLENKAMP, H.; NÖTHE, T.; NOWOTNY, N. (2007): Spurenstoffelimination im Ablauf kommunaler Kläranlagen – Ansätze, Reaktionsgrundlagen, Wirkungen, Kosten. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 54, Gesellschaft zur

Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, ISSN 0178-0980

FELDMANN, D. (2008): Arzneimittelfrachten in Krankenhausabwasser. Vortrag auf der gemeinsamen Sitzung der DWA-AG IG 2.14 und AK-8.1 am 30.01.2008, Darmstadt

GOLLOCH, A.; VON SONNTAG, C.; NÖTHER, T. (2004): Literaturstudie: Einsatz oxidativer Verfahren (vornehmlich von Ozon) bei der Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen – Chemische Aspekte –, Universität Duisburg, für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

GÖTZ, K. & KEIL, F. (2007): Medikamentenentsorgung in privaten Haushalten: Ein Faktor bei der Gewässerbelastung mit Arzneistoffen?- UWSF – Z Umwelchem Ökotox, 19 (3): 180 – 188

GRUMMT, TAMARA (2007): Methodische Konzepte zur Erfassung und Bewertung der Wirkungen von Spurenstoffen. Internationales Symposium „Abwasser-Receycling“, Braunschweig, 10.-12. Oktober 2007, Präsentation

HAGEN (2007): telefonische Auskunft von Dr. Hagen (WABAG), Dezember 2007

HASHIMOTO, T.; TAKAHASHI, K.; MURAKAMI, T. (2006): Characteristics of estrogen decomposition by ozonation. Water Science and Technology, Vol. 54, No 10, pp 87-93

HAYNES, R. B., TAYLOR, D. W.; SACKETT, D. L. (1979): Compliance in health care. Baltimore

HUSCHEK, G.; KRENGEL, D. (2003): Mengenermittlung und Systematisierung von Arzneimittelwirkstoffen im Rahmen der Umweltprüfung von Human- und Tierarzneimitteln gemäß § 28 AMG. In: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Forschungsbericht 200 67 401, Umweltbundesamt (Hrsg.)

ITT Wedeco (2007): Angebot der Firma ITT WEDECO über eine Ozonierungsanlage für die Oxidation von Kläranlagenabläufen, Herford, 12.11.2007

IVASHECHKIN, P. (2005): Literaturlauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern (AZ-IV-9-042-059). Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Projektleiter: Prof. J. Pinnekamp; für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

- IVASHECHKIN, P. (2005a): Kurzfassung: Literaturlauswertung zum Vorkommen gefährlicher Stoffe im Abwasser und in Gewässern. Bearbeiter Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. Projektleiter: Prof. J. Pinnekamp; für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- IVASHECHKIN, P. (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Dissertation, Fakultät für Bauingenieurwesen, RWTH Aachen
- IWA (2007): Guiding the growth of water reuse. Programme and abstract book + CD mit papers, 6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability
- JOSS, A.; ANDERSEN, H.; TERNES, T. A.; RICHLE, P. R.; SIEGRIST, H. (2004): Removal of estrogens in municipal wastewater treatment under aerobic and anaerobic conditions: consequences for plant optimization. Environmental Science & Technology 38, 3047-3055
- KREUZINGER, N.; CLARA, M.; STRENN, B.; KROISS, H. (2003): Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for waste water treatment plants for the removal of endocrine disrupters and pharmaceuticals from waste water. Water Science and Technology, Vol. 50, No. 5, pp 149-156
- KROISS, H.; STRENN, B.; CLARA, M.; KREUZINGER, N. (2003): VALIUM: Verhalten von bestimmten Arzneimittelrückständen, Industrie- und Umweltchemikalien in Membranbioreaktoren, TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien
- LANUV (2007): LANUV-Fachbericht 2: Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2007, ISSN 1864-3930
- LANUV (2007a): Kurzfassung zum LANUV-Fachbericht 2: Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2007, ISSN 1864-3930
- LAWA (2003): Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinie). LAWA-Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, ISBN 3-88961-228-8
- LIFE 99 ENV/D/000455 (2002): Technischer Schlussbericht: Stoffstrombezogenes Wasser-/Abwassermanagement in europäischen Krankenhäusern – Strategien zu Einsparmöglichkeiten von Wasser und zur Schadstoffentlastung des Abwassers. LIFE 99 ENV/D/000455

- LUA (2006): Stellungnahme: Welchen Einfluss hat die Ableitung gereinigter Abwässer aus kommunalen Kläranlagen auf die Qualität des Trinkwassers, das aus unterhalb liegenden Wasserschutzgebieten gewonnen wird, insbesondere hinsichtlich der Gefährdungsmöglichkeiten durch prioritäre Stoffe oder andere Umweltchemikalien, und welche Anlagen sollten prioritär aufgerüstet werden, um das Gefährdungspotential zu senken? Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Norbert Lerch, Dr. Hans-Dieter Stock
- MANN, T. (1989): Biologisch-adsorptive Abwasserreinigung. Dechema-Jahrestagung, Frankfurt/Main, Juni 1989
- MAUER, C.; BEIER, S. (2007): Betriebliche und wirtschaftliche Aspekte der separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwässern mit Membrantechnik. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 210, Hrsg.: J. Pinnekamp, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., ISBN 978-3-938996-16-4
- MAUER, C.; HUSMANN, M.; BEIER, S.; PINNEKAMP J. (2007): Separate Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser am Beispiel des Pilotprojektes Krankenhaus Waldbröhl. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 54, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980
- METZGER, STEFFEN; KAPP, HELMUT; SEITZ, WOLFRAM; WEBER, WALTER H.; HILLER, GEORG; D.; SÜRMUTH, WOLFGANG (2005): Entfernung von iodierten Röntgenkontrastmitteln bei der kommunalen Abwasserbehandlung durch den Einsatz von Pulveraktivkohle. gwf Wasser Abwasser 146 (2005) Nr. 9
- METZGER, S.; KAPP, H. (2007): Elimination von Arzneimitteln in der Kläranlage Neu-Ulm. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 54, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980
- METZGER, STEFFEN; KAPP, HELMUT (2007a): Adsorptive Abwasserreinigung zur Verbesserung der Gewässerqualität. 18. Magdeburger Abwassertage, 20. September 2007
- MUNLV (2006): Investitionsprogramm Abwasser NRW, Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- MUNLV (2006a): Membrantechnik für die Abwasserreinigung. FiW-Verlag, ISBN 3-939377-00-7, 978-3-939377-00-9

- MUNLV (2007): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. Bearbeiter: Dorgeloh, E.; Gerth, U.; Hausmann, R.; Hüben, S.; Tacke, D; Wienert, B. 13. Auflage, MUNLVNRW – Referat IV-7, Düsseldorf
- NÖTHE, T.; FAHLENKAMP, H.; VON SONNTAG, C.; GOLLOCH, A.; RIES, T., HANNICH, C.B. (2005): Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen, Teil 2a – Versuche zur Elimination relevanter Spurenstoffe., Universität Duisburg, für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- PINNEKAMP, J.; METZGER, J.W.; SCHNEIDER, C.; KUCH, B.; SCHRADER, C. (2003): Untersuchung und Optimierung der Abwasserreinigung zur Eliminierung von organischen Spurenstoffen unter verfahrenstechnischen und ökonomischen Aspekten. Literaturstudie für das Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg
- PINNEKAMP, J. (2007): Bundesweit erstes Projekt zur separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwässern mit Membrantechnik und weitergehenden Behandlungsverfahren, klar! 12/2007 (15), 18-19
- REICHERTER, E. (2003): Untersuchungen zu Kennzahlen als Grundlage für Kostenbetrachtung in der Abwasserentsorgung. Mitteilungen des Institutes für Wasserwesen Universität der Bundeswehr München, Heft 84, 2003
- RUHRVERBAND (2007): Ruhrgütebericht 2006. Ruhrverband und Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR), ISSN 1613-4729
- SACHVERSTÄNDIGENRAT ZUR BEGUTACHTUNG DER ENTWICKLUNG IM GESUNDHEITSWESEN (2002): Bedarfsgerechtigkeit und Wirtschaftlichkeit – Band I bis III: Zur Steigerung der Effizienz und Effektivität der Arzneimittelversorgung in der gesetzlichen Krankenversicherung (GKV).- Baden-Baden, ISBN 3-7890-8103-5
- SCHRADER, C. (2007): Membrantechnik, Ozonierung und Aktivkohle zur Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 54, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980
- SCHRÖDER, H. FR. (2003): Abwasserreinigungsverfahren zur verbesserten Elimination pharmazeutischer und endokrin wirksamer Reststoffe. In: Spurenstoffe in Gewässern; Pharmazeutische Reststoffe und endokrin wirksame Substanzen. T. Track, G. Kreysa (Eds.), pp. 153-172. WILEY-VCH, Weinheim/Germany

- SCHUMACHER, J. (2006): Ozonierung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertationsschrift, Fakultät III – Prozesswissenschaften – der technischen Universität Berlin, D83, Berlin 2006
- SCHUSTER, A.; KÜMMERER, K. (2008): Krankenhaus-Abwasser: Arzneimittel und Resistenzen. Vortrag auf der gemeinsamen Sitzung der DWA-AG IG 2.14 und AK-8.1 am 30.01.2008, Darmstadt
- SIEGRIST, HANSRUEDI (2007): Mikroverunreinigungen – Technische Verfahren zur Elimination. Gwa, 11/2007
- SONTHEIMER, H. (1991): Trinkwasser aus dem Rhein?- Bericht über ein vom Bundesministerium für Forschung und Technologie gefördertes Verbundforschungsvorhaben zur Sicherheit der Trinkwassergewinnung aus Rheinuferfiltrat bei Stoßbelastungen. Academia Verlag, Sankt Augustin
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2007): Höhere Auslastung der Krankenhausbetten. Pressemitteilung Nr. 350 vom 03.09.2007
- STENZEL, M. (1993): Remove organics by activated carbon adsorption. Chemical Engineering Progress, 4, 36-34, 1993
- TERNES, T. A.; STÜBER, J.; HERMANN, N.; MCDOWELL, D.; RIED, A.; KAMPMANN, M.; TEISER, B. (2003): Ozonation: A tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater. Water Research, Vol. 37/8, April 2003, Pages 1976-1982
- TERNES, T.; JANEX-HABIBI, M.-L.; KNACKER, T.; KREUZINGER, N.; SIEGRIST, H. (2004): Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse. (Poseidon), Contract No. EVK1-CT-2000-00047, Report, August 2004
- UMWELTBUNDESAMT (2003): Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht.- Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 3, 46: 249-251; DOI 10.1007/s00103-002-0576-7
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Vorläufige Bewertung von Perfluorierten Tensiden (PFT) im Trinkwasser am Beispiel ihrer Leitsubstanzen Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS). Stellungnahme der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit (BMG) beim Umweltbundesamt vom 21.06.06 überarbeitet am 13.7.06. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/pft-im-trinkwasser.pdf>

- UMWELTBUNDESAMT (2006): Übersicht über chemische Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer. Stand 13.09.2006. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/chem_q-anf_oberflaechengewaesser.pdf
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Aktuelle gesundheitliche und gewässerhygienische Bewertung perfluorierter Verbindungen (PFC). Stellungnahme der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit vom 07.08.07. <http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/trinkwasserkommission/fazit-hbm-studie-pft.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Öffentliche Trinkwasserversorgung – Bewertung organischer Mikroverunreinigungen. Schreiben des Umweltbundesamtes an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW vom 14.03.2008
- UNIVERSITÄT DORTMUND (2003): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Teil 1. Universität Dortmund, Fachbereich Chemietechnik, Lehrstuhl Umwelttechnik
- VAN GUNTEN, U.; HUBER, M. M.; GÖBEL, A.; JOSS, A.; HERMANN, N.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; RIED, A.; SIEGRIST, H.; TERNES, T. A. (2005): Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: A Pilot Study. IOA 17th World Ozone Congress, Strassbourg 2005
- WEBER, S.; GALLENKEMPER, M.; MELIN, T.; DOTT, W.; HOLLENDER, J. (2003): Efficiency of nanofiltration for the elimination of steroids from water. Ecohazard 2003, the 4th IWA specialized conference on assessment and control of hazardous substances in water. 14-17.09.2003 in Aachen, Germany
- WEIGERT, B.; MATZINGER, A. (2007): Spurenstoffe im Abwasser. Abwasser – Recycling, Internationales Symposium, 10.-12. Oktober 2007 in Braunschweig, Präsentation
- WILHELM, M.; HÖLZER, J.; KRAFT, M.; RAUCHFUSS, K.; KLEESCHULTE, P.; MIDASCH, O.; ANGERER, J. (2007): Der PFT Fall im Sauerland – umweltmedizinische Bewertung. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 54, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980
- WINTGENS, T.; GALLENKEMPER, M.; MELIN, T. (2002): Endocrine disrupter removal from wastewater using membrane bioreactor and nanofiltration technology. Desalination 146, 387-391

ZHANG, H.; YAMADA, H.; KIM, S.-E.; KIM, H.S.; TSUNO, H. (2006): Removal of endocrine-disrupting chemicals by ozonation in sewage treatment. *Water Science and Technology*, Vol. 54, No. 10, pp 123-132