Groß- bzw. halbtechnische Untersuchungen zur Mikroschadstoffelimination durch Dosierung von Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Neuss-Ost

Abschlussbericht

Gefördert durch

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

23.02.2017

Sweco GmbH

Graeffstraße 5
50823 Köln

T +49 221 57402-0
F +49 221 57402-11
E koeln@sweco-gmbh.de
W www.sweco-gmbh.de

Impressum

Auftraggeber:	InfraStruktur Neuss AöR
Auftragnehmer:	**Sweco GmbH** Postfach 30 01 06 50771 Köln Graeffstraße 5 50823 Köln
Bearbeitung:	Sweco GmbH: Ulf Schulze-Hennings, Christian Maus, Dr. Heinrich Herbst, Andreas Valperz, Angelika Boekels, Stefan Ingenhaag ISA RWTH Aachen: Susanne Malms, Dr. David Montag
Bearbeitungszeitraum:	August 2016 - Februar 2017

Seite

Inhaltsverzeichnis

1	**Einleitung**	**1**
2	**Grundlagen**	**3**
2.1	Kläranlage Neuss Ost	3
2.1.1	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlung der Kläranlage Neuss Ost	3
2.1.2	Nachklärung der Kläranlage Neuss Ost	4
2.1.3	Filtrationsanlage der Kläranlage Neuss Ost	5
2.2	Stand der Technik bei der Mikroschadstoffelimination	11
2.2.1	Überblick über Verfahren zur Mikroschadstoffelimination	11
2.2.2	Aktivkohleverfahren	11
2.2.3	Erfahrungen mit Pulveraktivkohle in Kombination mit einer Raumfiltration und Membranfiltration	13
3	**Material und Methoden**	**15**
3.1	Übersicht über die durchgeführten Versuche auf der Kläranlage Neuss Ost	15
3.2	Versuchsaufbau der nachgeschalteten Verfahren	16
3.2.1	PAK-Dosierung in den Überstaubereich einer Filterzelle	16
3.2.2	Pulveraktivkohle-Dosierung in eine der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe	18
3.3	Versuchsaufbau zur PAK-Dosierung in einen Membranbioreaktor	20
3.4	Durchführung und analytische Untersuchungen	21
3.4.1	Untersuchungen der nachgeschalteten Verfahren (Filterzelle bzw. nachgeschaltete Membranstufe)	21
3.4.2	Untersuchung des MBR	23
3.4.3	Analytik der Standardparameter und Mikroschadstoffe	23
4	**Ergebnisse und Diskussion**	**27**
4.1	Vergleich der eingesetzten Aktivkohlen	27
4.2	Nachgeschaltete Verfahren (Filterzelle bzw. nachgeschaltete Membranstufe)	31
4.2.1	Standardabwasserparameter	31
4.2.2	Mikroschadstoffe	35
4.2.3	Betriebliche Aspekte der Dosierung von Pulveraktivkohle in den Überstaubereich einer Filterzelle	43
4.2.4	Betriebliche Aspekte der Pulveraktivkohledosierung in eine der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe	49
4.2.5	Vergleich der nachgeschalteten Verfahren	52
4.3	PAK-Dosierung in einen Membranbioreaktor	54
4.3.1	Standardabwasserparameter	54

		Seite
4.3.2	Mikroschadstoffe	57
4.3.3	Betriebliche Aspekte	59
4.4	Vergleich der untersuchten Verfahren	60
5	**Fazit**	**63**
6	**Literaturverzeichnis**	**65**

Seite

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Fließschema der Kläranlage Neuss-Ost 4

Abbildung 2-2: Verfahrenskonfigurationen mittels PAK nach KOMS-BW, 2015 12

Abbildung 3-1: Anordnung der untersuchten Verfahren (rot markiert) auf der Kläranlage Neuss-Ost 15

Abbildung 3-2: Versuchsaufbau zur Dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) in den Überstaubereich einer Abwasserfiltration 16

Abbildung 3-3: Überfallkante zu Filterzelle 8 (oben links), PAK- und FeCl3-Dosierung an der Überlaufkante zu Filterzelle 8 (oben rechts), Lager- und Dosiersysteme für PAK (unten links), Dosierstelle der PAK in den Abwasserstrom (unten rechts) 17

Abbildung 3-4: Versuchsaufbau zur Dosierung von Pulveraktivkohle in eine der Nachklärung nachgeschaltete Membranstufe 18

Abbildung 3-5: Versuchsaufbau im Container (oben rechts), PAK-Kontaktbehälter (oben links), Permeattank und Dosiereinrichtung (unten links), Membranreaktor (unten rechts) 19

Abbildung 3-6: Versuchsaufbau zur Dosierung von Pulveraktivkohle in einen Membranbioreaktor 20

Abbildung 3-7: Container mit Membranbioreaktor 21

Abbildung 3-8: Fließbild der nachgeschalteten Verfahren mit Lage der Probenahmestellen 22

Abbildung 4-1: Adsorptionsleistungen der CSC- und Norit-Kohle nach 24 Stunden Kontaktzeit (Laborversuche) 28

Abbildung 4-2: Eliminationsgeschwindigkeit CSC-Kohle (Laborversuche) 29

Abbildung 4-3: Eliminationsgeschwindigkeit Norit-Kohle (Laborversuche) 30

Abbildung 4-4: CSB-Ablaufkonzentrationen der nachgeschalteten Verfahren 31

Abbildung 4-5: $CSB_{gelöst}$- und $CSB_{partikulär}$-Ablaufkonzentrationen und Eliminationen durch die nachgeschalteten Verfahren (Mittelwerte) 32

Abbildung 4-6: P_{ges}-Ablaufkonzentrationen der nachgeschalteten Verfahren 33

Abbildung 4-7: NH_4-N-Ablaufkonzentrationen der nachgeschalteten Verfahren 34

Abbildung 4-8: AFS-Konzentrationen und Elimination der nachgeschalteten Verfahren 35

Abbildung 4-9: Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung 36

Abbildung 4-10: Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosis von 10 mg/L 37

Abbildung 4-11: Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosis von 15 mg/L 38

Abbildung 4-12: Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosis von 20 mg/L 39

Abbildung 4-13: Zu-, Ablaufkonzentrationen und Eliminationsgrade von Diclofenac durch die nachgeschalteten Verfahren 41

Abbildung 4-14: Östrogen-Ablaufkonzentrationen und -Eliminationen bei 15 mg_{PAK}/L (21.03.2016) 42

Abbildung 4-15: Feststoffaustrag über die Spülwasserklappe am 14.04.2016 45

Seite

Abbildung 4-16: Schwarzgradbestimmungen Filterzelle 8 46

Abbildung 4-17: Rückspülung der Raumfiltration (04.04.16-06.04.16) 47

Abbildung 4-18: Rückspülung der Raumfiltration (16.04.16-18.04.16) 48

Abbildung 4-19: Rückspülung der Raumfiltration (19.04.16-21.04.16) 48

Abbildung 4.20: Polsterraum der PAK- Mehrschichtfiltration 8 (InfraStruktur Neuss (2016)) 49

Abbildung 4-21: Transmembrandruck und Flux der nachgeschalteten Membranstufe. Betrieb bei Full Drain Production Aeration (FDPA) außer im gelb hinterlegten Bereich (FAB: Feed and Bleed; BP: Backpulse; TMP: Transmembrandruck) (GE, 2016) 51

Abbildung 4-22: Permeabilität- und Temperaturverlauf der nachgeschalteten Membranstufe. Betrieb bei Full Drain Production Aeration (FDPA) außer im gelb hinterlegten Bereich (FAB: Feed and Bleed; BP: Backpulse) (GE, 2016) 52

Abbildung 4-23: TS-Gehalt und Schlammvolumenindex (ISV) des Belebtschlammes im Membranbioreaktor 54

Abbildung 4-24: CSB-Konzentration im Zu- und Ablauf des Membranbioreaktors und im Ablauf der Kläranlage 55

Abbildung 4-25: Gesamtphosphor-Konzentration und Elimination des Membranbioreaktors und des Ablaufs der Kläranlage 56

Abbildung 4-26: Ammonium-Konzentration und Elimination des Membranbioreaktors und des Ablaufs der Kläranlage 57

Abbildung 4-27: Eliminationsgrade der untersuchten Mikroschadstoffkonzentrationen bei einer PAK-Dosis von 15 mg_{PAK}/L im MBR 58

Abbildung 4-28: Eliminationsgrade der untersuchten Mikroschadstoffkonzentrationen bei einer PAK-Dosis von 20 mg_{PAK}/L im MBR 59

Abbildung 4-29: Permeabilität und Flux der nachgeschalteten Membranstufe. (GE, 2016) 60

Abbildung 4-30: Vergleich der Eliminationsleistung der nachgeschalteten Verfahren mit der des Membranbioreaktors bei einer PAK-Dosis von 15 mg_{PAK}/L 61

Abbildung 4-31: Vergleich der Eliminationsleistung der nachgeschalteten Verfahren mit der des Membranbioreaktors bei einer PAK-Dosis von 20 mg_{PAK}/L 62

Seite

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Kenndaten der Nachklärung der Kläranlage Neuss Ost	5
Tabelle 2.2:	Übersicht technische Ausführung der Abwasserfiltration Neuss Ost (VA TECH WABAG, 2004)	7
Tabelle 2.3:	Aufbau der Filter - Schichten von oben nach unten (Stand 2010)	7
Tabelle 2.4:	Abwassermengen und Konzentrationen Filtration Neuss Ost-Auslegungsdaten (VA TECH WABAG, 2004)	8
Tabelle 2.5:	PLS Parameter	9
Tabelle 2.6:	Verfahren der Mikroschadstoffentfernung	11
Tabelle 3.1:	Volumen der Reaktoren und Kontaktzeit der Aktivkohle im nachgeschalteten Membranmodul bei einer Zuflusswassermenge von 2,6 m^3/h	19
Tabelle 3.2:	Versuchsplan für die nachgeschalteten Verfahren	23
Tabelle 3.3:	Versuchsplan für den Membranbioreaktor	23
Tabelle 3.4:	Analytikprogramm der Standardabwasserparameter	24
Tabelle 3.5:	Anzahl der ermittelten Messwerte für die Untersuchung der nachgeschalteten Verfahren	24
Tabelle 3.6:	Anzahl der ermittelten Messwerte für die Untersuchung des Membranbioreaktors	25
Tabelle 3.7:	Leitsubstanzen für die Mikroschadstoffanalytik	25
Tabelle 3.8:	Anzahl der ermittelten Messwerte für die nachgeschalteten Verfahren	26
Tabelle 4.1:	Eigenschaften der verwendeten Aktivkohlen (CSC, 2015 und Norit, 2010)	27
Tabelle 4.2:	Mediane der untersuchten Mikroschadstoffe als Konzentration im Ablauf der nachgeschalteten Verfahren	40
Tabelle 4.3:	Betriebszeiten der Referenzfilterzelle 1 und der PAK-Filterzelle 8	44
Tabelle 4.4:	Betriebsweisen und Ereignisse der Membrananlage (GE, 2016)	50
Tabelle 4.5:	Perzentile der Standardabwasserparameter im Zu- und Ablauf des Membranbioreaktors (MBR) und der Kläranlage (KA)	55

1 Einleitung

Die InfraStruktur Neuss AöR (ISN) hat durch die Sweco GmbH, ehemals Grontmij GmbH, im Jahr 2012 sowie 2013 Studien zur Errichtung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Neuss Ost erstellen lassen. Das Ziel dabei war es, zu untersuchen, welche Verfahrenstechnologien bei der Umsetzung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination in Neuss einsetzbar sind. In Betracht gezogen wurden dabei das Verfahren der Ozonung sowie der Einsatz granulierter und pulverisierter Aktivkohle.

Nach ersten Untersuchungen des zu behandelnden Abwassers wurde der Einsatz von Ozon auf der Kläranlage Neuss Ost ausgeschlossen, da die Bromidwerte im Zulauf zur geplanten Stufe zur Mikroschadstoffelimination deutlich erhöht waren. Weitergehend betrachtet wurde dagegen der Einsatz von Aktivkohle in pulverisierter und granulierter Form. Neben der Erprobung unterschiedlicher Aktivkohlen hinsichtlich ihrer Adsorptionskapazitäten, wurde dabei auch die Fragestellung untersucht, ob pulverisierte und granulierte Aktivkohlen wirtschaftlich eingesetzt werden können. Dabei wurde festgestellt, dass ein wirtschaftlicher und betrieblich umsetzbarer Einsatz von granulierten Aktivkohlen nicht möglich ist. In der Folge wurden daher im Rahmen der Studie vier Grundvarianten zuzüglich zwei Untervarianten zum Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in der vierten Reinigungsstufe untersucht.

Die vergleichende Betrachtung dieser Varianten führte im Jahr 2013 zu dem Ergebnis, dass ein Kombinationsverfahren aus Ablauf Nachklärung – Actiflo-Carb (Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffelimination) und nachgeschalteter Filtration (vorhandener Anlagenteil) eine vorteilhafte Lösung für die Kläranlage Neuss Ost darstellt. Das Actiflo-Verfahren besitzt dabei den Vorteil, dass auf kompaktem Raum eine sehr effiziente Anlagentechnik realisierbar ist. Dies ist vor dem Hintergrund der beengten Platzverhältnisse auf dem Klärwerk Neuss Ost von besonderer Bedeutung. Nachteilig sind jedoch die erhöhten Betriebskosten dieses Verfahrens, die insbesondere aus der Zudosierung von Flockungshilfsmitteln, Fällmitteln und Mikrosand zur Beschwerung der Flocken und zur Verbesserung der Absetzeigenschaften der Aktivkohle resultieren. Darüber hinaus sind bei diesem Verfahren nicht unerhebliche energetische Aufwendungen zu berücksichtigen.

Nach Abschluss und Diskussion der Studien wurde die Sweco GmbH beauftragt, im Rahmen einer Vorplanung die technische Realisierbarkeit und Einbindung der Verfahrensstufe auf der Kläranlage Neuss Ost im Detail zu untersuchen.

Da seit Beginn der Studie die Entwicklung der Verfahrenstechnologien für den Bereich der Mikroschadstoffelimination in den vergangenen Jahren weiter fortgeschritten ist, wurde der Planung eine erneute Phase der Information und Recherche vorangestellt. Neue Erkenntnisse resultieren dabei vor allem aus Forschungsprojekten und großmaßstäblichen Pilotprojekten, die in den vergangenen Jahren durchgeführt und ausgewertet wurden.

1 Einleitung

Im Rahmen der Vorplanung der Sweco GmbH wurden zwei vielversprechende Verfahrenskombinationen zur Mikroschadstoffelimination durch Pulveraktivkohledosierung

a) in den Überstaubereich einer Abwasserfiltration
b) in einer der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe

nach technischer und wirtschaftlicher Machbarkeit untersucht.

Aufgrund der geringen Erfahrung mit diesen Verfahren werden im Rahmen dieses Forschungsprojekts zusätzliche Untersuchungen zur „Dosierung von Aktivkohle in den Filterüberstand an einer Filterzelle der bestehenden Filtration sowie den Einsatz von Membranen zur Abscheidung von Pulveraktivkohle“ auf der Kläranlage Neuss Ost durchgeführt.

Das Ziel bestand darin, weitere Vor- und Nachteile aufzudecken, den Kenntnisstand über die Verfahren auszubauen und die technische Realisierbarkeit der Verfahren in Neuss-Ost weiter zu prüfen.

2 Grundlagen

2.1 Kläranlage Neuss Ost

2.1.1 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlung der Kläranlage Neuss Ost

Die Kläranlage Neuss Ost wurde in den 1990er-Jahren als zweistufige Belebungsanlage nach dem AB-Verfahren ausgebaut. Die Kläranlage Neuss Ost wird von den Infrastruktur Neuss (ISN) betrieben. Die bestehende Kläranlage ist auf 280.000 Einwohnerwerte (EW) ausgelegt und ist weitestgehend ausgelastet. Der zu reinigende Abwasserstrom der Kläranlage stammt zu rund 70 % aus Gewerbe- und Industriebetrieben, u. a. aus der papierproduzierenden Industrie sowie der Lebensmittelindustrie.

Die Platzverhältnisse haben eine äußert kompakte Anlagenkonzeption erfordert. Flächen für Kapazitätserweiterungen sowie verfahrenstechnische Anpassungen sind nur sehr limitiert vorhanden. Aufgrund der Zusammensetzung des Abwassers und der unmittelbaren Nähe zur Bebauung sind sämtliche Behandlungsstufen der Kläranlage Neuss Ost gekapselt. Die Abluft wird unter den Abdeckungen und aus den Einhausungen über eine zentrale Ventilatorstation abgesaugt und in chemischen Wäschern und nachgeschalteten Biofiltern behandelt.

Das Abwasser wird mit Schneckenpumpen gehoben. In einer 2-straßigen Rechenanlage sowie einem 2-straßigen Sandfang wird das kommunal und industriell geprägte Abwasser mechanisch gereinigt, bevor es der ersten biologischen Hochlaststufe zugeführt wird. Die Adsorptionsstufe ist in zwei Straßen aufgegliedert, die mit feinblasiger Druckbelüftung ausgerüstet sind. In der 4-straßigen Zwischenklärung, die mit Bandräumern ausgestattet ist, wird der A-Stufen-Schlamm abgetrennt.

Die zweite biologische Stufe ist als 2er-Kaskadendenitrifikation ausgeführt. Die erste Kaskade der Schwachlastbelebung ist in 6 Straßen à 2 Becken und die zweite Kaskade in 6 Straßen à 1 Becken aufgeteilt. Die Versorgung der feinblasigen Belüftung wird über eine Verdichterstation mit fünf Turbo-Verdichtern sichergestellt.

Von der Schwachlastbelebung wird das Abwasser-Schlamm-Gemisch mit einem Zwischenpumpwerk bestehend aus 3 + 1 Rohrpropellerpumpen in die Nachklärung und Filteranlage gefördert. Die 5-straßige Nachklärung wurde aufgrund der Platzverhältnisse doppelstöckig mit Bandräumern ausgeführt. Der Zulauf zu dem oberen und dem unteren Becken ist hydraulisch entkoppelt und der Ablauf der beiden Becken gekoppelt konstruiert.

Die Filteranlage ist als abwärts durchströmter Raumfilter mit 2 Linien à 4 Filterzellen ausgelegt. Der Ablauf wird in der Regel im freien Gefälle dem Rhein zugeführt. Im Hochwasserfall erfolgt die Einleitung

über das Hochwasserpumpwerk Hammer Landstraße. Das Fließschema der Kläranlage Neuss Ost ist in Abbildung 2-1 dargestellt.

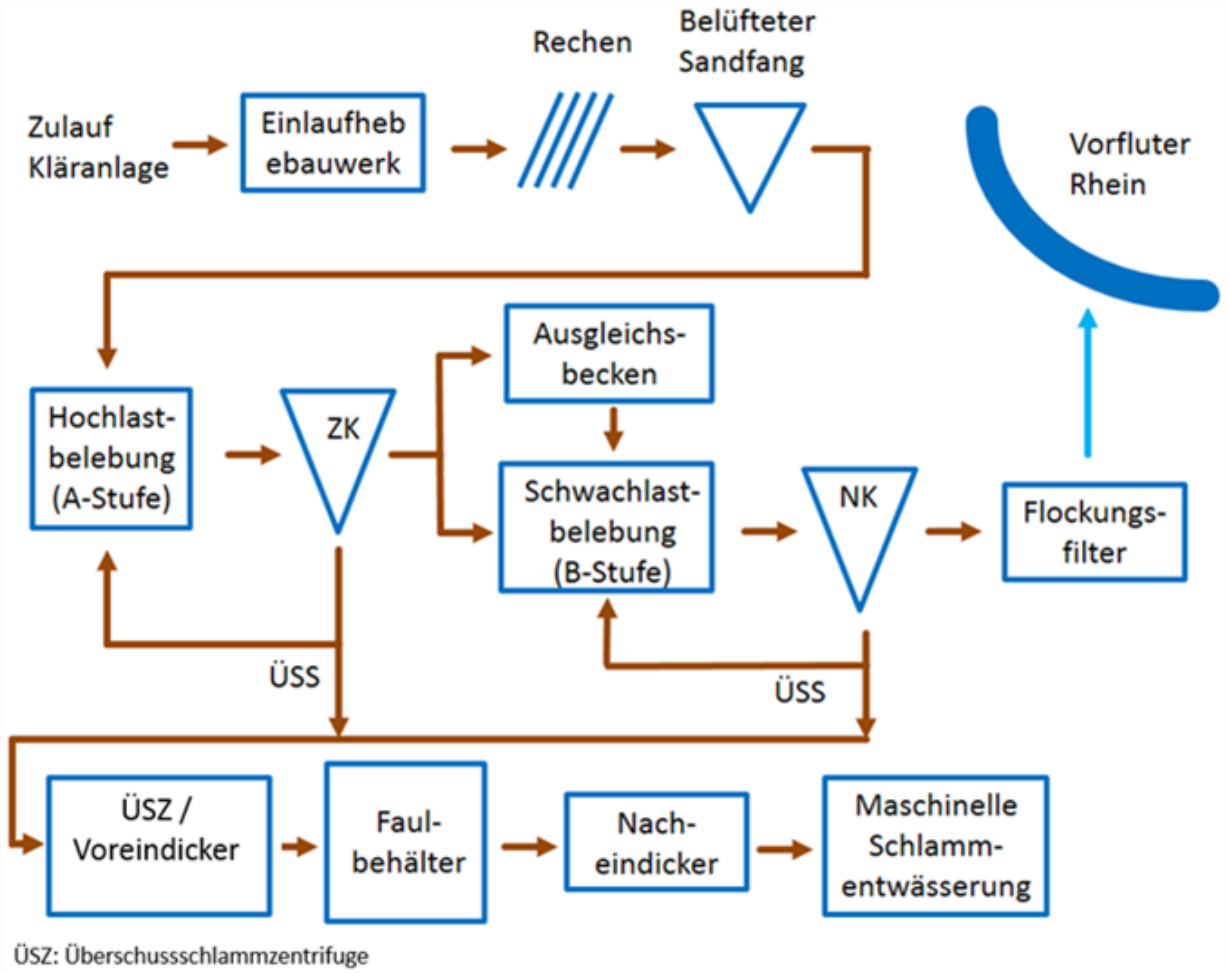

Abbildung 2-1: Fließschema der Kläranlage Neuss-Ost

2.1.2 Nachklärung der Kläranlage Neuss Ost

Auf der Kläranlage Neuss Ost werden 5 rechteckige Nachklärbecken in zweistöckiger Bauart betrieben. Die beiden Stockwerke der Becken sind zulaufseitig hydraulisch getrennt und der Ablauf ist hydraulisch gekoppelt.

Der Zulauf erfolgt über eine Verteilerrinne und Fallleitungen zu den 4 Zulauföffnungen B/H = 80/60 cm im oberen Becken und zu 8 Öffnungen B/H = 50/60 cm im unteren Becken. Jedes Stockwerk verfügt über voneinander getrennte Bandräumer und Schlammtrichter. Der Räumbalken (Räumerhöhe 25 cm) läuft mit einer Geschwindigkeit von 1,4 m/min. Das Rücklaufverhältnis bei Regenwetter beträgt RV = 0,75 und bei Trockenwetter RV = 1.

Die betriebliche Bandbreite des Schlammindexes beträgt ISV = 40 bis 80 ml/g und für den Feststoffgehalt TS_{BB} = 4,0 bis 8,0 g/l. Im Ablauf der Nachklärung sind abfiltrierbare Stoffe in einer Bandbreite von 5 bis 20 mg AFS/l enthalten; der Durchschnitt ist etwa bei 15 mg AFS/l zu sehen. Die Kenndaten der Nachklärung sind in Tabelle 2.1 aufgeführt.

Tabelle 2.1: Kenndaten der Nachklärung der Kläranlage Neuss Ost

Abmessungen:	oberes Becken	unteres Becken
Breite	8,5 m	8,5 m
Länge	65,25 m	63,44 m
Wassertiefe	3,64 m	3,40 m
Oberfläche	450,1 m² (ohne Fläche Klarwasserabzug)	493,2 m² (ohne Öffnung Klarwasserabzug)
Anzahl der Becken	5 doppelstöckig	
Gesamtfläche	4.716,5 m²	

2.1.3 Filtrationsanlage der Kläranlage Neuss Ost

Aufgabe der Filtration ist es, das bereits in der biologischen A- und B-Stufe vorgereinigte Abwasser weitgehend von Schwebstoffen und auch von der der Restkonzentration an Phosphor zu befreien. Die gewählte Verfahrenstechnik ist eine Mehrschichtfiltration, ausgeführt als 2-Schicht-Raumfiltration.

Das vorgereinigte Abwasser aus der Nachklärung fließt dem Verteilerbauwerk in freiem Gefälle zu. Im Zulaufgerinne zur Filteranlage befindet sich eine Dosierstelle für die Phosphor-Nachfällung. Bei zu hohem Phosphatgehalt wird dort Eisen-III-Chlorid zugegeben, um einen Betriebswert von 0,5 mg/l P_{ges} einzuhalten. Der Abwasserstrom wird mittels Membranbelüftern durchmischt, um eine vollständige Vermischung des Fällungsmittels mit dem Abwasser zu erreichen.

Das Abwasser verteilt sich anschließend auf zwei Zulaufkanäle und wird in diesen mittels seitlich angebrachten Rohrbelüftern grobblasig belüftet. Hierdurch wird eine tangentiale Strömung mit einer Fließgeschwindigkeit von rd. 0,6 m/s erzeugt, sodass Ablagerungen im Gerinne vermieden werden. Anschließend wird das Abwasser gleichmäßig von den beiden Zulaufkanälen auf die Zulaufkammern der zugeordneten Filter verteilt.

Jede Filterkammer verfügt über eine eigene Zulaufkammer. Diese Kammern sind dem Zulaufschieber nachgeschaltet und mit Überfallkanten versehen.

Die Zulaufschieber im Einlaufbereich der Filter dienen zur Absperrung der Zulaufkammern der einzelnen Filter bei Rückspülung und Wartung sowie für die bedarfsangepasste mengenproportionale Fahrweise

mit Außerbetriebnahme einzelner Filterkammern. Die Überlaufschwelle der jeweiligen Zulaufkammer verteilt das Abwasser über die gesamte Breite der jeweiligen Filterkammer.

Die Filterkammern und das Zulaufgerinne werden durch den entstehenden Wasserüberfall hydraulisch entkoppelt, sodass eine gleichmäßige Beschickung der Filterkammern unabhängig von der Feststoffbeladung des Filterbetts und damit dem Druckverlust des Filterbettes gegeben ist. Während des Anlagenbetriebes kommt es durch die Feststoffrückhaltung zu einem Anstieg des Druckverlustes im Filter. Das ablaufende Abwasser fließt über eine geregelte Reinwasserarmatur dem Spülwasserbecken (Reinwasserbecken) zu. Die Anzahl der Kammern, das Filtermaterial und die mögliche Druckhöhe wurden so dimensioniert, dass bei den im Zulauf erwarteten Schwebstoffgehalten und Phosphatkonzentrationen Filterstandzeiten von 24 erreicht werden können bevor eine Filterkammer gespült werden muss.

Im Einzelnen sind die Filterkammern wie folgt aufgebaut:

- Filterunterboden zur Luft- und Wasserverteilung
- Luftverteilsystem zur Verteilung der Luft im Luftpolsterraum der Düsen
- Filterboden mit Filterdüsen
- Filtermaterial
- Rohwasserzulaufeinrichtung
- Schlammwasserabzugseinrichtung nach dem Spülvorgang (Schlammwasserklappen)
- Stauraum über dem Filtermaterial
- Sprüheinrichtungen zur Reinigung der Wände beim Abziehen von Schlammwasser

Die technischen Daten der Filteranlage (Tabelle 2.2), der Filteraufbau (Tabelle 2.3) und die Auslegungsdaten (Tabelle 2.4) sind der Betriebsbeschreibung (VA TECH WABAG, 2004) entnommen und in den nachfolgenden Tabellen zusammengestellt.

Tabelle 2.2: Übersicht technische Ausführung der Abwasserfiltration Neuss Ost (VA TECH WABAG, 2004)

Technik	Ausführung
Filterverfahren	Abwärts durchströmter Raumfiltern mit 8 Filterkammern
Filtertyp	Mehrschichtfiltration / Zweischichtfilter in offener Betonbauweise
Ausführung	2straßig mit je 4 Filterkammern je Straße
Gesamtfilterfläche	440,8 m²
Filterzelle:	**Kenndaten**
Breite	8,5 m
Länge	9,5 m
Überstauraum	2,6 m (über dem Filterbett)
Filterbetthöhe	2,2 m
Fläche je Filter	55,1 m²
Anzahl der Filterkammern	8
Filterdüsenanzahl	54 Düsen/m² Filterboden
Filterboden	9 Filterplatten (200 mm stark) auf Betonstützen mit eingebauten Düsen
Filtermaterial	2 abgestufte Stützschichten und 2 Filterschichten

Tabelle 2.3: Aufbau der Filter - Schichten von oben nach unten (Stand 2010)

Bezeichnung	Material	Körnung	Schichthöhe
2. Filterschicht	Anthrazit	1,4 – 2,5 mm	150 cm
1. Filterschicht	Quarzsand	0,71 – 1,25 mm	40 cm
Verteilschicht	Quarzsand	5 – 8 mm	ca. 15 cm
Stützschicht	Quarzsand	2 – 5 mm	ca. 15 cm

Tabelle 2.4: Abwassermengen und Konzentrationen Filtration Neuss Ost- Auslegungsdaten (VA TECH WABAG, 2004)

Wassermengen	Kürzel			
Trockenwetterzufluss	Q_t	=	680 l/s	2.448 m³/h
Regenwetterzufluss	Q_m	=	1.484 l/s	5.342 m³/h
Min. Nachtwetterzufluss	$Q_{t,min}$	=	140 l/s	504 m³/h
Rückspülwasser	$Q_{s,min}$	=	124 l/s	446 m³/h
Zulaufkonzentrationen zum Filter				
Abfiltrierbare Stoffe bei Trockenwetter	AFS_{TW}	=	15	mg TS /l
Abfiltrierbare Stoffe bei Regenwetter	AFS_{RW}	<	**50**	mg TS /l
Max. abfiltrierbare Stoffe bei Regenwetter	$AFS_{RW, max}$	=	50	mg TS /l
Biologischer Sauerstoffbedarf	BSB_5	=	10	mg/l
Max biologischer Sauerstoffbedarf	$BSB_{5, max}$	=	25	mg/l
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	=	70	mg/l
Max. chemischer Sauerstoffbedarf	CSB_{max}	=	100	mg/l
Phosphorkonzentration	P_{ges}	=	1,5	mg/l
Max. Phosphorkonzentration	$P_{ges,max}$	=	2,5	mg/l
Ablaufkonzentrationen Filter				
Max. abfiltrierbare Stoffe	AFS_{max}	=	**10**	mg TS /l
Max. biologischer Sauerstoffbedarf	$BSB_{5, max}$	=	10	mg/l
Max. chemischer Sauerstoffbedarf	CSB_{max}	=	65	mg/l
Max. Phosphorkonzentration	$P_{ges,max}$	=	0,5	mg/l

Aus betrieblichen Gründen ist es günstig, die Filter mit einer möglichst gleichmäßigen Filtrationsgeschwindigkeit von 10-15 m/h zu betreiben. Um den vorgeschriebenen Filtergeschwindigkeitsbereich einzuhalten, stellt ein Filtermanagementprogramm sicher, dass immer die erforderliche Anzahl von Filtern in Betrieb ist. Über das PLS können folgende Parameter vorgegeben werden (Tabelle 2.5).

Tabelle 2.5: PLS Parameter

Parameter	Bereich	Einheit	Voreinstellung	Einstellung 02/2004
maximale Filtergeschwindigkeit	5 – 15	m/h	15	13
minimale Filtergeschwindigkeit	5 – 15	m/h	10	7
Mindestbetriebszeit	5 – 96	h	18	18
Maximalbetriebszeit	5 – 96	h	24	24
Abschaltzeit	0 – 300	min.	60	30
Zuschaltzeit	0 - 300	min.	5	1
Mindestanzahl Filter	1 – 8		3	4

Wird der vorgegebene Wert der minimalen Filtergeschwindigkeit länger als die vorgegebene Abschaltzeit unterschritten, wird, soweit mehr Filter als im Parameter „Mindestanzahl Filter“ vorgegeben in Betrieb sind, ein Filter abgeschaltet. Eine Abschaltung erfolgt nach folgenden Kriterien:

1. Sind Filter in Betrieb, deren Mindestbetriebszeit bereits überschritten ist, wird der Filter mit der längsten Betriebszeit außer Betrieb genommen und rückgespült.

2. Ist kein Filter in Betrieb der seine Betriebszeit erreicht hat, so wird der Filter mit der kürzesten Betriebszeit außer Betrieb genommen.

3. Bei Erreichen der Maximalbetriebszeit wird der entsprechende Filter abgeschaltet und rückgespült. Es wird dann ein anderer Filter zugeschaltet, soweit noch einer in Bereitschaft steht.

Wird die maximale Filtergeschwindigkeit länger als die vorgegebene Zuschaltzeit überschritten, so erfolgt die Wiederinbetriebnahme eines Filters. Dafür gelten folgende Kriterien:

1. Waren bereits Filter in Betrieb, so wird der Filter mit der längsten Betriebszeit wieder in Betrieb genommen.

2. War noch kein Filter nach der Spülung in Betrieb, so wird der Filter mit der längsten Standzeit in Betrieb genommen.

Diese Zuschaltkriterien gelten auch, wenn ein Filter für die reguläre Spülung außer Betrieb genommen wird.

Das filtrierte Abwasser fließt in Stichleitungen aus jedem Unterboden eines Filters dem Filtratwasserkanal zu. Der Kanal ist zwischen den Filterkammern angeordnet. Die Stichleitungen enden im Spülwasserspeicher, welcher ein Volumen von rd. 420 m³ aufweist. Dieser Spülwasserspeicher hält Filtrat zum Rückspülen der Filter vor. Das überlaufende Abwasser fließt über zwei Dreieckwehre zum Ablauf der Kläranlage.

Die Rückspülung eines Filters im automatisierten Betrieb wird durch die Außerbetriebnahme des überstauten Filters eingeleitet. Hierzu ist die Filteranlage so ausgelegt, dass der Normalbetrieb problemlos mit den verbleibenden Filtern fortgesetzt werden kann, wobei mindestens sechs Filter für die Aufrechterhaltung des Betriebes unter den Bedingungen eines eventuellen Mischwasserzuflusses betriebsbereitgehalten werden müssen.

Der Rückspülungsvorgang wird im Gegenstromverfahren durchgeführt und läuft z.B. bei der Normalspülung nach folgendem Muster ab:

1. Luftspülung
2. Luft-/Wasserspülung
3. Wasserspülung mit reduziertem Wasservolumenstrom
4. Wasserintensivspülung
5. Klarspülung

Das bei der Rückspülung anfallende Schlammwasser fließt nach jedem Spülschritt über den Schlammwasserkanal dem Schlammwasserspeicher zu, wobei die Menge mit Hilfe eines IDM ermittelt wird. Vom Speicher aus wird das Schlammwasser mittels zweier Schlammwasserpumpen (eine davon in Reserve) vergleichmäßigt zum Einlaufbauwerk der Kläranlage gepumpt. Nach Beendigung der Rückspülung wird die Filterkammer wieder in Betrieb genommen.

Falls es im Betrieb der Filtrationsanlage zu Schaumbildungen kommen sollte, besteht die Möglichkeit jede einzelne Filterkammer mit Wasser zu berieseln. Auf diese Weise können sich die Schaumflocken auflösen.

Die Filterrückspülung kann entweder durch das Erreichen des maximal zulässigen Filterwiderstandes, das Erreichen der maximalen Filterstandzeit oder durch manuelle Einleitung durchgeführt werden. Je nach Vorwahl können unterschiedliche Spülprogramme eingeleitet werden. Hiernach sind folgende Varianten möglich:

- Normalspülen
- Kurzspülen
- Doppelspülen

Die einzelnen Schritte der „Normalspülung“ wurden bereits oben aufgeführt. In der Einstellung „Kurzspülen“ entfällt der Schritt der Luftspülung. Die „Kurzspülung“ dient hauptsächlich der Entfernung von Verschmutzungen, die sich auf der Oberfläche des Filterbettes absetzen. Bei der Programmeinstellung „Doppelspülen“ werden die oben beschriebenen Programmabfolgen der ersten bis dritten Phase doppelt ausgeführt. Die Auswahl der Spülprogramme ergibt sich aus der Art der Verschmutzung des Filters. Die Filtereinheiten können z.B. durch Wasserspülungen von aufliegendem belebtem Schlamm befreit wer-

den. Bei sehr festen Ablagerungen kann ein doppeltes Spülen erforderlich werden, um den Anfangsfilterwiderstand neu einzustellen.

Im Ablauf der Filteranlage wird der behördliche Überwachungswert von 75 mg CSB/l sicher eingehalten. In der Regel wird ein CSB-Wert von ca. 60 mg CSB/l erreicht.

2.2 Stand der Technik bei der Mikroschadstoffelimination

2.2.1 Überblick über Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

Um Mikroschadstoffe auf Kläranlagen zu eliminieren, werden bestimmte Verfahrenskonfigurationen angewendet, welche in Tabelle 2.6 zusammengetragen sind. Zur Entfernung von Mikroschadstoffen aus dem Abwasser haben sich drei Verfahren etabliert, die in Pinnekamp et al., 2011 und Benstöm, F.; Pinnekamp, J. 2012 näher erläutert werden.

Tabelle 2.6: Verfahren der Mikroschadstoffentfernung

<table>
<tr><th>Vorbehandlung</th><th>Mikroschadstoffentfernung</th><th>Nachbehandlung</th></tr>
<tr><td rowspan="3">Filtration:
-Mikrofiltration
-Ultrafiltration
-Sandfiltration
-Tuchfiltration</td><td>Ozonierung (AOP)</td><td rowspan="2">Filtration:
-Membranfiltration
-Sandfiltration</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Adsorption:
-Granulierte Aktivkohle (GAK)
-Pulverisierte Aktivkohle (PAK)</td></tr>
<tr><td>Schönungsteiche</td></tr>
<tr><td></td><td>Biologische Nachbehandlung</td></tr>
</table>

Dabei werden die Mikroschadstoffe mittels Eingasung von Ozon durch einen Diffusor oder Injektor in den Abwasservolumenstrom oder durch Adsorption an granulierte Aktivkohle (GAK) oder pulverisierte Aktivkohle (PAK) auf ein unschädliches Maß reduziert oder weitreichend eliminiert. Abbildung 2-2 zeigt die Verfahren zur Anwendung von pulverisierter Aktivkohle in ihrer tatsächlichen Realisierung auf Kläranlagen. Die PAK kann dabei direkt in eine Adsorptionsstufe (PAC 1), in dem Überstauraum einer Mehrschichtfiltrationsstufe (PAC 2) oder in die biologische Stufe (PAC 3) dosiert werden. Zur Planung der Einbindung von PAK in die vorhandenen Verfahrensstufen sind Aspekte des Anlagenbetriebes und Rahmenbedingungen, wie in KOM-M.NRW, 2015 dargestellt, zu beachten.

2.2.2 Aktivkohleverfahren

Bei der Adsorption durch Aktivkohle findet die Sorption an spezielle Adsorbentien statt. Die Aktivkohle (Adsorbens) besitzt die Aufgabe, gelöste, organische und biologisch schwer abbaubare Mikroschadstoffe (Adsorptiv), zu binden und zu entfernen. Der Adsorptionsvorgang wird von dem pH-Wert und der Temperatur des Milieus, der Sorptivkonzentration sowie der Abwasserzusam-

mensetzung beeinflusst. Die Mikroschadstoffelimination durch PAK zeigt eine hohe Effektivität und zur Einbindung in die Prozesskombination muss die Technologie nur geringfügig angepasst werden. Die jeweilige PAK-Dosierung und die Adsorptionsleistung sind abwasserspezifisch und können daher unterschiedlich hoch ausfallen.

Die in Abbildung 2-2 beispielhaft aufgelisteten Verfahren der Abwasserbehandlung mittels Aktivkohle unterscheiden sich in der Art der Kohlerückführung. Hier wird die Unterteilung nach dem Gegenstromprinzip (PAK-Dosierung in eine adsorptive Reinigungsstufe) und der möglichen mehrstufigen Simultandosierung der Aktivkohle (in die biologische Stufe oder vor einen Raumfilter) vorgenommen. Es besteht die Möglichkeit die Aktivkohle rückzuführen. Die Kohle wird dazu beispielsweise vom Filter zurückgehalten und bei Rückspülung des Filters wird die ausgetragene Aktivkohle zurück in die biologische Stufe oder den Zulauf der Kläranlage geführt. Der positive Nebeneffekt der Rückführung ist die Mehrfachbeladung der Aktivkohle und die damit verbundene zusätzliche Elimination der bis dahin nur teilbeladenen Kohle. Die nachgeschaltete Filtrationsstufe dient der Sicherstellung der weitestgehenden Feststoff- und PAK-Abtrennung.

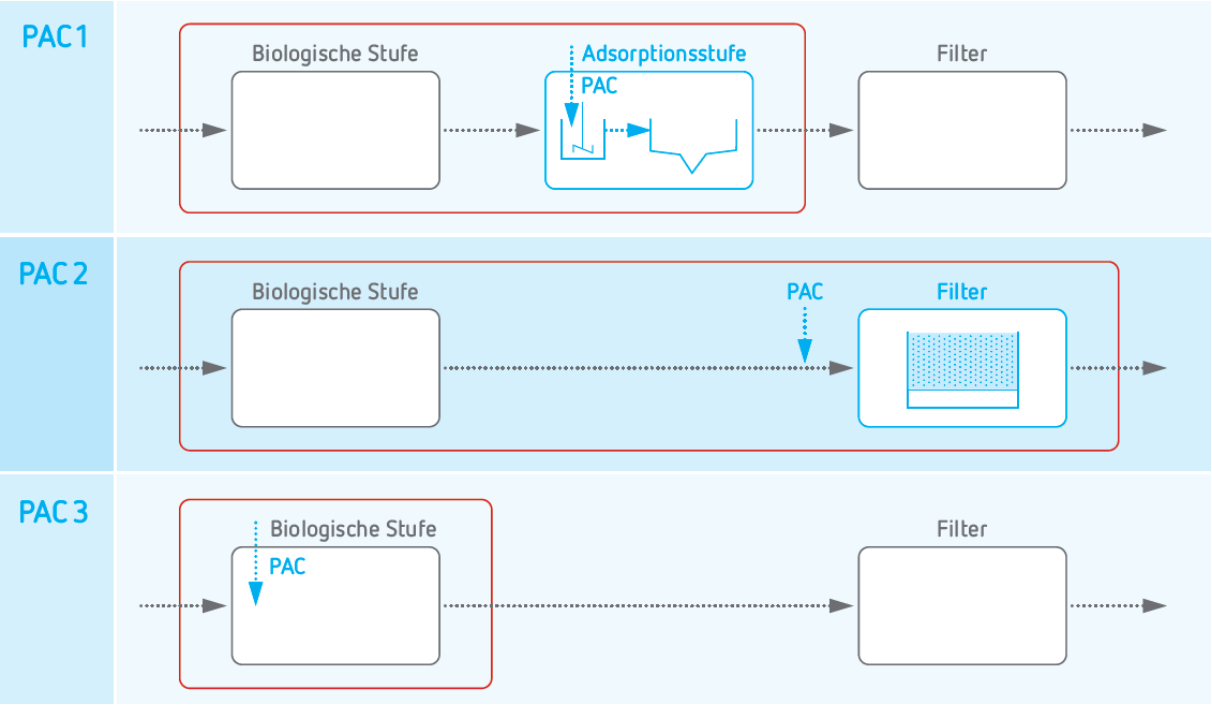

Abbildung 2-2: Verfahrenskonfigurationen mittels PAK nach KOMS-BW, 2015

2.2.3 Erfahrungen mit Pulveraktivkohle in Kombination mit einer Raumfiltration und Membranfiltration

Raumfiltration:

Von Bornemann et al, 2012 wurde die Dosierung von Pulveraktivkohle in den Filterüberstand einer abwärts durchströmten Abwasserfiltrationsanlagen auf der Kläranlage Wuppertal Buchenhofen (Wupperverband) untersucht. Das Verfahren wurde exemplarisch an einer der 28 Filterzellen erprobt. Für den Anlagenbetrieb waren verfahrenstechnische Anpassungen insbesondere in der Filtersteuerung erforderlich sowie die für Aktivkohle erforderlichen Anlagen (Einmischanlage, Silo und Rührwerke auf dem Filter) vorgesehen. Der Filter in Buchenhoffen hat folgenden Aufbau (Pinnekamp/Keysers, 2011):

- Klappenspülung (ähnlich Neuss Ost)
- Filterfläche 60 m²
- 1 Filterschicht Quarzsand, 0,4 m Schichthöhe
- 2 Filterschicht Hydroanthrazit, 1,4 m Schichthöhe
- Zudosierung von Flockungsmittel und Flockungshilfsmittel auf die Filterfläche

Bornemann et al., 2015 werteten in ihrem Abschlussbericht „Filter AK+“ die Eliminationsleistung durch die Dosierung der zwei Pulveraktivkohlen Hydraffin ARP und Carbopal AP aus. Insgesamt war die Leistung der beiden Kohlen sehr ähnlich

Die Ergebnisse zeigten, dass Benzotriazol durch die Dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) bis zu 80 % eliminiert wurde. Carbamazepin wurde bis zu 78 % und Diclofenac zu 75 % eliminiert. Metoprolol wurde in Kombination mit der PAK-Dosierung zu 88 % abgebaut und Sulfamethoxazol zu 50 % entnommen.

Das Spülwasser aus den Filterzellen beinhaltet die PAK und wurde in Wuppertal Buchenhofen in den Zulauf der Kläranlage gepumpt. So kommt es zur Mehrfachbeladung der PAK im System. Durch den Aspekt der Mehrfachbeladung steigt im Simulationsmodell zum Beispiel die Gesamtelimination bei Diclofenac um 13 %-Punkte an.

Die durchschnittliche Reinigungsleistung je Substanz lag in Wuppertal Buchenhofen bei 50 - 90 % bei einer Dosierung der PAK von 20 mg_{PAK}/L. Die gesamte Elimination in Bezug auf den Zulauf der Kläranlage durch die Mehrfachbeladung und Rückführung der PAK in die biologische Stufe erhöht sich um ca. 15 %. Die Abschätzung der Elimination erfolgte hier mit einer Simulationssoftware.

Böhler et al., 2011 führten eine Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration der Kläranlage Kloten/Opfikon durch. Sie diskutierten den höheren Rückhalt der Aktivkohle im Filter, welche eine bessere Mikroschadstoffelimination durch Kontaktzeiten größer als 12 Stunden (mehr als die Hälfte der Filterlaufzeit von 24 Stunden) bewirkt. Die Rückführung der teilbeladenen Aktivkohle aus dem Filter in die biologische Stufe bringt eine effiziente Reduktion der schwer adsorbierbaren Stoffe mit

sich. Alle Mikroschadstoffe wurden zu über 80 %, im Mittel zu 85 % in Bezug auf den Ablauf der Vorklärung eliminiert. Sehr viele Stoffe sind zu 100 % eliminiert worden. Der im Vergleich zu Referenzstraße geringfügig höhere Abtrieb der PAK Straße verringert die Elimination jedoch um 10 %, da an die PAK gebundene Mikroschadstoffe die Kläranlage verlassen, wenn der erhöhte Feststoffaustrag aus PAK besteht. Die Bestimmung der Zusammensetzung der Feststoffe des Abtriebs ist nicht geschehen. Es wurden 2 PAK-Sorten verglichen. Die Gesamtelimination war nahezu identisch. Bei Betrachtung der Eliminationen im Filter zeigte frisch dosierte PAK (Holzkohleprodukt) eine um ca. 10 % höhere Eliminationsleistung hatte als ein Ausgangsrohstoffgemisch.

Löwenberg et al., 2015 legen dar, dass es durch die Einlagerung der Aktivkohle in das Filterbett zu verbesserten Ablaufwerten kommen kann. Bei Regenwetter ist die jeweilige PAK Dosierung an die niedrigeren Mikroschadstoffkonzentrationen angepasst worden. Die Dosiermengen und Kontaktzeiten, um Schadstoffe zu eliminieren, konnten im Versuchszeitraum mit sieben getesteten Betriebszuständen erheblich herabgesetzt worden. Darüber hinaus wurde die Dosierung bei Regenwetter begrenzt, um auf geringere Konzentrationen von Mikroschadstoffen zu reagieren. Löwenberg et al., 2015 zeigen, dass bei einer Dosierung von 11,8 mg_{PAK}/L Benzotriazol zu 91 %, Carbamazepin zu 93 %, Diclofenac zu 90 % und Sulfamethoxazol zu 52 % eliminiert wurde.

<u>Membranfiltration:</u>

Löwenberg et al., 2014 verwendet für die Elimination von Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Diclofenac und Benzotriazol die Membranmodule der Baureihe ZeeWeed 10 (Porengröße 40 nm). Die Elimination der Mikroschadstoffe befindet sich im Bereich von 60 - 95 % bei einer Dosierung von 20 mg_{PAK}/L und einer Fällmitteldosierung von Eisen (III) - Chlorid von 4 mgFe. Sie attestierten einen stabilen Betrieb mit guter Permeabilität in Verbindung mit hohen Permeatausbeuten größer 90 %. Der Einfluss der Fällmitteldosierung hat einen positiven Einfluss auf den Betrieb der Membran. Löwenberg et al., 2015 zeigten, dass bei einer Dosierung von 20 mg_{PAK}/L Benzotriazol zu 93 %, Carbamazepin zu 98 % Diclofenac zu 91 % und Sulfamethoxazol zu 26 % zurückgehalten werden konnten.

3 Material und Methoden

3.1 Übersicht über die durchgeführten Versuche auf der Kläranlage Neuss Ost

Im Rahmen der durchgeführten Versuche wurden insgesamt drei unterschiedliche Versuchsaufbauten untersucht (Abbildung 3-1). Davon waren zwei Aufbauten als nachgeschaltete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination und ein Verfahren zur biologischen Behandlung mit gleichzeitiger Mikroschadstoffelimination geeignet.

Im ersten Versuchsaufbau wurde PAK in den Überstaubereich einer Filterzelle zur Abwasserfiltration dosiert. Da bei diesen Versuchen eine auf der Kläranlage vorhandenen Filterzelle (Filterzelle 8) verwendet wurde, handelt es sich hierbei um großtechnische Versuche.

Im zweiten Versuchsaufbau wurde PAK in eine der Nachklärung nachgeschaltete Membranstufe (tertiäre Membran) dosiert. Diese Versuche fanden in einer halbtechnischen Versuchsanlage statt.

In diesen beiden Versuchsanordnungen wurden nachgeschaltete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination untersucht, die mit Abwasser der bestehenden Nachklärung beschickt wurden.

Im Gegensatz dazu wurde mit dem dritten Versuchsaufbau ein Verfahren untersucht, in welchem zusätzlich zur Mikroschadstoffelimination eine biologische Abwasserbehandlung stattfindet. Hierzu wurde ein Membranbioreaktor (MBR) im halbtechnischen Maßstab verwendet, in den PAK dosiert wurde. Der MBR wurde, im Gegensatz zu den zuvor dargestellten Verfahren, mit Abwasser der Zwischenklärung beschickt und wurde somit parallel zur vorhandenen Schwachlastbelebung der Kläranlage betrieben. Die Aufbauten der vorgestellten Verfahren werden im Folgenden näher erläutert.

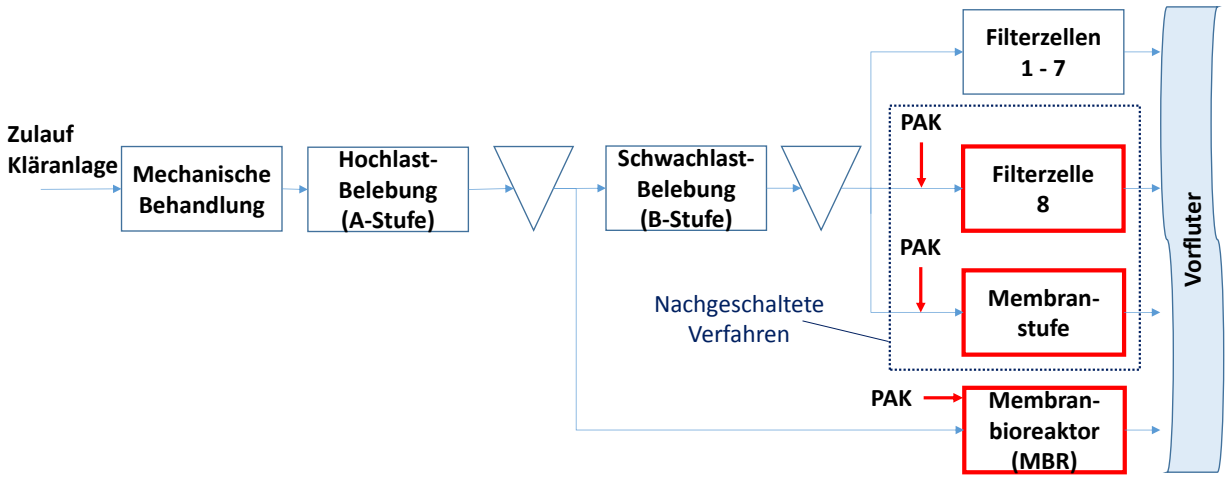

Abbildung 3-1: Anordnung der untersuchten Verfahren (rot markiert) auf der Kläranlage Neuss-Ost

3.2 Versuchsaufbau der nachgeschalteten Verfahren

3.2.1 PAK-Dosierung in den Überstaubereich einer Filterzelle

Der Versuchsaufbau der Abwasserfiltration bzw. Filterzelle, in deren Überstand PAK dosiert wurde, ist in Abbildung 3-2 dargestellt. Die Aufbau der Filteranlage und die Betriebsweise ist in Kapitel 0 beschrieben. Für die Versuchsdurchführung wurde die Steuerung der für den Versuch ausgewählten Filterzelle 8 insoweit geändert, dass die Filterzelle nicht mehr im Rahmen des Filtermanagements bei geringer Zulaufbelastung außer Betrieb genommen wurde, sondern immer vorrangig mit Wasser beschickt wurde. Die grundlegende Betriebsweise der Filterzelle, wie z. B. das Spülprogramm, wurde nicht geändert.

In den Überstand der Filterzelle wurden PAK (Fa. CSC) und zeitweise $FeCl_3$ dosiert. Die Dosierung erfolgte in die Zulaufkammer der Filterzelle 8 (Raumfiltration), die durchflussmengenproportional beschickt wurde. Eine extern am Filtratablaufrohr angebrachte Laufzeitdifferenzmessung maß die auslaufende Wassermenge der Filterzelle 8 und regelte die $FeCl_3$- und PAK-Dosierung in den Filterüberstaubereich. Um ggf. auftretende Filterdurchbrüche detektieren zu können, wurde im Filtratablauf der Filterzelle 8 kontinuierlich die Trübung mit einem Online-Trübungsmessgerät gemessen.

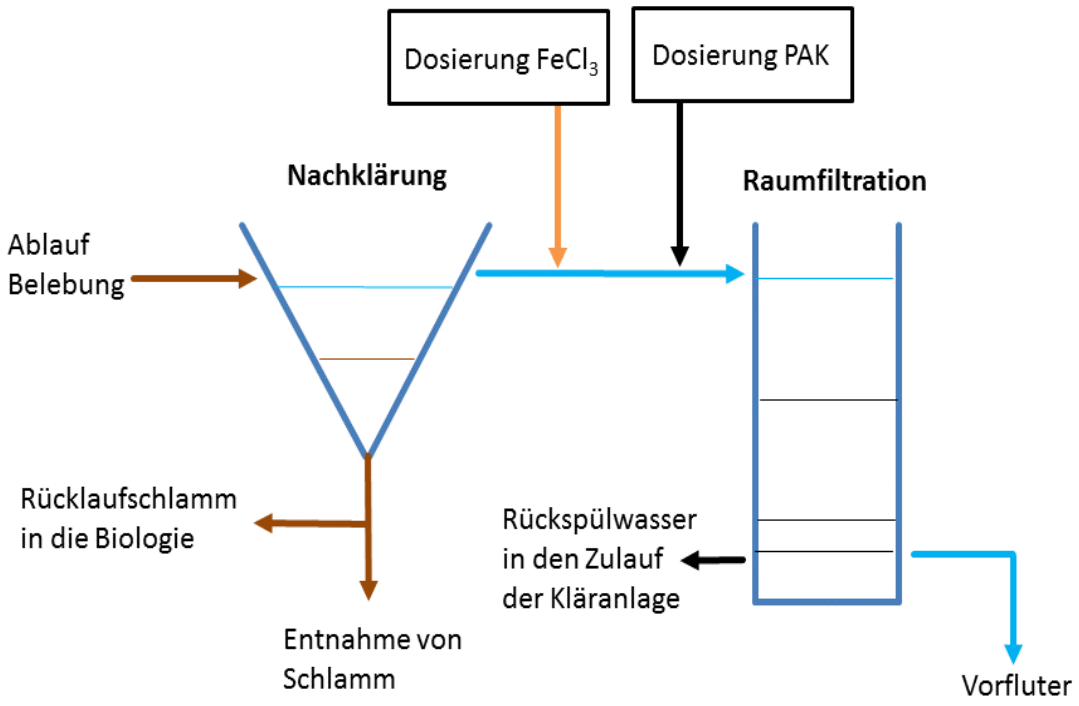

Abbildung 3-2: Versuchsaufbau zur Dosierung von Pulveraktivkohle (PAK) in den Überstaubereich einer Abwasserfiltration

Abbildung 3-3 zeigt die Überfallkante der Filterzelle 8, in welche die PAK- und FM-Dosierung erfolgte. Die PAK-Dosierung erfolgte dabei gravimetrisch durch Wägung der Aktivkohle. Der Innen-

raum des Containers, in dem die PAK-Dosierungseinrichtung (Fa. AK-DOS) untergebracht ist, ist ebenfalls in Abbildung 3-3 dargestellt. Nach Wägung der PAK wurde diese mit Wasser benetzt und als Suspension mit einer Wasserstrahlpumpe über eine Lanze in den turbulenten Zulauf zur Filterzelle vor die Überfallkante dosiert.

Die PAK reagierte im Überstaubereich mit Bestandteilen der Abwassermatrix in einem Reaktionsraum von ca. 210 m³. Die maximale Beaufschlagung der Filterzelle 8 lag an einem Regenwettertag bei 890 m³/h, an einem Trockenwettertag bei 408 m³/h. Dadurch ergaben sich Verweilzeiten von 15 Minuten (bei $Q_{RW,max}$) bis 30 Minuten (bei Q_{TW}).

Abbildung 3-3: Überfallkante zu Filterzelle 8 (oben links), PAK- und FeCl3-Dosierung an der Überlaufkante zu Filterzelle 8 (oben rechts), Lager- und Dosiersysteme für PAK (unten links), Dosierstelle der PAK in den Abwasserstrom (unten rechts)

3.2.2 Pulveraktivkohle-Dosierung in eine der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe

Der Versuchsaufbau des zweiten nachgeschalteten Verfahrens ist in Abbildung 3-4 dargestellt. Die Membrananlage wurde mit einer separat, extern aufgestellten Abwasserpumpe aus dem Ablauf der Nachklärung beschickt (1 - 6 m³/h). In dem Kontaktreaktor (V=1,2 m³) wurden in das Abwasser der Nachklärung PAK (SA UF, Fa. Norit Activated Carbon, 10 - 20 mg_{PAK}/L) und $FeCl_3$ (69 - 103 mL/h) dosiert. Für die PAK-Dosierung wurde eine Stammsuspension durchflussmengenproportional in den Kontaktreaktor gepumpt. Es erfolgte eine Durchmischung durch ein im Kontaktreaktor eingebautes Rührwerk. Das Rührwerk verhinderte ein Absetzen der PAK-Partikel.

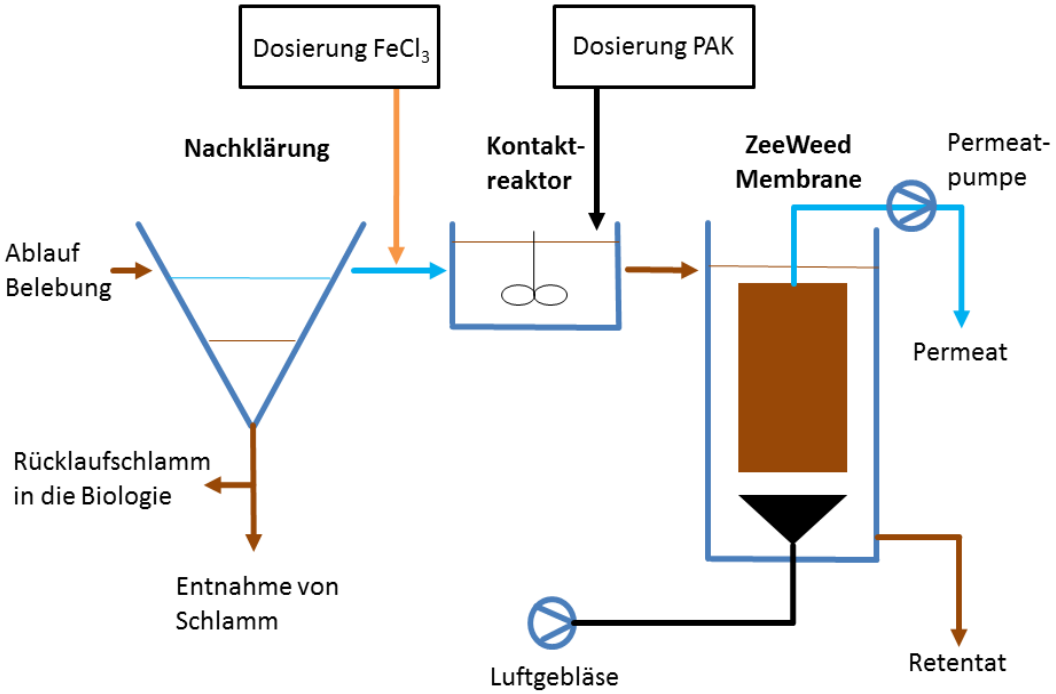

Abbildung 3-4: Versuchsaufbau zur Dosierung von Pulveraktivkohle in eine der Nachklärung nachgeschaltete Membranstufe

Im auf den Kontaktreaktor folgenden Membranreaktor (V=1,60 m³) befanden sich drei Hohlfasermembranmodule zur Ultrafiltration (ZeeWeed 500). Jedes der drei getauchten Membranmodule besaß eine Oberfläche von 34,40 m² und in der Summe betrug die gesamte Membranoberfläche 103,20 m². Ein extern aufgestelltes Luftgebläse sorgte für die Belüftung der Membranmodule (crossflow, 24 dm³/h) und des Abwassers. Die Belüftung der Membranmodule erfolgte zyklisch (je 15 Sekunden Belüftung bzw. keine Belüftung). Die Belüftung im Crossflow diente der Durchmischung des Reaktorinhalts und der Unterbindung der Deckschichtbildung auf der Membranoberfläche. Eine Pumpe entwickelte auf der Permeatseite der Membran einen Unterdruck, wodurch das Abwasser die Membran durchströmte. Das anfallende Retentat wurde kontinuierlich aus dem Reaktionsraum abgezogen und in den Zulauf der Kläranlage geführt. Abbildung 3-5 stellt den Versuchsaufbau der Membranmodule auf der Kläranlage Neuss Ost dar.

Abbildung 3-5: Versuchsaufbau im Container (oben rechts), PAK-Kontaktbehälter (oben links), Permeattank und Dosiereinrichtung (unten links), Membranreaktor (unten rechts)

Bei einer Zulaufwassermenge der Pilotanlage von 2,6 m³/h betrug im Betrieb die damit verbundene Gesamtkontaktzeit der Aktivkohle ca. 64 Minuten (Tabelle 3.1). Um Verblockungen der Membranporen zu verhindern, wurden für die Rückspülungen Natronbleichlauge (12 Gew.-%, 300 mg/l), Salzsäure (30 % Lsg., 600 mg/l) und Zitronensäure (50 % Lsg., 1.400 mg/l) genutzt. Die Membranreinigung erfolgte wöchentlich.

Tabelle 3.1: Volumen der Reaktoren und Kontaktzeit der Aktivkohle im nachgeschalteten Membranmodul bei einer Zuflusswassermenge von 2,6 m³/h

	Volumen [m³]	Kontaktzeit [Min]
Kontaktreaktor	1,2	27
Membranreaktor	1,6	37
Gesamt	2,8	64

3.3 Versuchsaufbau zur PAK-Dosierung in einen Membranbioreaktor

Im Rahmen des Fördermittelantrages war für den Fall, dass die gewonnenen Erkenntnisse weiterer Verifizierung bedurften, optional eine Verlängerung der Versuchszeit für die Durchführung der Pulveraktivkohle Dosierung in einer der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe vorgesehen. Da die Versuche jedoch vorzeitig gezeigt haben, dass die angestrebte Reinigungsleistung bzw. Anlagengröße nicht realisiert werden können, wurde das Versuchsprogramm angepasst und die Durchführung von Untersuchungen mit einem Membranbioreaktor (MBR) mit PAK-Zugabe auf der Kläranlage Neuss Ost festgelegt. Das zu erprobende technische MBR-Verfahren mit PAK-Zugabe kann eine nachhaltige Lösung zur Stabilisierung der Reinigungsleistung sowie zur Mikroschadstoffelimination darstellen.

Im Gegensatz zu den oben vorgestellten Verfahren wurde der MBR mit Abwasser des Ablaufs der Zwischenklärung beschickt. Der Betrieb des MBR erfolgte somit parallel zur Schwachlastbelebung. Abbildung 3-6 zeigt den Aufbau des MBR.

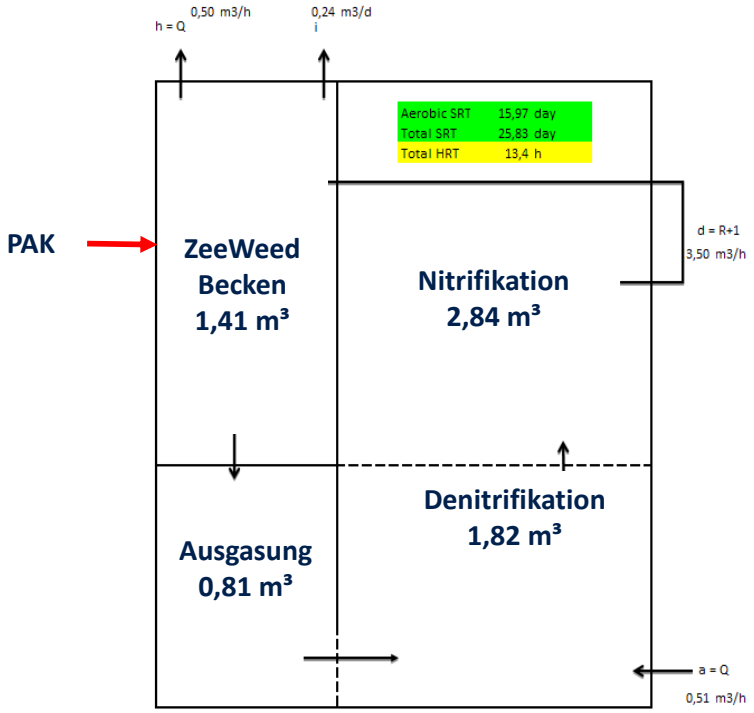

Abbildung 3-6: Versuchsaufbau zur Dosierung von Pulveraktivkohle in einen Membranbioreaktor

Der MBR wurde kontinuierlich mit 0,51 m^3/h beaufschlagt. Das Abwasser wurde zunächst biologisch behandelt. Hierzu durchfloss das Abwasser ein anoxisches Becken zur Denitrifikation und ein belüftetes Becken zur Nitrifikation. Daran anschließend wurde das Abwasser im Membranbecken filtriert. Die Filtration erfolgt mit ZeeWeed Ultrafiltrationsmembranen.

In das Membranbecken erfolgte die Dosierung von PAK. Nach dem Membranbecken wurde das Abwasser durch ein Becken geleitet, in dem der Sauerstoff abgebaut wurde. Durch den Sauerstoffabbau wurde gewährleistet, dass kein Sauerstoff die Denitrifikation negativ beeinflusst. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Wassers im MBR betrug ca. 13 h und das Schlammalter der Anlage und somit auch die Aufenthaltszeit der PAK im MBR, betrug ca. 26 d. Abbildung 3-7 zeigt den Container, in dem der MBR installiert war.

Abbildung 3-7: Container mit Membranbioreaktor

3.4 Durchführung und analytische Untersuchungen

3.4.1 Untersuchungen der nachgeschalteten Verfahren (Filterzelle bzw. nachgeschaltete Membranstufe)

Die Probenahmestellen für die Versuche mit PAK-Dosierung in den Überstaubereich einer Filterzelle bzw. in eine nachgeschaltete Membranstufe sind in Abbildung 3-8 dargestellt. An den jeweiligen Messstellen wurden Probenehmer (Fa. ISCO bzw. Endress+Hauser für Probenahmestelle 2) installiert, die im Intervall von 15 Minuten je 100 mL Probe für eine 24 Stunden Mischprobe zogen. Die Proben wurden hierbei kontinuierlich gekühlt. Die Probenahmestelle 2 entspricht der regulären Ablaufmessstelle der Kläranlage.

Bei der Probenahmestelle 2 in Abbildung 3-8 wurde die Reinigungsleistung der Filterzellen 1 bis 8 betrachtet. Um die Reinigungsleistung der Referenzfilterzelle 1 ohne die restlichen 7 Filterzellen zu

erhalten, wurde anhand der Rückrechnung der Frachten die separate Reinigungsleistung der Filterzelle 1 bestimmt.

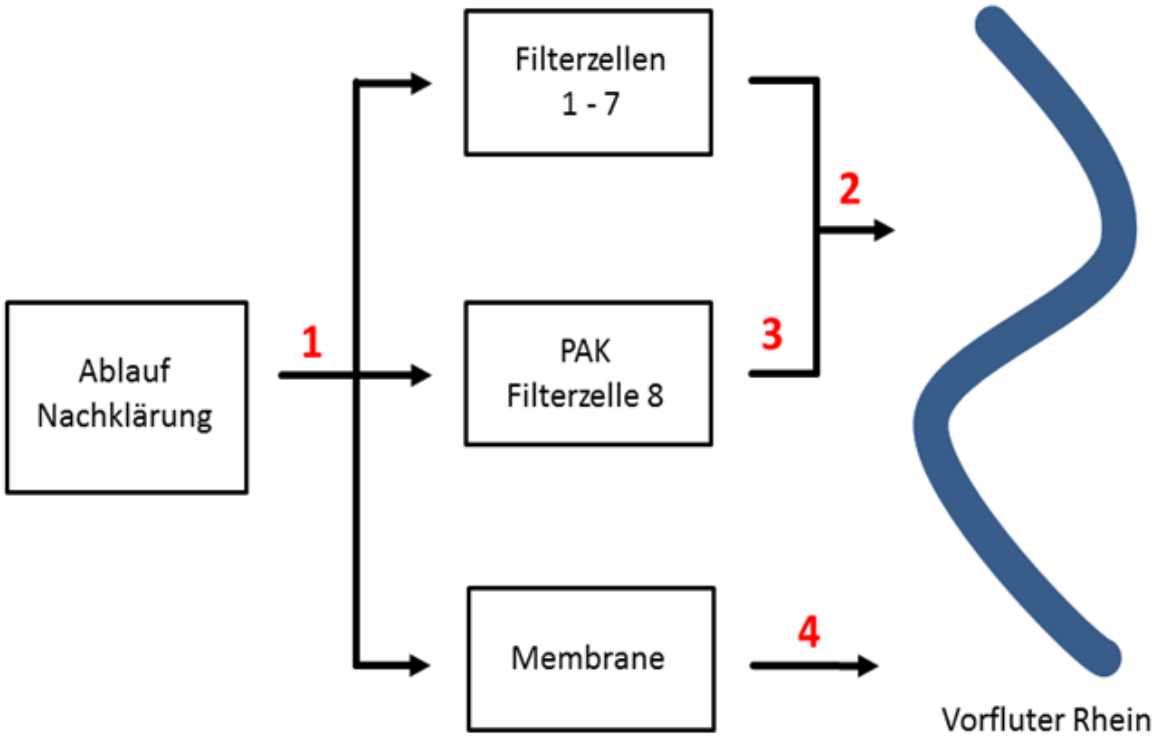

Abbildung 3-8: Fließbild der nachgeschalteten Verfahren mit Lage der Probenahmestellen

Im Umweltanalytischen Laboratorium des ISA der RWTH Aachen wurden repräsentative 24h-Mischproben für die Bestimmung der Mikroschadstoffanalytik analysiert, die zuvor in Glasflaschen abgefüllt und im Gefrierschrank tiefgefroren wurden. Die täglich bereitgestellten Proben für die Bestimmung der Standardabwasserparameter wurden direkt nach der Probenahme im Betriebslabor der ISN durch die Sweco GmbH analysiert. Für die Aufrechterhaltung eines dauerhaften Betriebszustandes der zwei Pilotanlagen waren die ISN und die Sweco GmbH verantwortlich.

Um den Einfluss auf die Eliminationsleistung der Aktivkohle zu ermitteln, wurden fünf unterschiedliche Betriebsweisen betrachtet. Zu Beginn wurde keine PAK auf den Raumfilter und die nachgeschaltete Membranstufe gegeben, da die Hohlfasermembran eine Einfahrphase zur Optimierung des Filtrationsflusses und der Betriebsparameter benötigte. Darauf folgten unterschiedliche Dosierstufen beginnend bei 10 mg_{PAK}/L bis auf ein Maximum von 20 mg_{PAK}/L. Die Filterzelle 8 wurde nachträglich mit Eisen(III)-Chlorid in Verbindung mit einer Aktivkohledosierung von 15 mg/L beaufschlagt, um Rückschlüsse auf den Aktivkohlerückhalt durch die $FeCl_3$-Dosierung zu gewinnen. Die Fällmitteldosierung in den Filterüberstand erfolgte mit einer Eisen(III)-Chlorid Lösung (40 %). Tabelle 3.2 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die unterschiedlichen Versuchseinstellungen mit den jeweiligen Dosierstufen.

Tabelle 3.2: Versuchsplan für die nachgeschalteten Verfahren

Versuchszeitraum	Filterzelle 8		Nachgeschaltete Membranstufe	
	PAK-Dosierung	$FeCl_3$-Dosierung	PAK-Dosierung	$FeCl_3$-Dosierung
10.01. – 01.02.2016	-	-	-	-
02.02. – 07.03.2016	10 mg_{PAK}/L	-	10 mg_{PAK}/L	69 mL/h
08.03. – 23.03.2016	15 mg_{PAK}/L	-	15 mg_{PAK}/L	103 mL/h
24.03. – 14.04.2016	20 mg_{PAK}/L	-	20 mg_{PAK}/L	103 mL/h
15.04. – 20.04.2016	15 mg_{PAK}/L	0,19 g_{Fe}/g_{PAK}	-	-

3.4.2 Untersuchung des MBR

Die Untersuchung des MBR erfolgte durch Probenahmen im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage. Hierzu wurden durch Probenehmer (Fa. ISCO) in einem Intervall von 15 Minuten je 100 mL Abwasser für eine gekühlte 24 Stunden Mischprobe gezogen. Zusätzlich wurden Stichproben aus der Nitrifikation des MBR gezogen, um die Eigenschaften des Schlammes zu untersuchen.

Es wurden drei Versuchsphasen durchgeführt, um den Einfluss von PAK auf den Betrieb des MBR zu untersuchen (Tabelle 3.3). Die erste Phase diente zum Einfahren und zur Stabilisierung des biologischen Systems. In der zweiten Phase wurden 20 mg_{PAK}/L in den MBR dosiert. Die PAK-Dosis wurde in der dritten Versuchsphase auf 15 mg_{PAK}/L reduziert.

Tabelle 3.3: Versuchsplan für den Membranbioreaktor

Versuchszeitraum	PAK-Dosierung
13.05. – 01.06.2016	-
02.06. – 03.07.2016	20 mg_{PAK}/L
04.07. – 15.07.2016	15 mg_{PAK}/L

3.4.3 Analytik der Standardparameter und Mikroschadstoffe

Der Sweco GmbH oblag die Ermittlung der Konzentrationen der Standardabwasserparameter. Diese wurden ermittelt, um einen Vergleich des Abbaus in Verbindung mit unterschiedlichen Dosierkonzentrationen ziehen zu können. Es wurden Betriebsparameter wie CSB, Pges, NH4-N, NO3-N und AFS ermittelt. Für das Analytikprogramm sind Küvettentests der Firma Hach Lange genutzt worden (Tabelle 3.4).

Tabelle 3.4: Analytikprogramm der Standardabwasserparameter

Parameter	Prüfverfahren	Verfahren	Häufigkeit
CSB [mg/L]	Hach Lange: LCK 314	Küvette / Photometrisch	24 h Mischprobe, 7 Tage / Woche
PO_4-P [mg/L]	Hach Lange: LCK 349	Küvette / Photometrisch	24 h Mischprobe, 7 Tage / Woche
NH_4-N [mg/L]	Hach Lange: LCK 303/304	Küvette / Photometrisch	24 h Mischprobe, 7 Tage / Woche
NO_3-N [mg/L]	Hach Lange: LCK 339	Küvette / Photometrisch	24 h Mischprobe, 7 Tage / Woche
AFS [mg/L]	DIN 38 409	Filtration (Membran- und Glasfilter)	24 h Mischprobe, 7 Tage / Woche
Trübung [FNU]	DIN EN ISO 7027 (Streulichtmessung)	Gerät sc200 Firma Hach Lange	kontinuierlich

Tabelle 3.5 gibt die Anzahl der analysierten Standardparameter wieder, die über den Versuchszeitraum der nachgeschalteten Verfahren genommen und analysiert wurden.

Tabelle 3.5: Anzahl der ermittelten Messwerte für die Untersuchung der nachgeschalteten Verfahren

Standardparameter (Einfachbestimmung)	Anzahl der Analysen zur Untersuchung der nachgeschalteten Verfahren (02.02.2016 - 21.04.2016)			
	Ablauf Nachklärung	Ablauf PAK Filter	Ablauf Membran	Ablauf Kläranlage
CSB	73	71	63	80
$CSB_{filtr.}$	61	60		
P_{ges}	73	71	63	80
$P_{ges,filtr.}$	-	45		
NH_4-N	73	71	63	80
NH_4-$N_{filtr.}$	-	45		
NO_3-N	73	71	63	80
NO_3-N $_{filtr.}$	-	45		
AFS	69	44	-	80

Die über den Versuchszeitraum des MBR analysierten Proben sind in Tabelle 3.6 dargestellt. Zusätzlich zu den bereits vorgestellten Analysen wurden von der Sweco GmbH Untersuchungen des Belebtschlamms des aeroben Bereichs (Nitrifikation) des MBR durchgeführt. Die Analysen des Zulaufs des MBR (entspricht dem Ablauf der Hochlast-Belebung) und des Kläranlagenablaufs entstammen der standardmäßig auf der Kläranlage durchgeführten Messungen.

Tabelle 3.6: Anzahl der ermittelten Messwerte für die Untersuchung des Membranbioreaktors

Standardparameter (Einfachbestimmung)	Anzahl der Analysen zur Untersuchung des Membranbioreaktors (13.05.2016 – 15.07.2016)			
	Zulauf MBR	Ablauf MBR	Ablauf Kläranlage	MBR
CSB	61	59	64	59
P_{ges}	64	57	64	57
NH_4-N	64	64	64	58
NO_3-N	-	60	64	60
TS	-	-	-	9
ISV	-	-	-	9

Das umweltanalytische Laboratorium des ISA der RWTH Aachen ermittelte die Konzentrationen der **Mikroschadstoffe**. Dabei wurden die Konzentrationen der Leitsubstanzen aus Tabelle 3.7 ermittelt.

Tabelle 3.7: Leitsubstanzen für die Mikroschadstoffanalytik

Substanzgruppe		Substanz	Kürzel
Korrosionsschutzmittel		Benzotriazol	BTA
Pharmaka	Antiepileptika	Carbamazepin	CBZ
	Nichtopioid - Analgetika	Diclofenac	DCF
	Antibiotika	Sulfamethoxazol	SMX
	Betablocker	Metoprolol	MET

Die für die nachgeschalteten Verfahren über den gesamten Versuchszeitraum ermittelten Analytikdaten für die untersuchten Mikroschadstoffe sind in Tabelle 3.8 dargestellt.

Tabelle 3.8: Anzahl der ermittelten Messwerte für die nachgeschalteten Verfahren

Mikroschadstoffe (Doppelbestimmung)	Anzahl der Analytikdaten im Versuchszeitraum der nachgeschalteten Verfahren (02.02.2016 – 21.04.2016)			
	Ablauf Nachklärung	Ablauf Filterzelle 8	Ablauf Membran	Ablauf Kläranlage
1H-Benzotriazol	18	16	18	18
Carbamazepin	18	16	18	18
Diclofenac	18	16	18	18
Metoprolol	18	16	18	18
Sulfamethoxazol	18	16	18	18
Östrogene	1	1	1	1

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Vergleich der eingesetzten Aktivkohlen

Aufgrund der in den letzten Jahren gewonnenen positiven Erfahrungen mit dieser Aktivkohle, hat der Hersteller der nachgeschalteten Membranstufe, die Firma GE Power, die PAK Norit SA UF (Fa. Cabot) für den Einsatz in der nachgeschalteten Membranstufe empfohlen. Für die PAK-Anwendung in einem nachgeschalteten Filter und für die Anwendung von PAK im MBR wurde aufgrund der vorliegenden Ergebnisse zur Mikroschadstoffelimination aus der Machbarkeitsstudie (Herbst und Maus, 2013) die Aktivkohle pharmA-Clean (Fa. CSC) verwendet. Die Eigenschaften der jeweiligen PAK sind in Tabelle 4.1 gegenübergestellt.

Tabelle 4.1: Eigenschaften der verwendeten Aktivkohlen (CSC, 2015 und Norit, 2010)

Produktname der PAK	**CSC pharmA-Clean**	**Norit SA UF**
Dosierstelle der PAK	Zulaufkammer der nachgeschalteten Filtration	Nachgeschaltete Membranstufe mit Hohlfasermembranmodulen
Jodzahl [mg/g]	> 1.000	> 1.100
Schüttdichte [kg/m³]	< 300	225
Spez. Oberfläche (BET) [m²/g]	1.050	1.200
Aschegehalt [Massen-%]	< 8	10

Um die Adsorptionsleistungen der verwendeten Aktivkohle des Unternehmens CSC und Norit zu vergleichen, sind von dem Labor des ISA der RWTH Aachen 24h- Schüttelversuche durchgeführt worden. Hierfür wurden mit den zwei untersuchten Aktivkohlen zwei Aktivkohlesuspensionen mit einer Konzentration von 1 g_{PAK}/L angesetzt. Durch die Zugabe von 10 und 15 mL der jeweiligen Aktivkohlesuspension zu Abwasserproben der Kläranlage Neuss-Ost wurden entsprechende Konzentrationen von Aktivkohle eingestellt. Die jeweiligen Proben wurden für einen Zeitraum von 24 Stunden in einem Überkopfschüttler gemischt. Anschließend wurden die Proben über Membranfilter filtriert und die Konzentrationen der Mikroschadstoffe 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol gemessen.

Abbildung 4-1 zeigt die erzielten Ergebnisse als Mittelwert jeweils zweier Messwerte (Doppelbestimmung). Insgesamt wurden für alle Mikroschadstoffe bis auf Sulfamethoxazol Eliminationen von über 50 % erzielt. Für Sulfamethoxazol wurde maximal eine Elimination von 40 % bei einer Dosis vom 15 mg_{PAK}/L mit der PAK Norit SA UF erreicht. Die PAK Norit SA UF führte bei jeder untersuch-

ten Dosis zu höheren Eliminationen als die PAK pharmA. Für Benzotriazol, Carbamazepin und Metoprolol wurden bei 15 mg_{PAK}/L Eliminationen von über 90 % erzielt. Die höhere Elimination von Mikroschadstoffen durch die PAK Norit SA UF korreliert mit der höheren spezifischen Oberfläche (BET) und der höheren Jodzahl dieser PAK gegenüber der PAK von CSC (vgl. Tabelle 4.1).

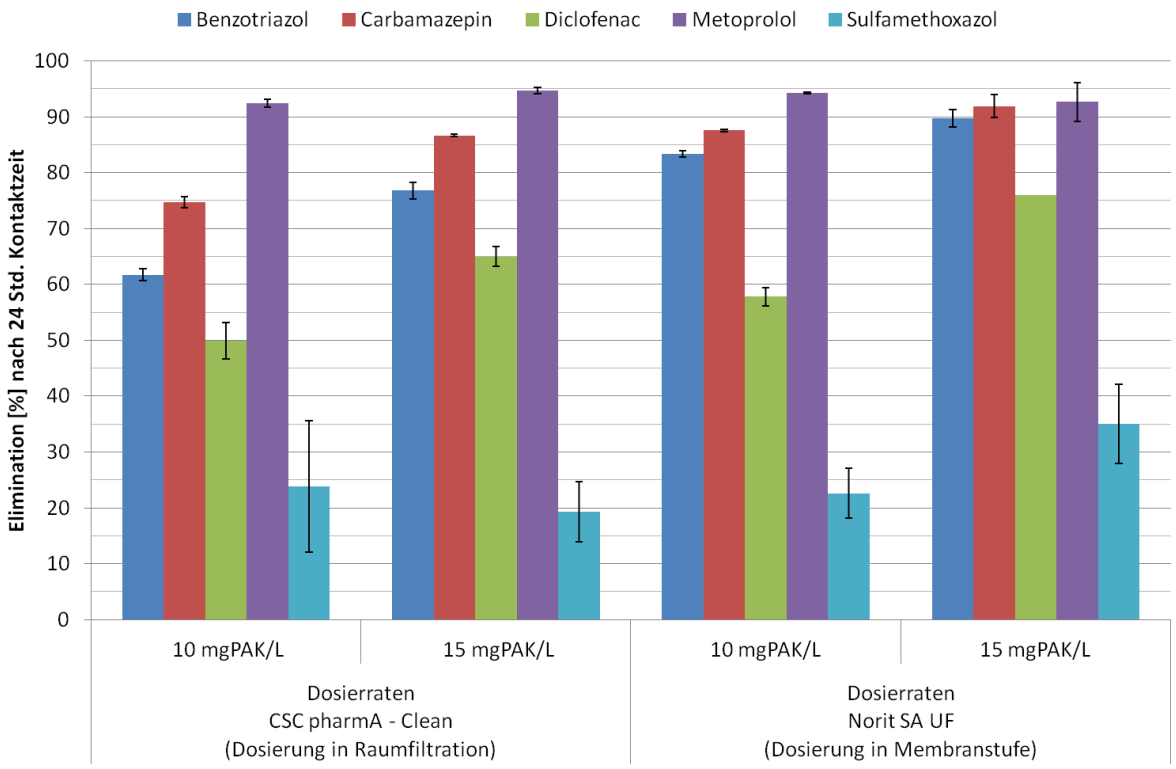

Abbildung 4-1: Adsorptionsleistungen der CSC- und Norit-Kohle nach 24 Stunden Kontaktzeit (Laborversuche)

Zusätzlich zur Elimination nach 24 Stunden wurde die Eliminationsgeschwindigkeit der Adsorption mit dem Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung ermittelt. Die Aktivkohlesuspensionen wurden wie oben beschrieben mit 10 mg_{PAK}/L erstellt. Proben wurden in Abständen von 15, 30, 60 und 1.440 Minuten (entspricht 24 Stunden) aus dem Schüttler entnommen und über einen Membranfilter filtriert. In den Filtraten wurden die Konzentrationen der oben genannten Mikroschadstoffe gemessen. Zusätzlich wurde der CSB und der spektrale Adsorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254}) der Proben ermittelt.

Die Eliminationsleistung der CSC-Kohle nahm prinzipiell mit steigender Kontaktzeit zu (Abbildung 4-2). Für 1H-Benzotriazol, Carbamazepin und Metoprolol sank aber zunächst die Elimination zwischen 15 und 30 Minuten Kontaktzeit auf ein Minimum ab, bevor sie wieder anstieg. Gründe hierfür können Verdrängungsmechanismen von Stoffen auf der Kohle sein. Des Weiteren kommen Unsicherheiten bei der Probenahme und -verarbeitung in Frage. Nach einer Stunde Kontaktzeit lagen

sämtliche Eliminationsraten unter 50 %. Erst nach 24 Stunden wurden für die untersuchten Stoffe (mit Ausnahme von Sulfamethoxazol) Eliminationsraten von über 50 % erzielt.

Der SAK_{254} wurde nach 24 Stunden um ca. 10 % eliminiert und die Werte des CSB-Abbaus schwankten zwischen -10 % und 5 %. Folglich wurde die Transmission des Wassers zwar leicht verbessert, es ist aber mit keiner verstärkten CSB-Entnahme durch die CSC-Kohle zu rechnen.

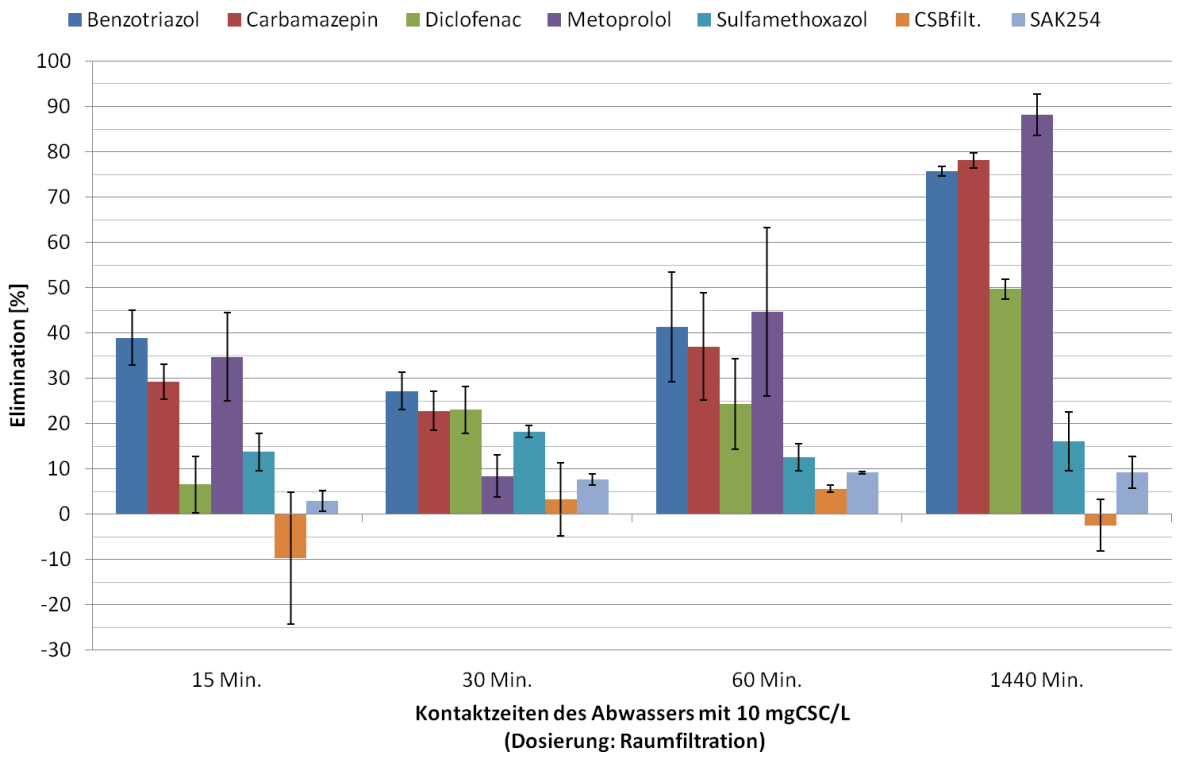

Abbildung 4-2: Eliminationsgeschwindigkeit CSC-Kohle (Laborversuche)

Auch bei der Norit-Kohle stieg mit der Kontaktzeit die Eliminationsleistung (Abbildung 4-3). Für 1H-Benzotriazol, Carbamazepin und Metoprolol wurden schon nach 30 Minuten Kontaktzeit Eliminatinosraten von über 40 % erzielt. Die Adsorptionsgeschwindigkeit liegt somit über der Adsorptionsgeschwindigkeit der CSC-Kohle. Allerdings konnten mit der Norit-Kohle für 1H-Benzotriazol, Carbamazepin und Diclofenac geringere Eliminationsraten nach 24 Stunden erreicht werden als mit der CSC-Kohle. Höhere Eliminationsraten wurden für Sulfamethoxazol und Metoprolol erzielt. Auffällig sind die geringen Eliminationsraten für Diclofenac. Diese weisen auf eine geringe Wechselwirkung der Norit-Kohle mit Diclofenac hin. Die Adsorptionsleistung von SAK_{254} lag nach 24 Stunden bei ca. 10 %. Wie auch durch CSC-Kohle ist keine verstärkte CSB-Entnahme durch die Norit-Kohle zu erwarten. Wie bereits beschrieben, erzielte die PAK von Norit bei den ausgewählten Mikroschadstoffen in der Summe die höheren Adsorptionsleistungen als die PAK des Herstellers CSC.

Insgesamt sind die Adsorptionsleistungen der verwendeten Kohlen jedoch vergleichbar. Allerdings muss beachtet werden, dass die Eliminationsgeschwindigkeit der Norit-Kohle höher ist als die Eliminationsgeschwindigkeit der CSC-Kohle.

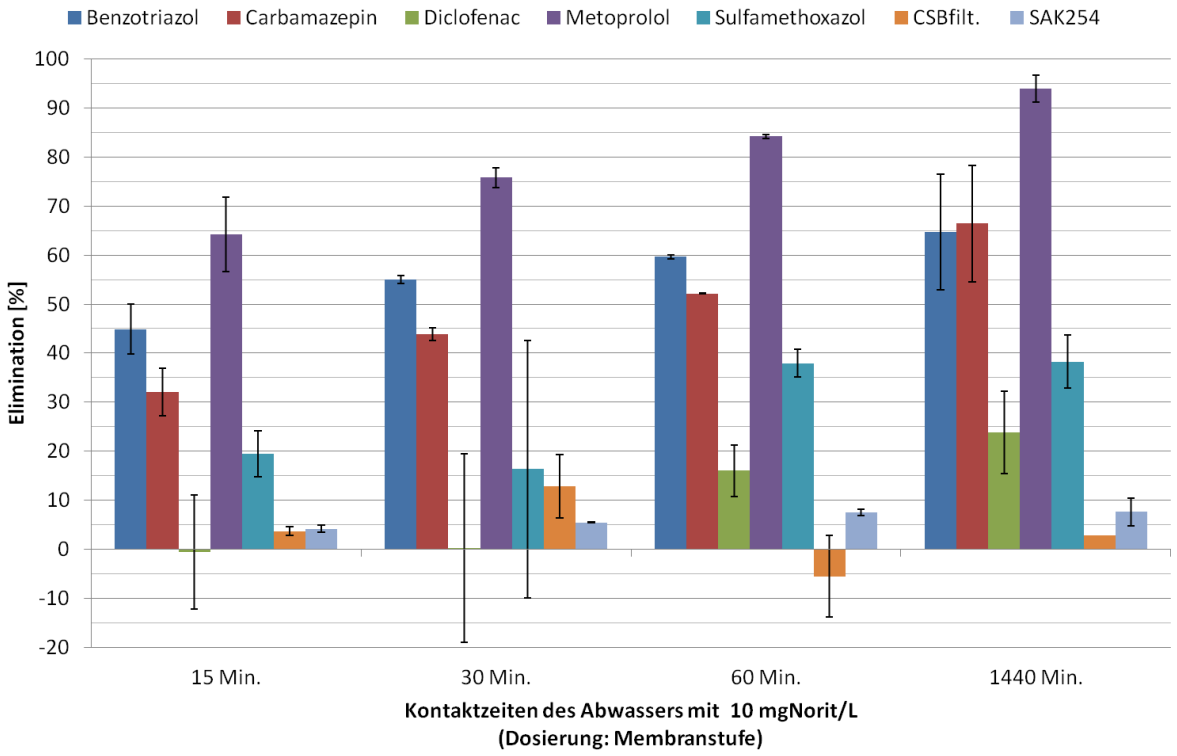

Abbildung 4-3: Eliminationsgeschwindigkeit Norit-Kohle (Laborversuche)

4.2 Nachgeschaltete Verfahren (Filterzelle bzw. nachgeschaltete Membranstufe)

4.2.1 Standardabwasserparameter

Im Rahmen der Untersuchungen der nachgeschalteten Verfahren wurden die Abläufe der Nachklärung, der Filterzelle 1 (Mehrschichtfiltration, Referenz), der Filterzelle 8 (PAK-Zugabe in Mehrschichtfiltration) und der Membranstufe (PAK-Zugabe) beprobt. Die mittleren **CSB**-Konzentrationen, die sich bei den eingesetzten PAK-Dosierungen einstellten, sind in Abbildung 4-4 dargestellt.

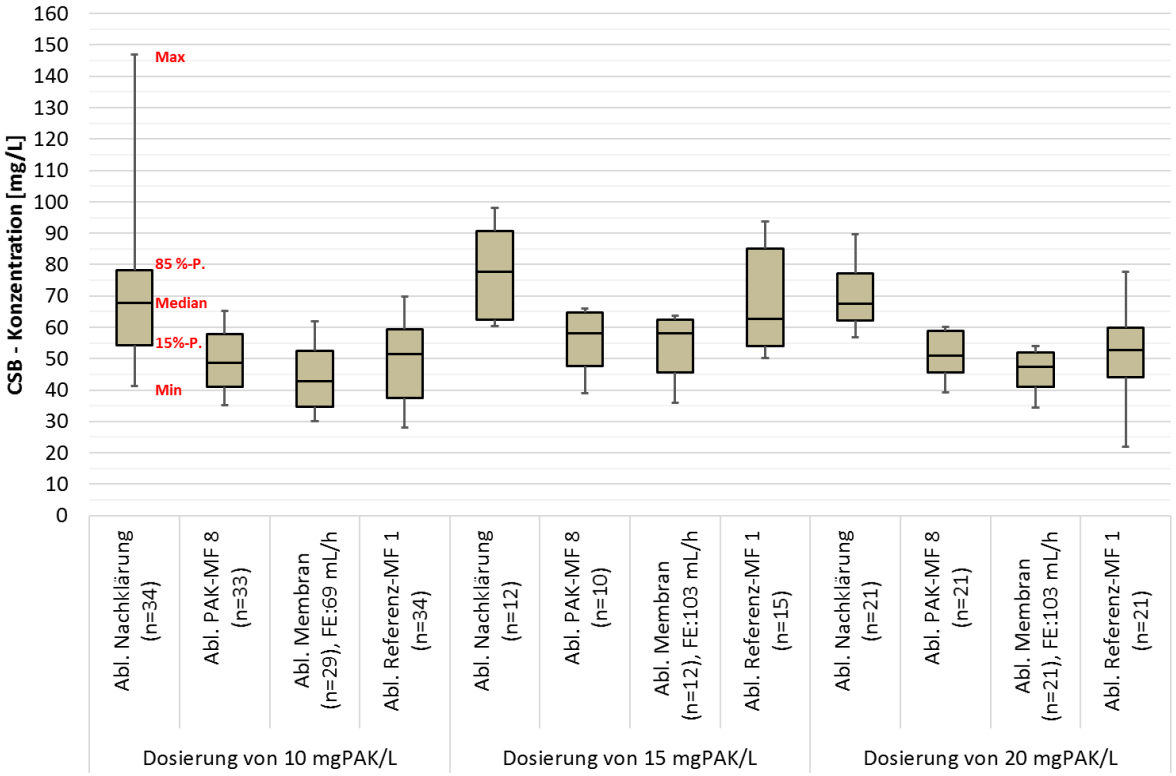

Abbildung 4-4: CSB-Ablaufkonzentrationen der nachgeschalteten Verfahren

Die Pilotanlagen erzielten geringfügig niedrigere CSB-Konzentrationen und somit bessere CSB-Eliminationsleistungen als der Ablauf der Referenzfilterzelle 1. Die PAK-Filterzelle 8 und die Membranfiltration erreichten nahezu dieselben Ablaufkonzentrationen und damit nahezu dieselben Eliminationen. Auffällig ist, dass es keine nennenswerten Unterschiede durch eine höhere Dosierung von Aktivkohle gibt. Die Eliminationsleistung der Membranfiltration war im Vergleich zu den anderen Verfahren am höchsten, wobei zu beachten ist, dass bei der Membrananlage über dem gesamten Versuchszeitraum zusätzlich Eisen(III)-Chlorid dosiert wurde. Im gesamten Zeitraum schwankte die Elimination des CSB zwischen 12 und 34 %. Als Resultat ist eine verstärkte CSB-Entnahme

durch den Einsatz der nachgeschalteten Verfahren im Vergleich zu einer konventionellen Filtration nicht zu erwarten.

Um zu untersuchen, welche CSB-Bestandteile von den untersuchten nachgeschalteten Verfahren zurückgehalten bzw. nicht zurückgehalten werden, wurde der gelöste und partikuläre CSB gemessen (Abbildung 4-5). Der überwiegende Anteil des CSB im Ablauf der Nachklärung lag gelöst vor. Von den betrachteten Verfahren wurde schwerpunktmäßig der partikuläre CSB entfernt. So lag im Ablauf der Membranfiltration kein partikulärer CSB vor, da dieser per Definition des Porendurchmessers von der Hohlfasermembran zurückgehalten wurde. Durch die Poren der Membran konnte aber der gelöste Anteil des CSBs gelangen. Die Elimination an partikulärem CSB lag in der PAK-Filterzelle 8 zwischen 75 % und 90 %. Grundsätzlich war die Eliminationsleistung unabhängig von der PAK-Dosierung. Die Elimination von gelöstem und partikulärem CSB war in der Membranfiltration konstant höher als bei der PAK-Filterzelle 8.

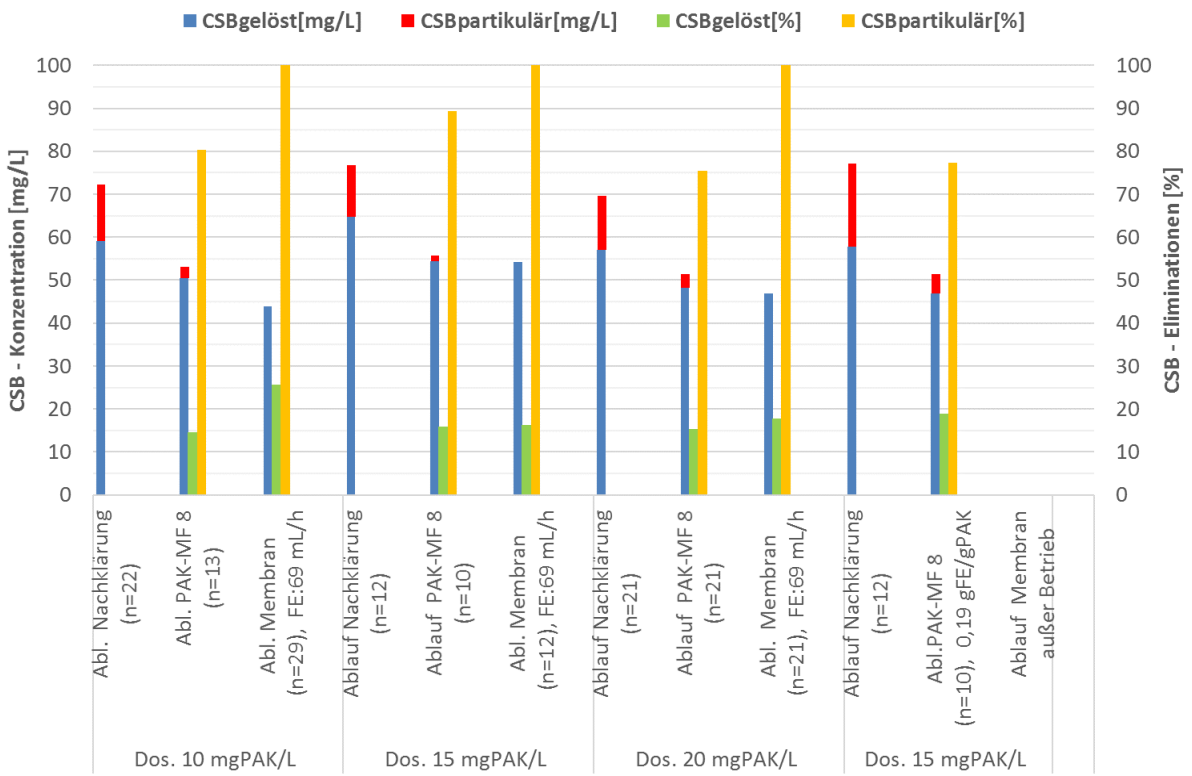

Abbildung 4-5: $CSB_{gelöst}$- und $CSB_{partikulär}$-Ablaufkonzentrationen und Eliminationen durch die nachgeschalteten Verfahren (Mittelwerte)

Die Konzentrationen an **Gesamtphosphor (P_{ges})** im Ablauf der Verfahrensstufen sind in Abbildung 4-6 dargestellt. Die $FeCl_3$-Zugabe in den Membranreaktor bewirkte bei kontinuierlicher PAK-Dosierung eine Abnahme der Median-Ablaufkonzentrationen auf unter 0,1 mg_P/L. Bei der Medianbetrachtung der PAK-Filterzelle 8 und der Referenzfilterzelle 1 lagen die Ablaufkonzentrationen nahezu auf einem Niveau. Somit wies die PAK bei der Filterzelle 8 keinen nennenswerten Einfluss auf die Verringerung der Ablaufkonzentrationen auf.

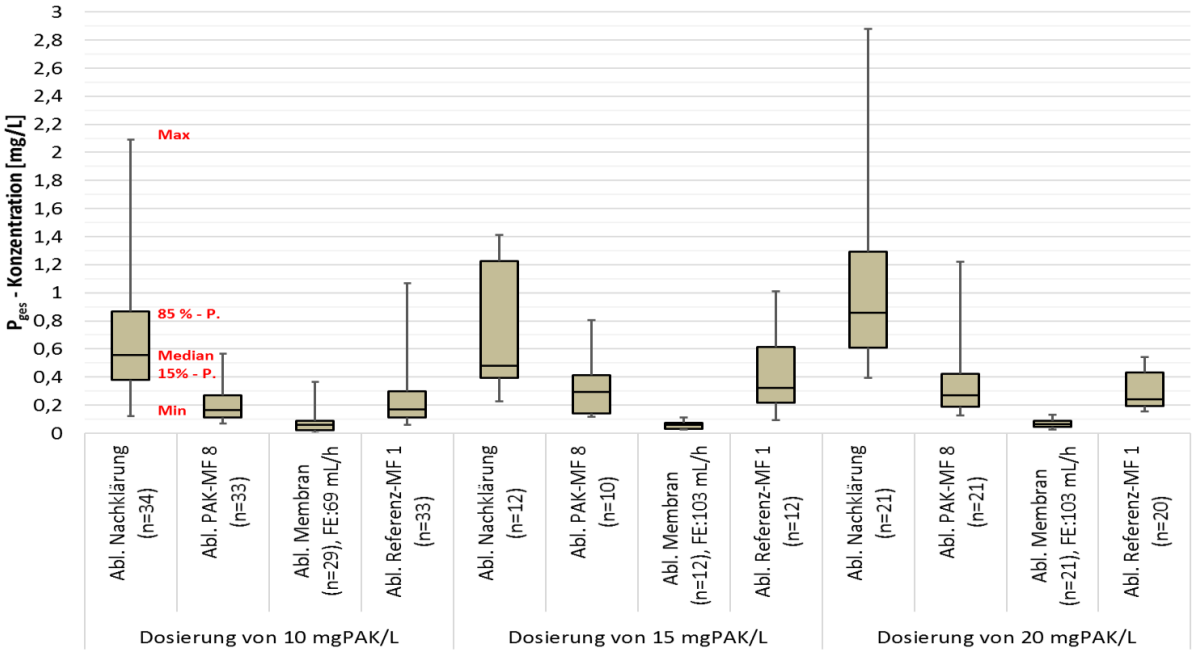

Abbildung 4-6: P_{ges}-Ablaufkonzentrationen der nachgeschalteten Verfahren

Die Median-Konzentrationen von **Ammonium (NH_4-N)** lagen im gesamten Zeitraum nah beieinander. Des Weiteren waren die Konzentrationen im Abwasser der Nachklärung sehr gering. Unabhängig von der PAK-Dosierung liegen die Median-Ablaufkonzentrationen beider Pilotanlagen dauerhaft im Bereich von 0,25 und 1,0 mg_{NH4-N}/L.

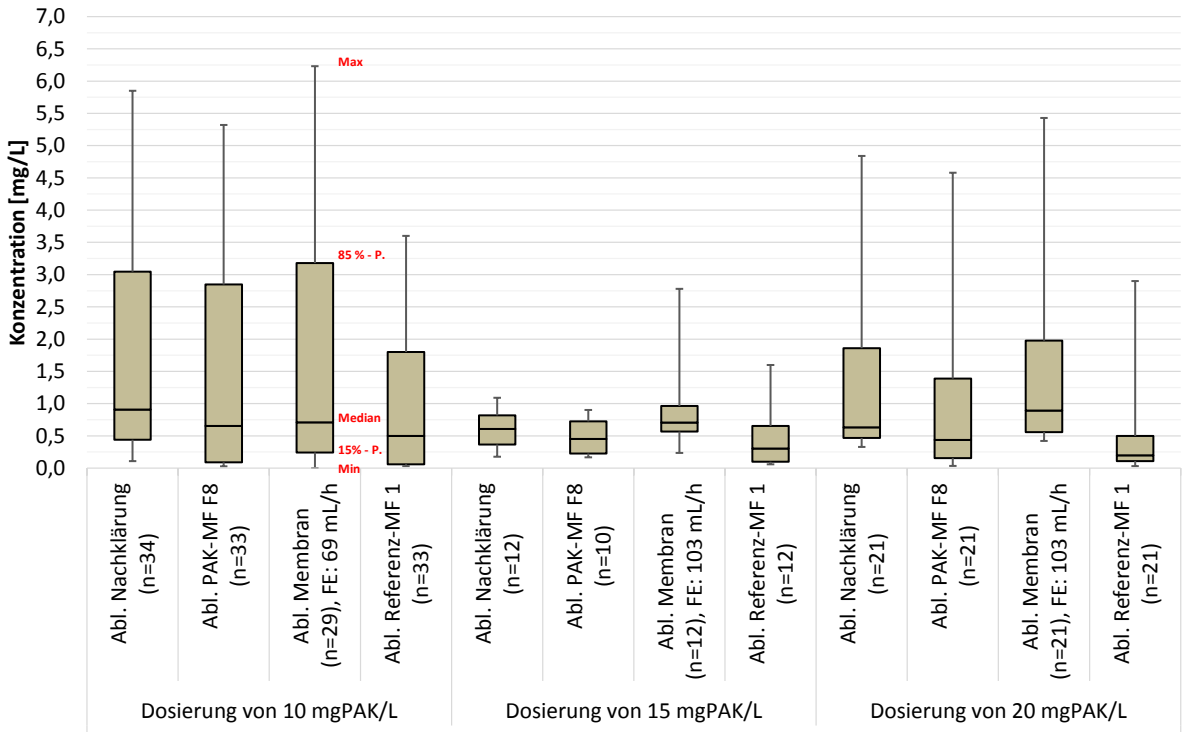

Abbildung 4-7: NH_4-N-Ablaufkonzentrationen der nachgeschalteten Verfahren

Die Untersuchungen der **abfiltrierbaren Stoffe (AFS)** haben ergeben, dass im Ablauf der Nachklärung im Mittel 13 mg_{AFS}/L vorlagen, wohingegen im Ablauf der PAK-Filterzelle 8 durch den AFS-Rückhalt nur noch 2 mg_{AFS}/L vorlagen (Abbildung 4-8). Das entspricht einer Reduktion von 85 %. Die PAK-Filterzelle 8 erzielte nahezu dieselben AFS-Ablaufkonzentrationen wie die Referenzfilterzelle 1. Es wurden jeweils Abnahmen der Ablaufkonzentrationen auf unter 2,0 mg_{AFS}/L erzielt. Die zusätzliche Dosierung von 0,19 g_{FE}/g_{PAK} in die Filterzelle 8 bewirkte keinen zusätzlichen AFS-Rückhalt.

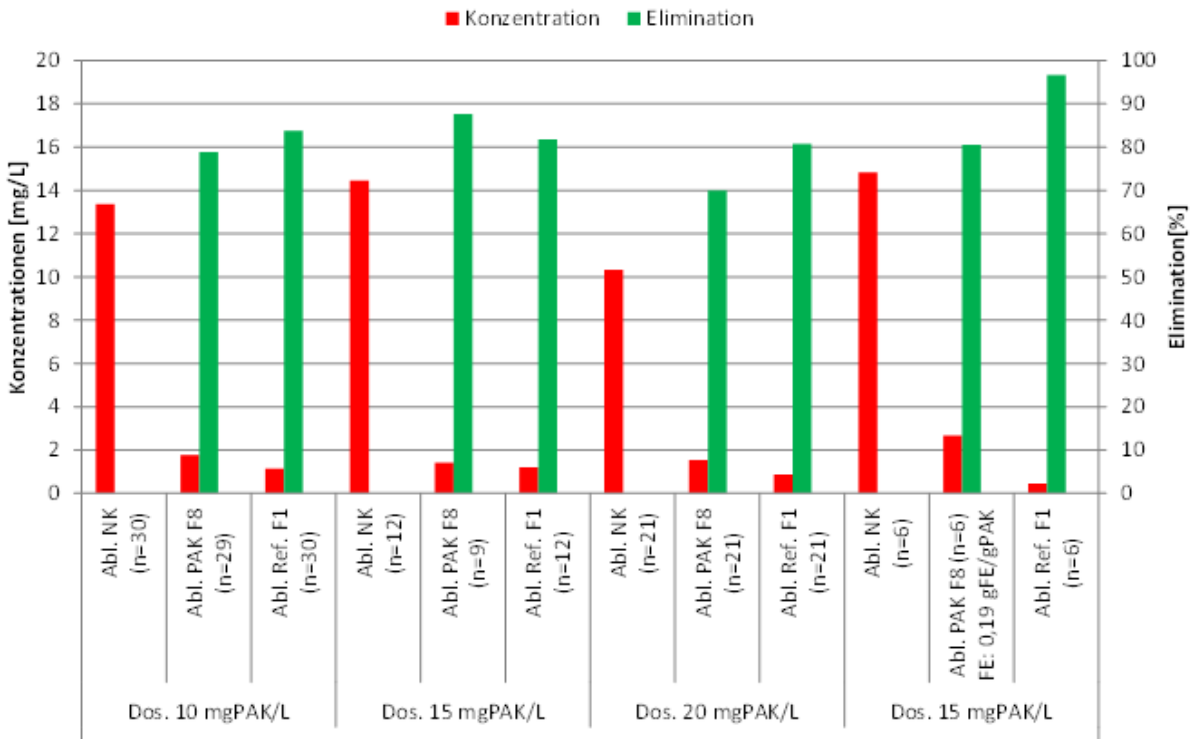

Abbildung 4-8: AFS-Konzentrationen und Elimination der nachgeschalteten Verfahren

4.2.2 Mikroschadstoffe

Im gesamten Versuchszeitraum wurden an 18 Wochentagen die Konzentrationen der Mikroschadstoffe 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol im Ablauf der Nachklärung, im Ablauf der PAK-Filterzelle 8, im Ablauf der mit PAK beaufschlagten Membranfiltration und im Ablauf der Referenzfilterzelle 1 bestimmt. An einem der 18 Wochentage wurden zusätzlich die Ablaufkonzentrationen der vier Verfahrensstufen bezüglich hormonell wirksamer Substanzen wie Bisphenol A, 17-α-Ethinylestradiol und 17-β-Estradiol ermittelt.

Die Ablaufkonzentrationen der Mikroschadstoffe aus dem Ablauf der Nachklärung unterlagen großen Schwankungen und weisen keine Regelmäßigkeiten auf (Abbildung 4-9). Die Industriechemikalie 1H-Benzotriazol wies, im Vergleich zu den restlichen analysierten Substanzen, die durchschnittlich höchste Ablaufkonzentration auf (Medianwert 6.750 ng/L). Der Arzneimittelwirkstoff Sulfamethoxazol wies die niedrigsten Ablaufkonzentrationen auf (Medianwert 250 ng/L). Der Mikroschadstoff Diclofenac zeigte die größten Schwankungsbreiten im Bereich von 1.750 bis 6.750 ng/L. Bei Metoprolol und Carbamazepin lagen die Mediane nahezu auf gleichem Niveau bei 1.250 ng/L.

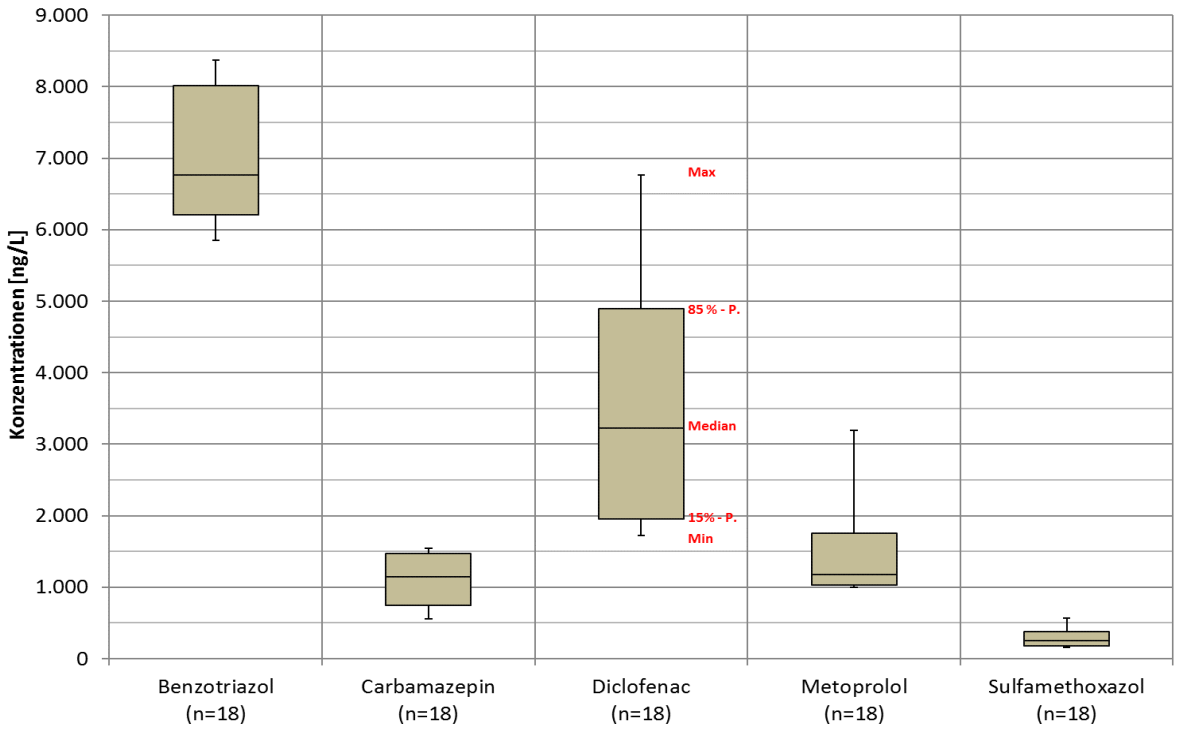

Abbildung 4-9: Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung

In Abbildung 4-10 ist die Mikroschadstoffentfernung bei einer Dosis von 10 mg_{PAK}/L dargestellt. Wie zu erwarten, findet in der Referenzfilterzelle 1 kein nennenswerter Abbau von Mikroschadstoffen statt. Für Sulfamethoxazol wirkt der Referenzfilter als Quelle, sodass es zu einem verstärkten Austrag von Sulfamethoxazol kommt. Gründe hierfür können analytische Messungenauigkeiten sein. Darüber hinaus kann eine Rückbildung von Sulfamethoxazol aus Transformationsprodukten stattgefunden haben (Göbel et al., 2005). Im Ablauf der Membranstufe wurde eine Sulfamethoxazol-Elimination von ca. 20 % erzielt. Generell lag die Eliminationsleistung der Membranstufe über der Eliminationsleistung der Filterzelle 8. Dieses Ergebnis ist im Einklang mit den Vorversuchen, in denen sich herausgestellt hatte, dass die in der Membranstufe verwendete Aktivkohle (Fa. Norit) schneller höhere Eliminationen erzielt, als die in im Überstand der Filterzelle 8 verwendete PAK (Fa. CSC). Die Dosis von 10 mg_{PAK}/L reicht in den untersuchten Systemen allerdings nicht aus, um Eliminationen von über 50 % zu erzielen. Die höchste Elimination wird in der Membranstufe für Metoprolol erzielt. Das Mittel der Elimination liegt bei ca. 50 %. Alle anderen Eliminationsgrade liegen darunter.

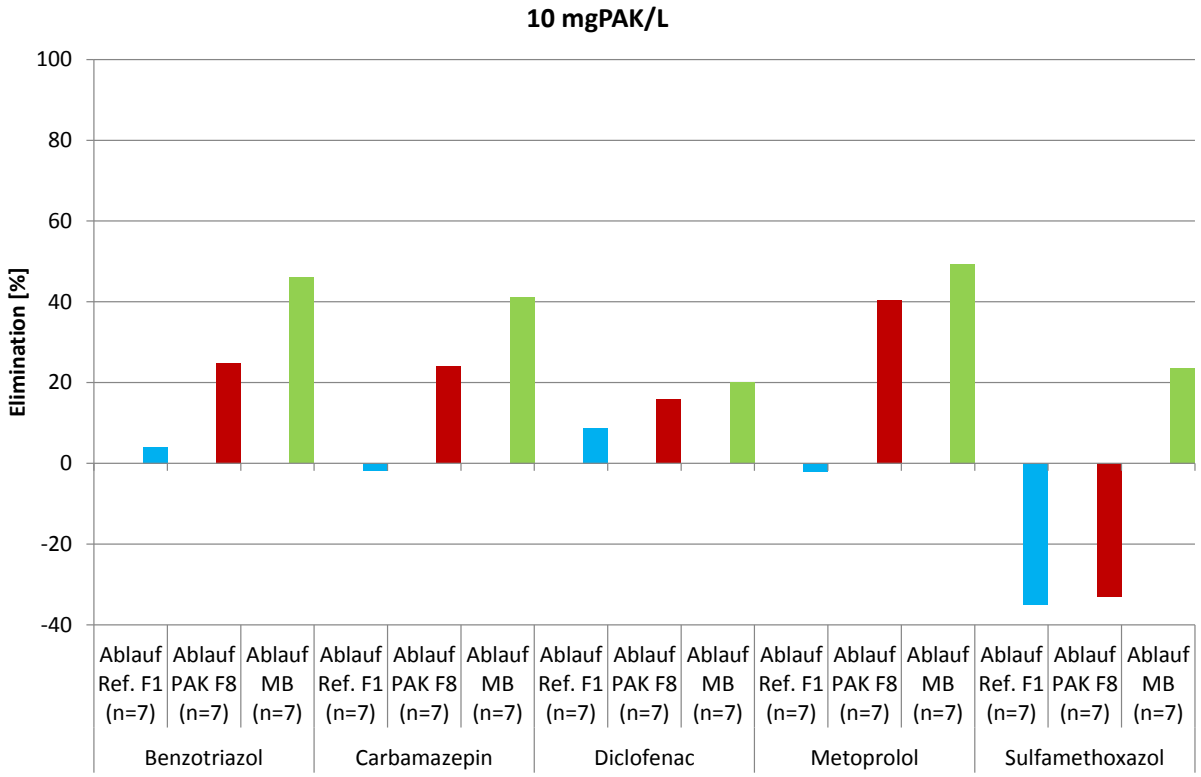

Abbildung 4-10: Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosis von 10 mg/L

Eine Steigerung der PAK-Dosierung von 10 auf 15 mg/L bewirkt auch eine höhere Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe (Abbildung 4-11). So wird beispielsweise die Metoprolol-Konzentration anstatt zu ca. 50 % mit 10 mg_{PAK}/L zu über 70 % eliminiert. Darüber hinaus wird auch der Unterschied in der Eliminationsleistung der untersuchten Systeme durch eine Erhöhung der Aktivkohledosis auf 15 mg_{PAK}/L verringert. Sowohl durch die Dosierung von PAK in den Überstand der Filterzelle 8 als auch durch die PAK-Dosierung in die Membranstufe werden annähernd die gleichen Eliminationsgrade für die untersuchten Mikroschadstoffe erzielt. Nur für Diclofenac und Sulfamethoxazol werden deutlich höhere Eliminationen durch die Membranstufe als durch die Filterzelle 8 erzielt. Durch die Filterzelle 8 werden weniger als 10 % der Diclofenac- und Sulfamethoxazol-Konzentration entfernt.

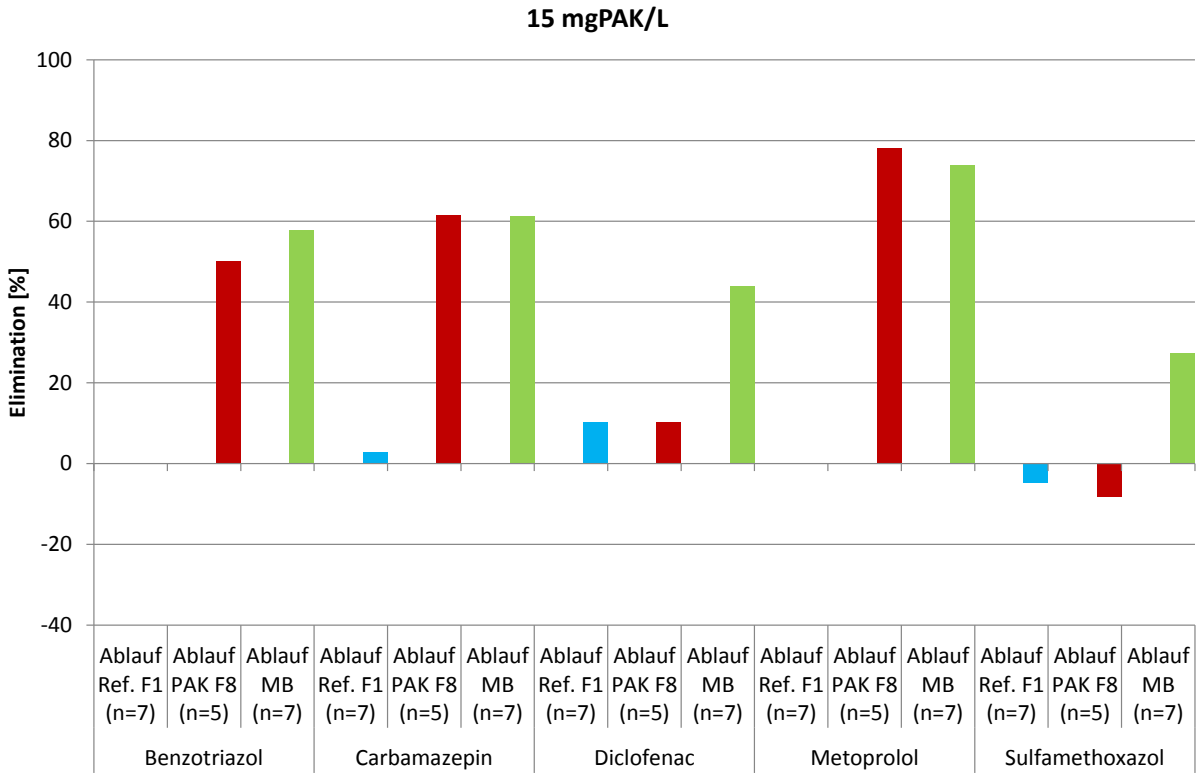

Abbildung 4-11: Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosis von 15 mg/L

Durch eine weitere Erhöhung der PAK-Dosis auf 20 mg_{PAK}/L wird die Elimination der Mikroschadstoffe weiter gesteigert. Für Metoprolol werden mit beiden nachgeschalteten Systemen über 80 % eliminiert. Benzotriazol und Carbamazepin werden zu über 60 % eliminiert. Für Diclofenac werden mit 20 mg_{PAK}/L nun auch für Diclofenac ähnliche Eliminationen durch die Membranstufe und die Filterzelle 8 erzielt (> 40 %). Nur Sulfamethoxazol wird durch die PAK, die im Überstand der Filterzelle 8 verwendet wurde, nicht eliminiert. In der Membranstufe ergeben sich Sulfamethoxazol Eliminationen von ca. 40 %.

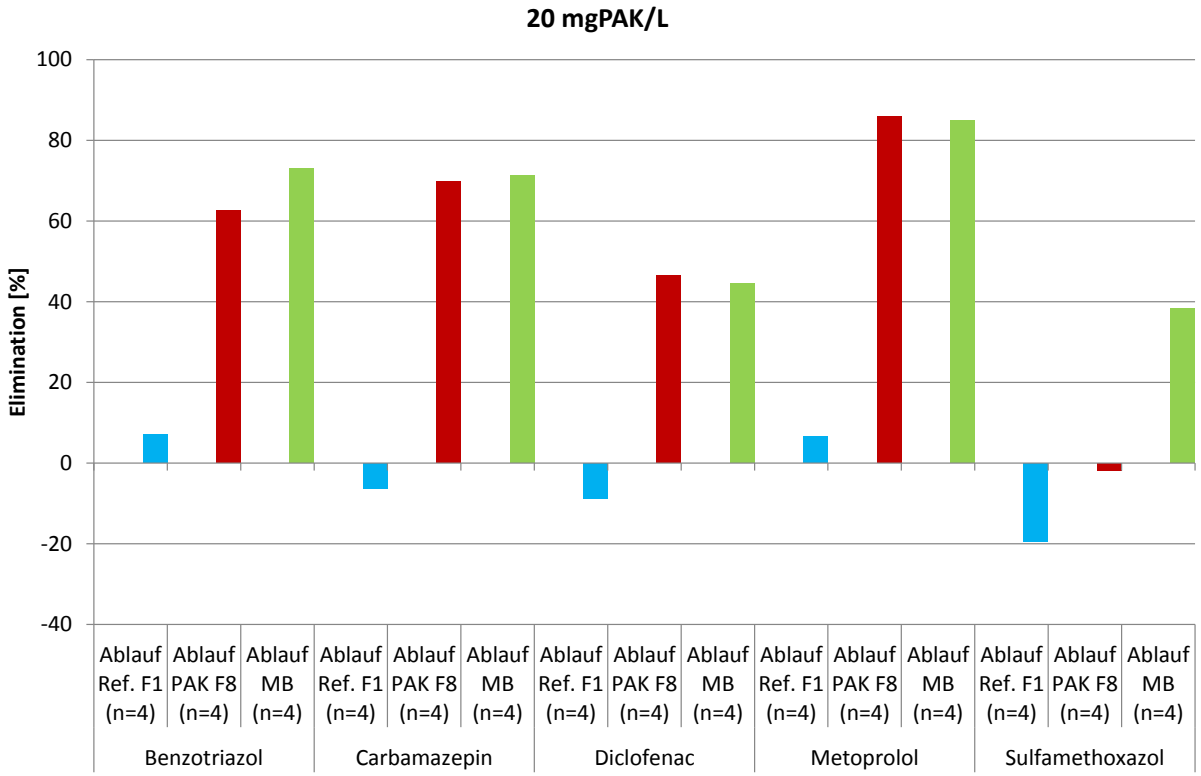

Abbildung 4-12: Elimination der untersuchten Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosis von 20 mg/L

Die Mediane der Ablaufkonzentrationen der untersuchten Mikroschadstoffe sind in Tabelle 4.2 dargestellt. Die teilweise (v. a. bei 10 mg_{PAK}/L) höhere Elimination durch die PAK-Dosierung in der Membranstufe als durch die PAK-Dosierung in den Überstand von Filterzelle 8 führt zu niedrigeren Ablaufkonzentrationen im Ablauf der Membranstufe gegenüber dem Ablauf von Filterzelle 8.

Tabelle 4.2: Mediane der untersuchten Mikroschadstoffe als Konzentration im Ablauf der nachgeschalteten Verfahren

PAK-Dosierung	Ort	Stoff [ng/L]				
		1H-Benzotriazol	Carbamazepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol
10 mg/L	Ablauf NK	6.710	759	2.070	1.040	193
	Filter 1	6.312	629	1.966	970	207
	Ablauf Filter 8	4.680	518	1.730	564	259
	Ablauf Membran	3.670	420	1.630	543	137
15 mg/L	Ablauf NK	6.930	1.450	4.830	1.470	358
	Filter 1	7.382	1.354	4.380	1.523	367
	Ablauf Filter 8	3.590	550	2.330	360	381
	Ablauf Membran	3.170	554	2.680	369	243
20 mg/L	Ablauf NK	6.895	1.080	2.720	1.770	255
	Filter 1	6.483	1.037	2.877	1.921	282
	Ablauf Filter 8	2.785	320	1.635	248	252
	Ablauf Membran	1.760	307	1.435	279	178

In Abbildung 4-13 ist beispielhaft die Abhängigkeit der Zu- und Ablaufkonzentration von Diclofenac bei unterschiedliche PAK-Dosierungen dargestellt. Es wurden dabei Eliminationsgrade von bis zu 60 % erzielt. Zu erkennen ist, dass die Diclofenac-Zulaufkonzentrationen aufgrund unterschiedlicher Probenahmezeitpunkte nicht gleichmäßig über die drei PAK-Dosierstufen verteilt waren. Bei der Dosierung von 15 mg/L lagen die höchsten Zulaufkonzentrationen aller PAK-Dosierstufen vor, was erklärt, dass der erzielte Wirkungsgrad im Median niedriger war als bei der geringeren PAK-Dosierung von 10 mg/L. Teilweise wurden im Ablauf der Filterzelle 1 höhere Konzentrationen als im Zulauf gemessen. Gründe hierfür können analytische Ungenauigkeiten sein. Zudem wurde die hydraulische Aufenthaltszeit im Filter bei der Zu- und Ablaufbeprobung nicht berücksichtigt, wodurch die Ergebnisse zusätzlich noch geringfügig beeinflusst sein könnten.

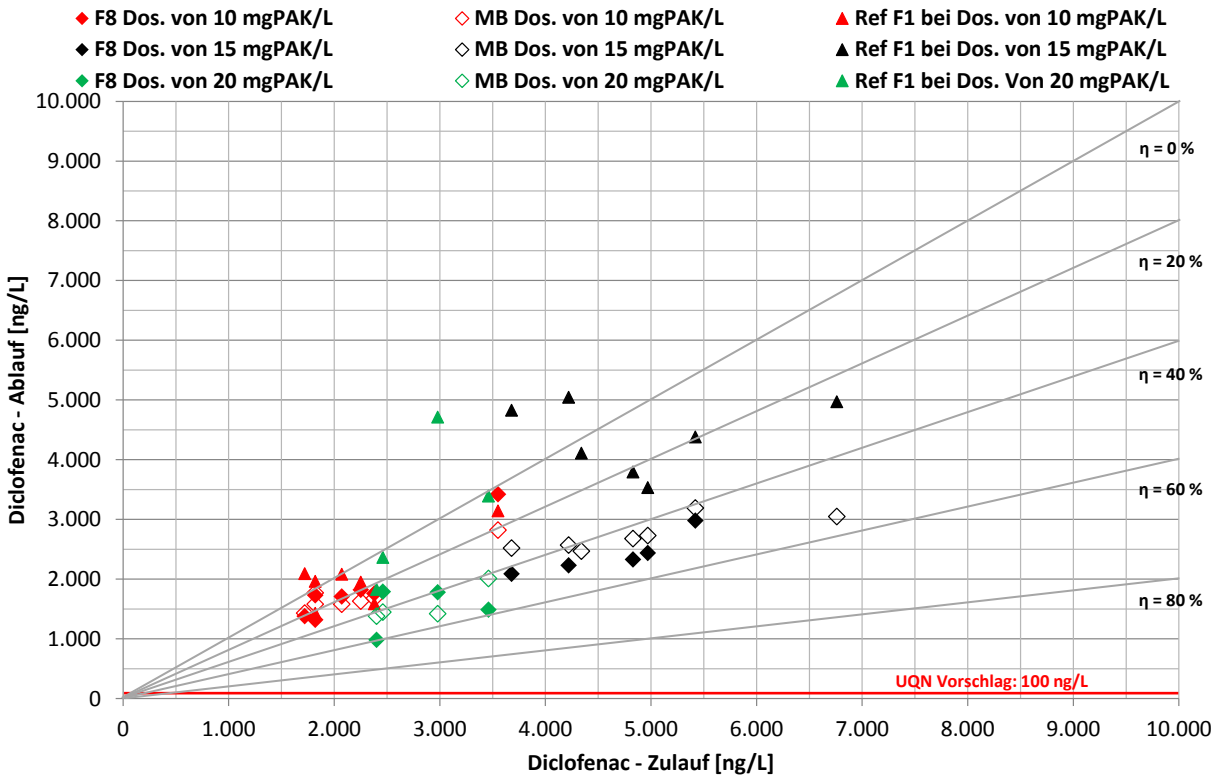

Abbildung 4-13: Zu-, Ablaufkonzentrationen und Eliminationsgrade von Diclofenac durch die nachgeschalteten Verfahren

Bei einer Dosierung von 15 mg_{PAK}/L wurden einmalig Ablaufkonzentrationen für Östrogene bestimmt (Abbildung 4-14). An dem Tag der Probenahme zeigte sich für Bisphenol A bei der Membranfiltration die höchste Eliminationsleistung von 56 %. Die PAK-Filterzelle 8 wies eine Elimination von 50 % auf. Die Ablaufkonzentrationen von 17-α-Ethinylestradiol und 17-β-Estradiol befanden sich unterhalb der Nachweisgrenze (NG).

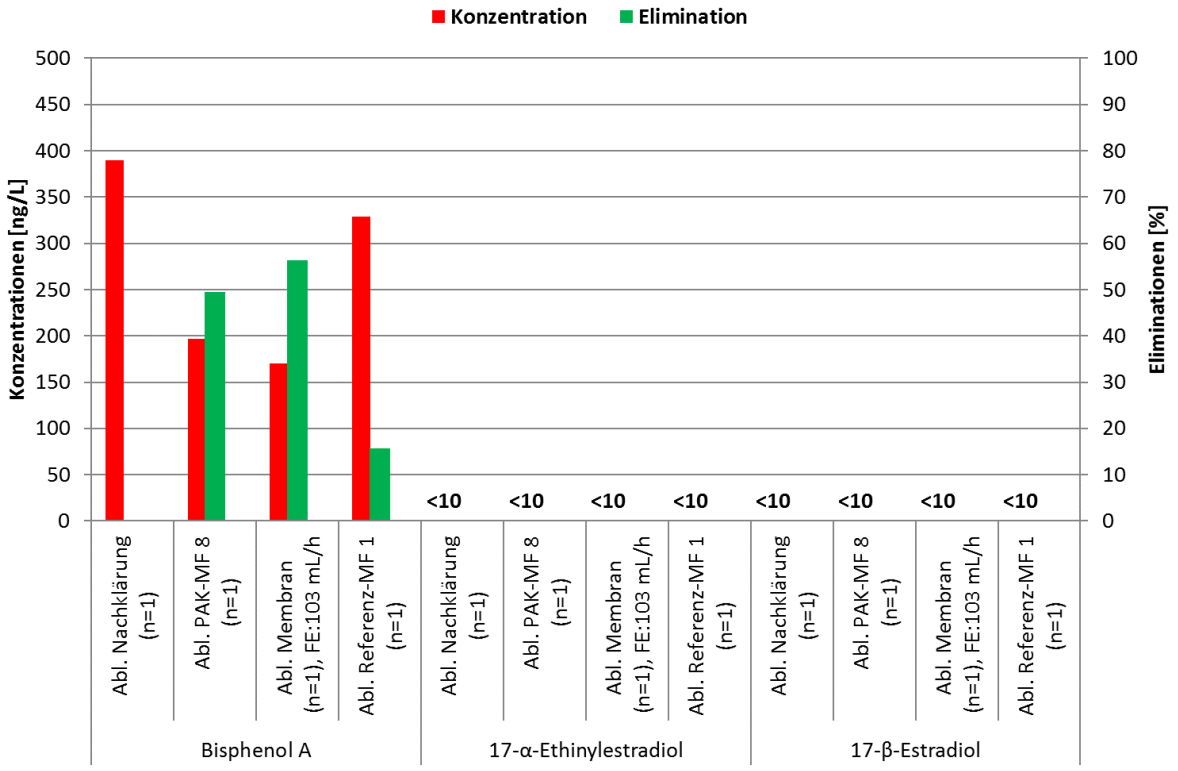

Abbildung 4-14: Östrogen-Ablaufkonzentrationen und -Eliminationen bei 15 mg_{PAK}/L (21.03.2016)

Insgesamt ist die kürzere Aufenthaltszeit der PAK im Überstand der Filterzelle 8 und eine daran gekoppelte geringere Mikroschadstoffelimination im Vergleich zur nachgeschalteten Membranstufe nur bei einer Dosis von 10 mg_{PAK}/L bemerkbar. Dieses ist durch die verwendeten Kohlen zu erklären (s. Kapitel 4.1). Bei ausreichend hoher PAK-Dosis führen beide nachgeschalteten Verfahren zu ähnlichen Ergebnissen für die Mikroschadstoffelimination.

4.2.3 Betriebliche Aspekte der Dosierung von Pulveraktivkohle in den Überstaubereich einer Filterzelle

Durch den zusätzlichen Eintrag von PAK in den Überstand der Filterzelle 8 wurde aufgrund der höheren Feststoffbelastung ein verändertes **Rückspülverhalten** erwartet.

Bei den Versuchen mit PAK-Dosierung zeigte sich jedoch keine negative Beeinflussung des Rückspülverhaltens der Filterzelle 8. Die Feststoffbelastung aus der Nachklärung war während der Versuche relativ gering, sodass in der Regel bei Filterzelle 1 und 8 erst nach 24 Stunden die Rückspülung über das Zeitkriterium erfolgte. Im Regelbetrieb wird nach spätestens 24 Stunden Filterlaufzeit eine Rückspülung vorgenommen, falls nicht vorher der maximal zulässige Filterwiderstand erreicht wird. Der Filterwiederstand wird dabei über den Öffnungsgrad der Filtratablaufklappe gemessen.

Am Ende der Versuchsserie ab dem 04.04.2016 wurde daher die automatische Filterrückspülung über das Zeitkriterium für Filterzelle 1 und 8 deaktiviert, um die Entwicklung des Filterwiderstands durch die PAK-Dosierung zu untersuchen. Im Versuchszeitraum wurde ab dem 04.04. bis zum 14.04.2016 die PAK-Mehrschichtfiltration 8 mit 20 mg_{PAK}/L beaufschlagt. Ab dem 15.04.2016 wurde die PAK-Dosierung auf 15 mg/L herabgesetzt in Verbindung mit einer Fällmittel-Dosierung von 0,19 g_{Fe}/g_{PAK}. Anhand der Ablaufschieberstellung von Referenzfilterzelle 1 und PAK-Mehrschichtfiltration 8 zeigte sich, nach welcher Betriebszeit diese Filter aufgrund der Verblockung des Porenraumes in Rückspülung gehen mussten.

In Tabelle 4.3 sind die erzielten Betriebszeiten bis zum Erreichen des maximalen Filterwiderstands aufgeführt. Es zeigte sich, dass bei geringer Feststoffbelastung aus der Nachklärung im Median Filterlaufzeiten von ca. 40 bis 50 Stunden erreicht werden konnten. Die Filterzelle 1 zeigte im Vergleich hierzu mit 94 Stunden eine ca. doppelt so lange Filterlaufzeit. Die Ergebnisse legen dar, dass bei geringer Feststoffbelastung aus der Nachklärung die erzielbaren Filterlaufzeiten deutlich über dem Zeitkriterium für die reguläre Rückspülung nach 24 Stunden liegen. Bei einer erhöhten Feststoffbelastung aus der Nachklärung ist jedoch ohne weitergehenden Feststoffrückhalt mit einer häufigeren Rückspülung zu rechnen.

Tabelle 4.3: Betriebszeiten der Referenzfilterzelle 1 und der PAK-Filterzelle 8

Filter	Parameter der Betriebszeit	Betriebszeit [h]
Referenzfilterzelle 1 (5 Rückspülungen)	Minimum	46
	Mittelwert	80
	Median	94
	Maximum	108
PAK-Filterzelle 8 **ohne** Zugabe von $FeCl_3$ (7 Rückspülungen)	Minimum	13
	Mittelwert	33
	Median	40
	Maximum	64
PAK-Filterzelle 8 **mit** Zugabe von $FeCl_3$ (4 Rückspülungen)	Minimum	28
	Mittelwert	51
	Median	51
	Maximum	72

Um einen Eindruck der Größenordnung des Feststoffaustrags während eines Rückspülprozesses zu bekommen, wurden jeweils drei Proben von dem Ablauf des Spülwassers aus Referenzfilterzelle 1 und der PAK-Filterzelle 8 genommen. Bei der Kontrolle des Feststoffaustrags über die Spülwasserklappe zeigte sich, dass aus der PAK-Filterzelle 8 ca. 23 % mehr Material mit dem Spülwasser ausgeschwemmt wurde als aus der Referenzfilterzelle 1 (Abbildung 4-15). Grund dafür war die PAK und damit verbundene höhere Feststoffbeladung, die sich auch in den Poren des Filtermaterials der Filterkammer 8 einlagerte.

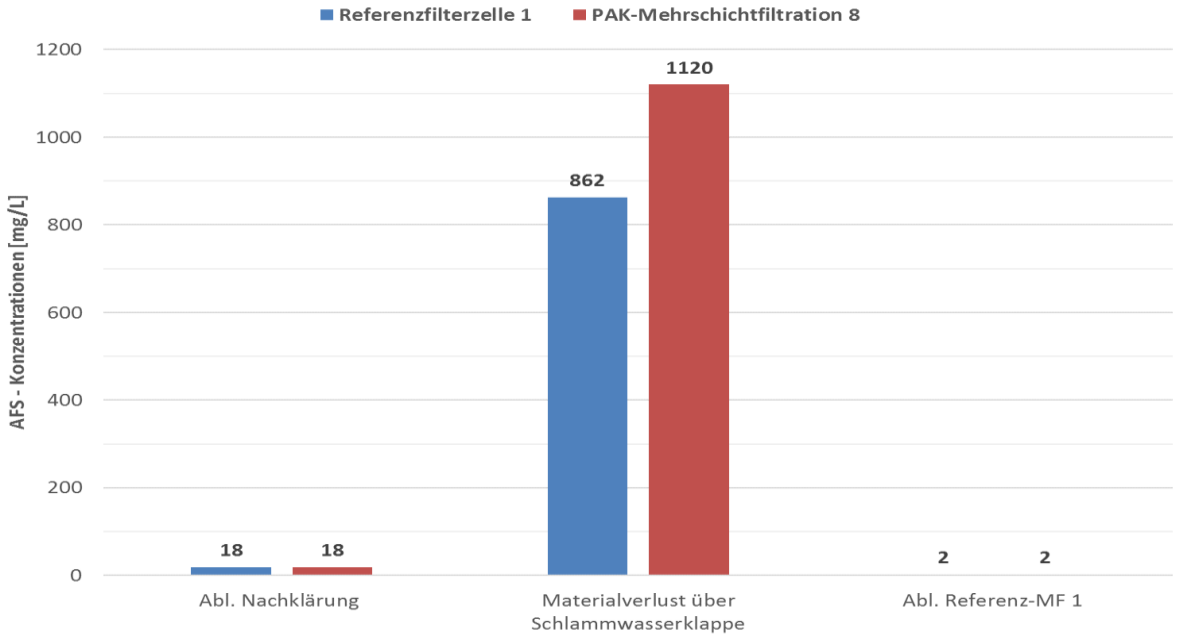

Abbildung 4-15: Feststoffaustrag über die Spülwasserklappe am 14.04.2016

Um Erkenntnis über einen möglichen **Durchbruch der Aktivkohle** bei der Filterzelle 8 zu erhalten, wurden Schwarzgradbestimmungen durchgeführt (Abbildung 4-16). Hierzu werden vor den Versuchen als Referenz Filterpapiere mit dem Ablaufwasser der Kläranlage und definierten, unterschiedlichen PAK-Mengen beschickt. Anhand der Graufärbungen der Referenzfilterpapiere konnte anschließend für eine Probe die PAK-Konzentration über einen Farbvergleich ermittelt werden. Zudem wurde kontinuierlich die Trübung im Filtratablauf der Filterzelle 8 gemessen.

Im Versuchszeitraum vom 02.02.-03.04.16 wurden die Referenzfilterzelle 1 und die PAK-Filterzelle 8 mit einer maximalen Betriebszeit von 24 Stunden und ohne Zugabe von Fällmittel betrieben. In dieser Zeit ließ sich mit Hilfe der Schwarzgradbestimmung kein PAK-Durchbruch im Ablauf der PAK- Filterzelle 8 feststellen (Abbildung 4-16). Die Trübungswerte belegten ebenfalls einen stabilen Filterbetrieb ohne Filterdurchbruch.

Abbildung 4-16: Schwarzgradbestimmungen Filterzelle 8

Im Versuchszeitraum vom 04.04.-14.04.16 wurden Referenzfilterzelle 1 und PAK-Filterzelle 8 ohne Zugabe von Fällmitteln betrieben. Die PAK-Dosierung betrug 20 mg_{PAK}/L. Die Filterrückspülung fand nur nach Erreichen des maximalen Filterwiderstands statt, sodass die Filterlaufzeit deutlich mehr als 24 Stunden mit entsprechend hoher Filterbettbeladung erreichen konnte. Die Membranfilter zur Schwarzgradbestimmung zeigten bei einer Filterlaufzeit von über 24 Stunden eine grundsätzlich dunklere Graufärbung auf, als die Membranfilter der Proben, die innerhalb der ersten 24 Stunden nach einer Filterrückspülung genommen wurden.

In Abbildung 4-17 ist die Entwicklung des Filterwiderstand über die Stellung der Filtratablaufklappe für Filterzelle 1 und 8 sowie die Trübung im Ablauf von Filterzelle 8 dargestellt. Gut zu erkennen ist der etwas schnellere Anstieg des Filterwiderstands in Filterzelle 8, welcher auf die PAK-Dosierung zurückgeführt wird. Die Trübungswerte liegen relativ konstant bei in der Regel kleiner 10 FNU. Kleinere Trübungsspitzen treten in Zusammenhang mit der Filterrückspülung auf. Die PAK wird bei diesem Versuch zuverlässig zurückgehalten.

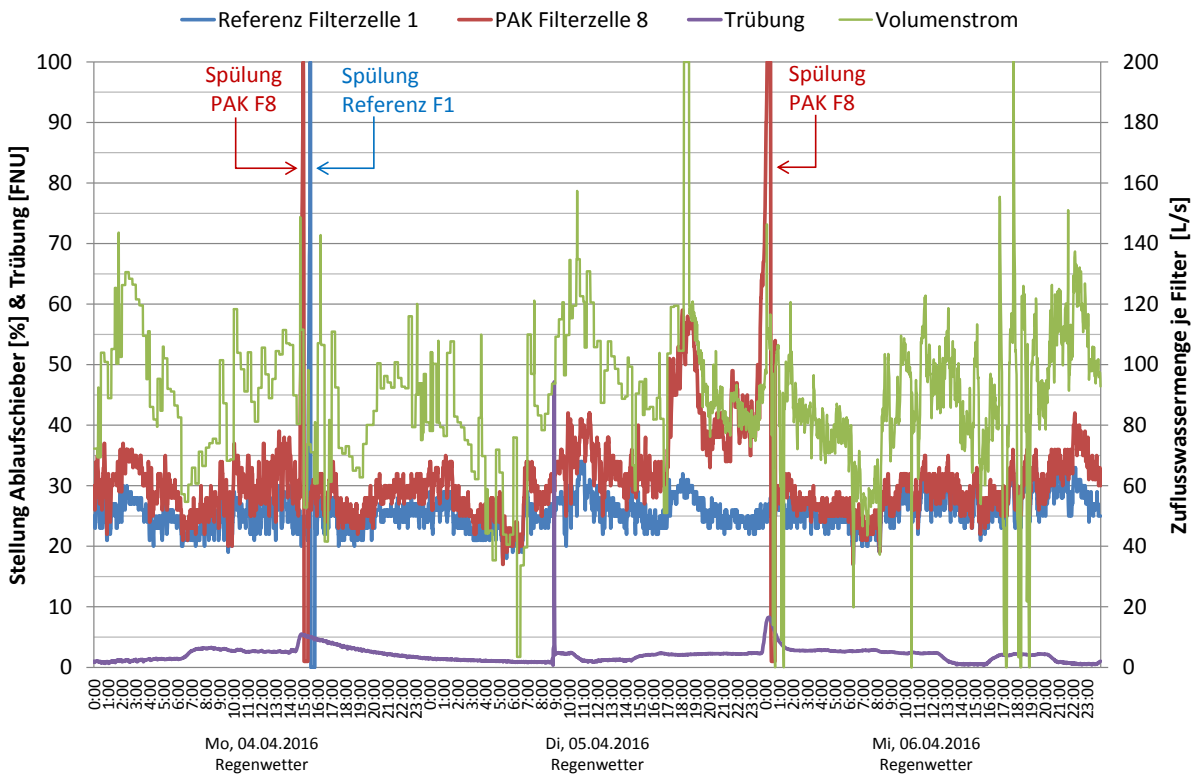

Abbildung 4-17: Rückspülung der Raumfiltration (04.04.16-06.04.16)

Im Versuchszeitraum vom 15.04.-21.04.16 wurde die PAK-Filterzelle 8 unter Zugabe von Fällmittel betrieben und nur nach Erreichen des max. Filterwiderstands zurückgespült. Die Trübungswerte befanden sich hauptsächlich im Bereich von 0,1 - 10 FNU (Abbildung 4-18, Abbildung 4-19). Nach einem halbstündlichen Rückspülprozess stiegen die Trübungsdaten bis auf Maxima 10 FNU an. Ab den 19.04. konnten kleinere Spitzen der Trübung im Ablauf der Filterzelle 8 beobachtet werden, die nicht auf Rückspülprozesse zurückgeführt werden konnten. Die Schwarzgradbestimmung zeigte, dass es sich hierbei um kleinere Durchbrüche von PAK handelte. Eine quantitative Aussage über die genaue PAK-Menge im Ablauf der Mehrschichtfiltration 8 war jedoch nicht möglich. Innerhalb einer Filterlaufzeit von 24 Stunden zeigte der Filter jedoch auch mit Fällmitteldosierung einen stabilen Rückhalt der Pulveraktivkohle.

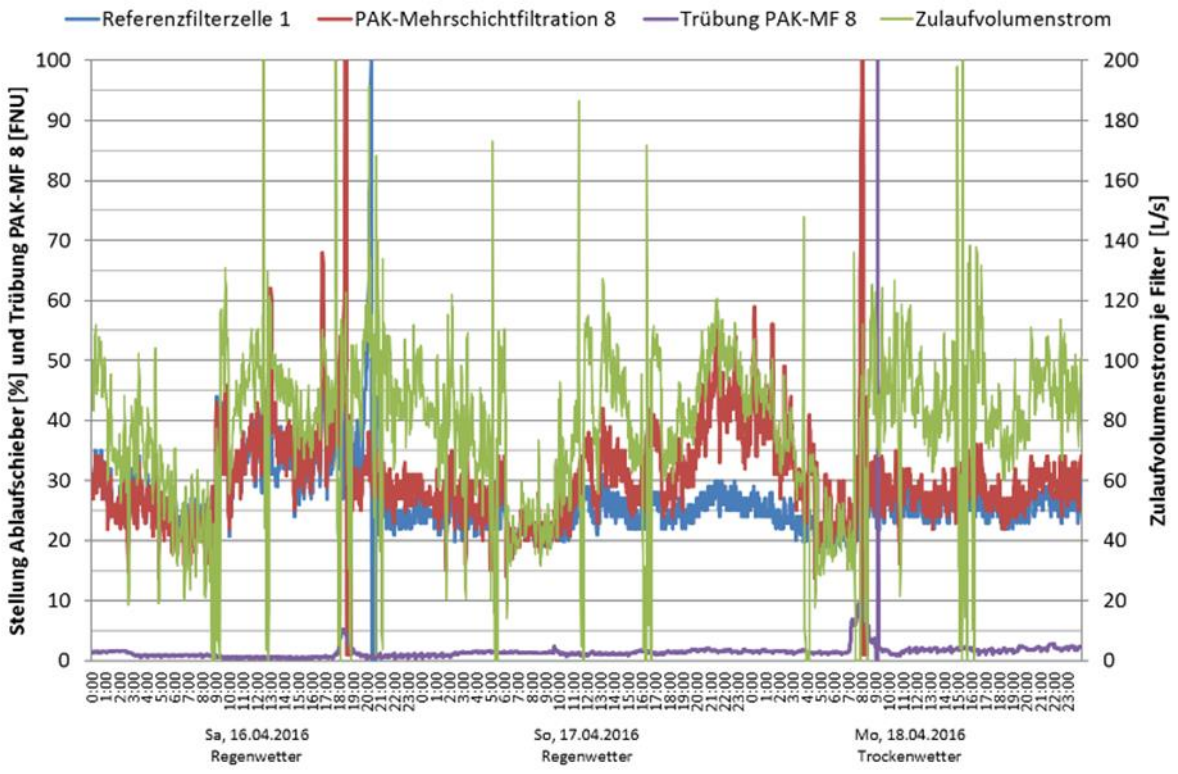

Abbildung 4-18: Rückspülung der Raumfiltration (16.04.16-18.04.16)

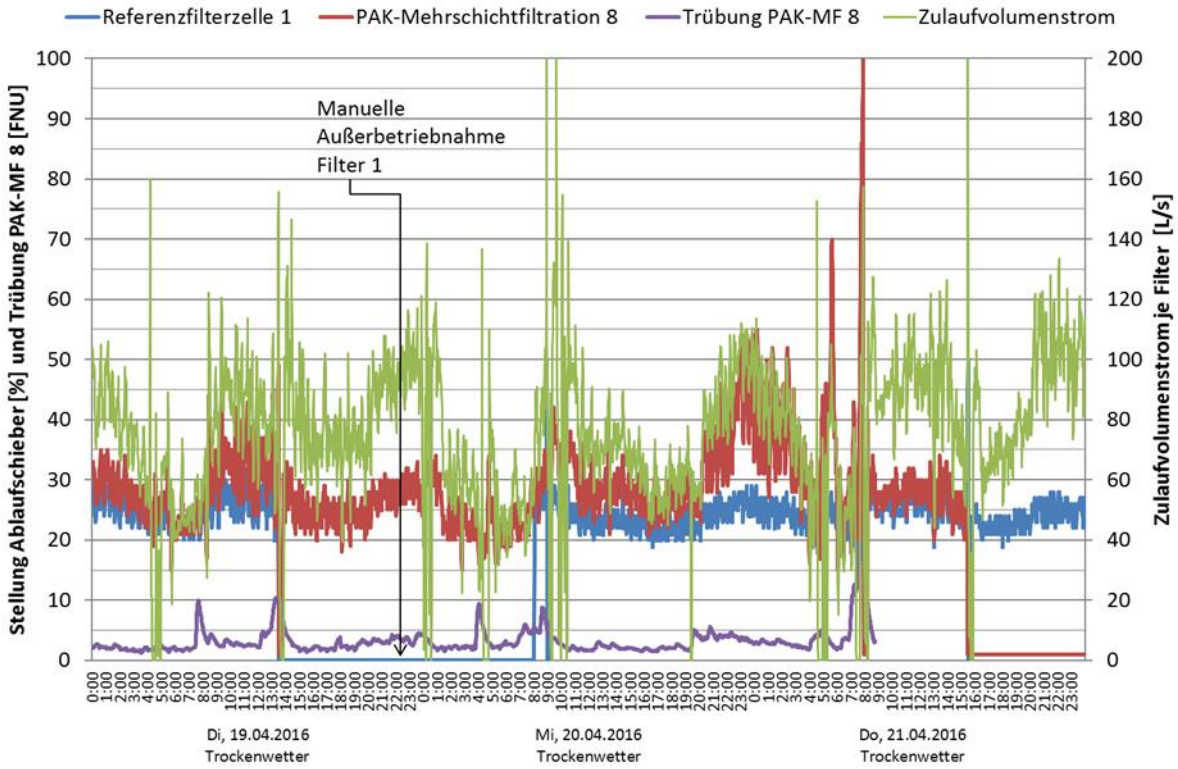

Abbildung 4-19: Rückspülung der Raumfiltration (19.04.16-21.04.16)

Nach Abschluss der PAK-Versuche wurde der Polsterraum von Filterzelle 8 inspiziert. Flächige Feststoffablagerungen unterhalb des Düsenbodens konnten nicht festgestellt werden (Abbildung 4.20). Die Schlitzweite der dort eingebauten Düsen betrug 0,5 mm. Das Wasser, welches den Boden bedeckte, war schwarz gefärbt, was vermutlich auf die verlängerte Filterlaufzeit ohne Rückspülung in der letzten Versuchsphase zurückzuführen war, bei denen der Filter gezielt bis zur maximalen Beladung mit Feststoffen und PAK betrieben wurde.

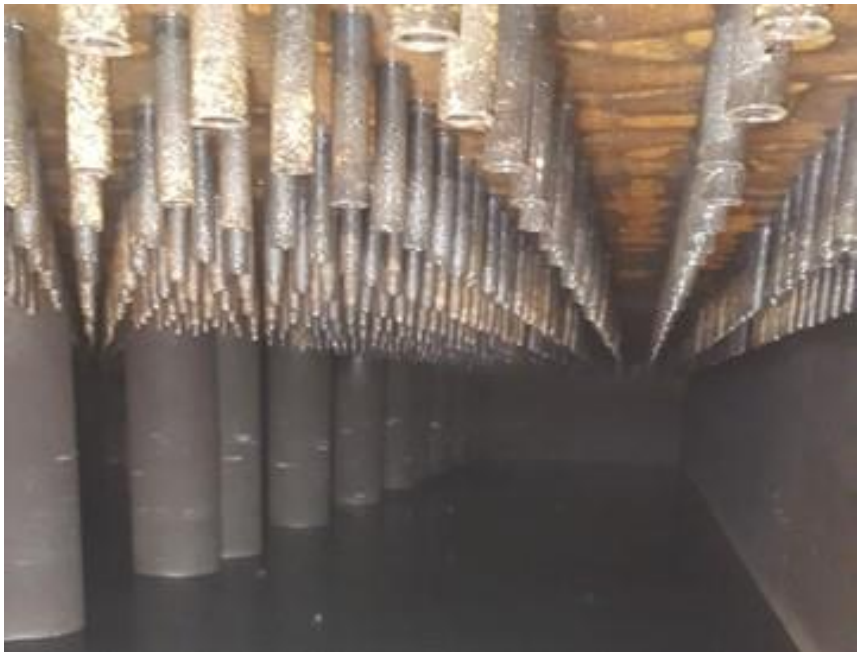

Abbildung 4.20: Polsterraum der PAK- Mehrschichtfiltration 8 (InfraStruktur Neuss (2016))

4.2.4 Betriebliche Aspekte der Pulveraktivkohledosierung in eine der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe

Im Laufe der Versuche wurden zwei verschiedene Betriebsweisen der Membranstufe getestet. Ziel war es, einen möglichst hohen Flux zu erzielen. Die Full Drain Production Aeration (FDPA) entsprach einem Batchbetrieb des Membranreaktors. Hierbei wurde das Klarwasser kontinuierlich abgezogen, während der Reaktorinhalt zyklisch komplett geleert wurde. Die Membranreaktorentleerung wurde nach minimal fünf und maximal zwölf Rückspülungen mit Permeat (Backpulses, BP) eingeleitet. Bei der Betriebsweise Feed and Bleed (FAB) erfolgte ein kontinuierlicher Abfluss sowohl des Klarwassers als auch des Reaktorinhalts. In Tabelle 4.4 sind die während des Betriebes der Membranstufe durchgeführten Betriebseinstellungen dargestellt.

Tabelle 4.4: Betriebsweisen und Ereignisse der Membrananlage (GE, 2016)

Datum	Betriebsweisen und Ereignisse
15.01.2016	Start der Betriebsweise Full Drain Production Aeration (FDPA)
25.01.2016	Die Eisen(III)-Chlorid ($FeCl_3$)-Dosierung startete mit 2,0 mg/L. Nach zweitägigem Betrieb erhöhte sich die Eisen(III)-Chlorid-Dosierung auf einen Wert von 3,5 mg/L.
29.01.2016	Start der Betriebsweise Feed and Bleed (FAB)
02.02.2016	PAK-Dosierung mit 10 mg/L wurde gestartet.
11.02.2016	Die erste große Reinigung (Recovery Clean, RC) der Membranmodule mittels Natriumhypochlorid (NaClO) fand statt. Anschließend erfolgte die Umstellung der Betriebsweise auf FDPA.
08.03.2016	Die PAK-Dosierung wurde von 10 auf 15 mg/L und die Dosierung des Fällmittels Eisen(III)-Chlorid von 3,5 auf 7,5 mg/L erhöht.
22.03.2016	Die zweite große Reinigung der Membranmodule wurde mittels Natriumhypochlorid (NaClO), Salzsäure (HCL) und Zitronensäure ($C_6H_8O_7$) durchgeführt.
24.03.2016	Erhöhung der PAK-Dosierung von 15 auf 20 mg/L.
14.04.2016	Testphase zur Ermittlung der maximalen Filtrationsflüsse. Rückbau der Membran-Pilotanlage.

Ab dem Projektstart bis zum -ende wurde die Pilotanlage aufgrund der Erkenntnisse der Einfahrphase mit durchschnittlich 25 L/(m²*h) betrieben. Im gesamten Versuchszeitraum wurden Filtrationsflüsse in Größenordnungen von 20 - 27 L/(m²*h) in Verbindung mit einem Transmembrandruck im Bereich von 6 - 39 kPA (0,06 - 0,39 bar) und einer PAK-Dosierung von 10 - 20 mg_{PAK}/L erreicht (Abbildung 4-21).

Bei der Betriebsweise im FAB-Modus (gelblich eingefärbter Bereich in Abbildung 4-21) und einer Dosierung von 10 mg_{PAK}/L war eine stufenweise Abnahme der Filtrationsflüsse von anfänglich 24 L/(m²*h) auf letztendlich 20 L/(m²*h) zu verzeichnen. Zusätzlich zeigte sich, dass der Transmembrandruck vor (Before BP) und nach der Rückspülung (After BP) extremen Schwankungen in Bereichen von 6 - 39 kPa unterlag.

Durch den Einsatz von PAK und Eisen(III)-Chlorid waren keine negativen Auswirkungen auf den Betrieb festzustellen.

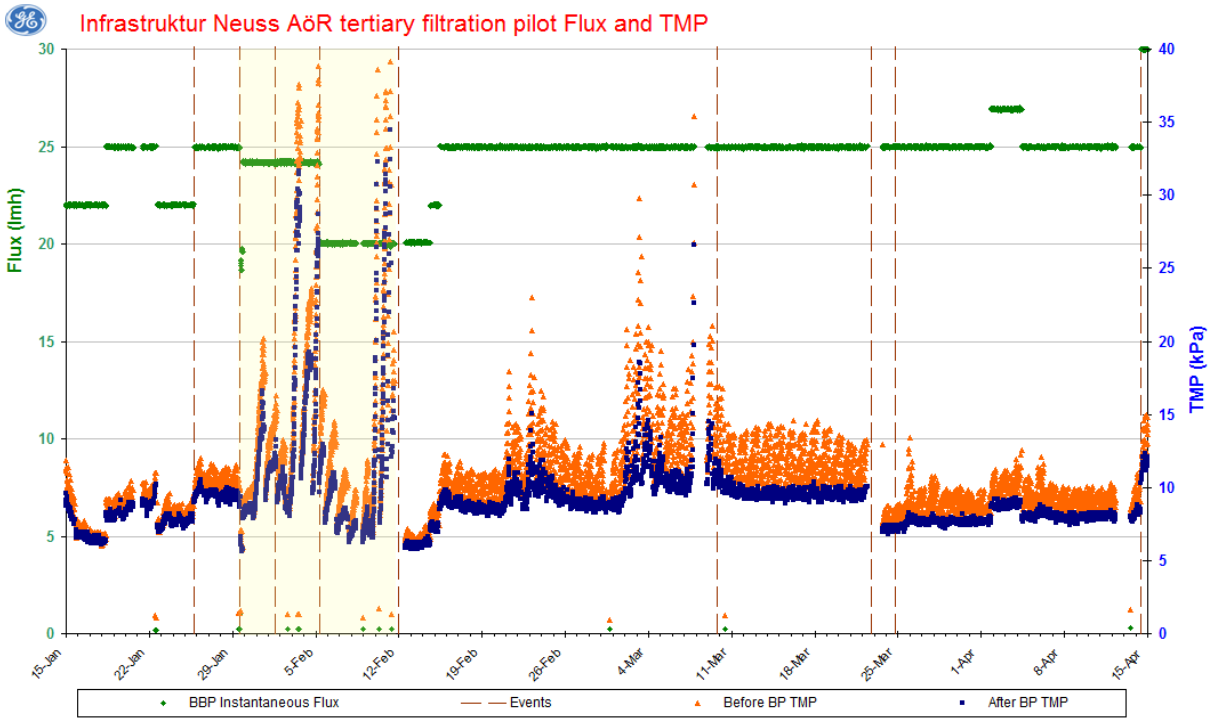

Abbildung 4-21: Transmembrandruck und Flux der nachgeschalteten Membranstufe. Betrieb bei Full Drain Production Aeration (FDPA) außer im gelb hinterlegten Bereich (FAB: Feed and Bleed; BP: Backpulse; TMP: Transmembrandruck) (GE, 2016)

Im gesamten Versuchszeitraum wurde eine Permeabilität in Größenordnungen von 50-370 L/(m²*h*bar) erreicht (Abbildung 4-22). Eine Abnahme der Prozesstemperatur im Reaktorinnenraum stand in Verbindung mit einer Abnahme der Permeabilität. Über einen Betriebsmonat war eine Abnahme der Permeabilität von 10-20 % festzustellen. Ein RC (recovery cleaning) trug wiederum zu einer besseren Permeabilitätsleistung bei. Die Betriebsweise im FAB-Modus (Feed and Bleed Modus) (gelb hinterlegter Bereich in Abbildung 4-22) war von extremen Schwankungen der Permeabilität im Bereich von 50 bis 340 L/(m²*h*bar) gekennzeichnet. Im FDPA-Modus stabilisierte sich die Permeabilität.

Die Auswertung der Daten zeigt, dass die maximale Durchsatzleistung nicht durch Regen- und Trockenwettertage beeinflusst wurde. Die maximale Durchsatzleistung blieb unabhängig von der Witterung bei konstanten 25 L/(m²*h). Vielmehr beeinflusste die Abwasserqualität die membranspezifischen Parameter, wie beispielsweise die Abnahme der Permeabilität. Im gesamten Versuchszeitraum gab es zwei Intensivreinigungen. Im Durchschnitt betrug die Standzeit der Membran zwischen den Intensivreinigungen 30 Tage. Es wurden maximal 40 Betriebstage erreicht.

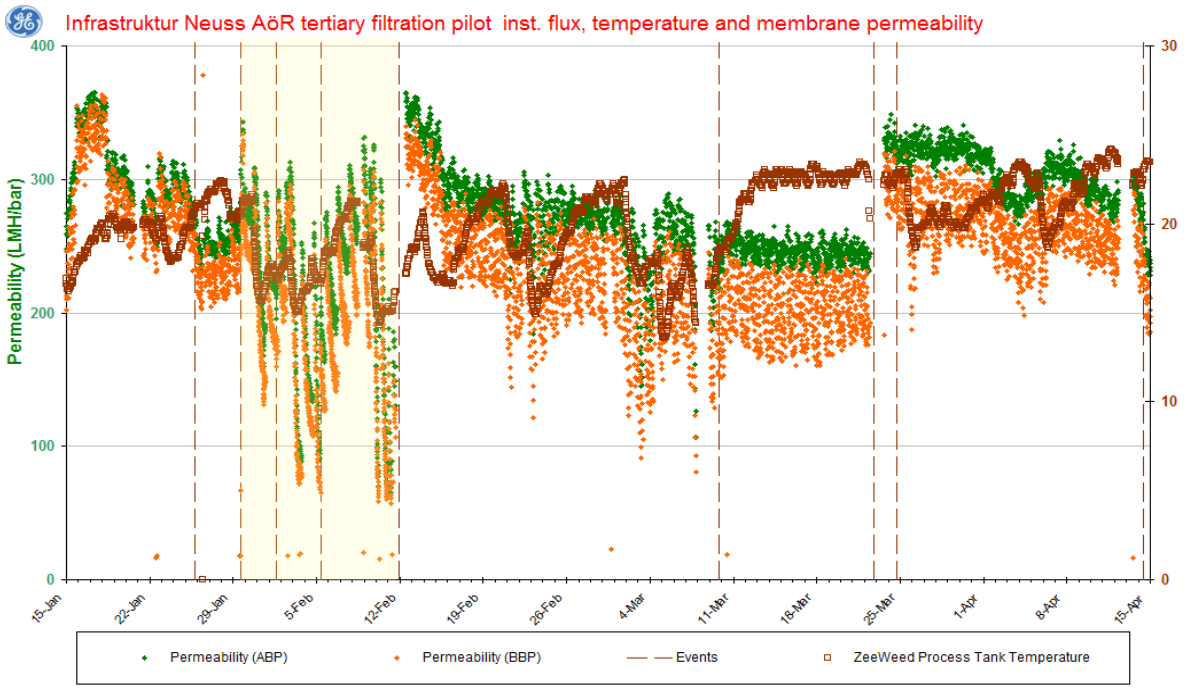

Abbildung 4-22: Permeabilität- und Temperaturverlauf der nachgeschalteten Membranstufe. Betrieb bei Full Drain Production Aeration (FDPA) außer im gelb hinterlegten Bereich (FAB: Feed and Bleed; BP: Backpulse) (GE, 2016)

4.2.5 Vergleich der nachgeschalteten Verfahren

Der großtechnische Pilotbetrieb der PAK-Dosierung in den Überstauraum der Filterzelle 8 und der halbtechnische Pilotbetrieb der Membranfiltration auf der Kläranlage Neuss Ost dauerte drei Monate und zeigt auf, dass beide nachgeschalteten Verfahren funktionieren und einen stabilen Betrieb garantieren können. In dem Versuchszeitraum wurden unterschiedliche PAK-Mengen im Bereich von 10-20 mg/L dosiert. Mittels der Adsorptionsgeschwindigkeit und -leistung der verwendeten PAK konnte festgestellt werden, dass die Aktivkohle von Norit SA UF bis zu einer Kontaktzeit von 60 Minuten die höhere Mikroschadstoffadsorption im Vergleich zu der Aktivkohle von CSC pharmA-Clean erreichte. Ausschlaggebend für die höheren Adsorptionsleistungen der PAK von Norit war vermutlich die größere spezifische Oberfläche.

Die CSB-Elimination in Bezug auf den Ablauf der Nachklärung lag für beide Verfahren zwischen ca. 19-34 %. Die nachgeschalteten Verfahren erzielten bei dem Mikroschadstoff Metoprolol eine 80 %-ige Elimination der Substanz bei einer Dosierung von 20 mg_{PAK}/L. Bei Berücksichtigung des biologischen Abbaus in den vorangehenden Abwasserreinigungsstufen können dann Eliminationsgrade deutlich über 80 % erreicht werden. Auch Benzotriazol kann in den nachgeschalteten Verfahren um 60 bis knapp 75 % eliminiert werden. Zusammen mit der Eliminationsleistung der biologischen Stufe von erfahrungsgemäß ca. 60 %, kann auch für diesen Mikroschadstoff eine Gesamtelimination von über 80 % erreicht werden. Es ist demnach davon auszugehen, dass eine Elimination von 80 %, bilanziert über die biologische Stufe und das nachgeschaltete Verfahren, im

Mittel für die Mikroschadstoffe 1H-Benzotriaziol, Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol bei einer PAK-Dosierung von 20 mg_{PAK}/L erreicht werden können. Bei einer großtechnischen Umsetzung sind durch die Rückführung der Kohle und die längeren Kontaktzeiten in der nachgeschalteten Stufe zusätzlich eine höhere Beladung der Kohle und damit eine Verbesserung der Eliminationsleistung zu erwarten. Nach Bornemann et al., 2012 kann die Mikroschadstoffelimination durch die Rückführung um ca. 10 % gesteigert werden.

Die Eliminationsleistungen der zwei PAK-Verfahren zeigten, dass die Membranfiltration, in Kombination mit der dosierten PAK von Norit SA UF, die besseren Reinigungsergebnisse erzielte. Dies wird auf die längeren Kontaktzeiten und des Betriebs der Membran mit konstantem Durchfluss zurückgeführt. Die PAK von Norit erzielt bei den ausgewählten Mikroschadstoffen in der Summe auch die leicht höheren Adsorptionsleistungen als die PAK des Herstellers CSC.

Die PAK-Dosierung in den Überstaubereich der Filterzelle 8 führte im Vergleich zur Referenzfilterzelle 1 bei geringen Feststoffabtrieb aus der Nachklärung zu keiner Verringerung der Filterlaufzeit bis zur Rückspülung, die spätestens nach 24 Stunden über ein Zeitkriterium erfolgt. Bis zu einer Betriebszeit von 24 Stunden konnte die PAK sicher zurückgehalten werden. Der Feststoff- und PAK-Rückhalt funktionierte ohne Fällmittel-Zugabe in den Überstaubereich. Ein Durchbruch der PAK konnte bei einer Filterlaufzeit von bis zu 24 Stunden nicht beobachtet werden.

Der Betrieb der Ultrafiltrationsmembranen in Kombination mit der Aktivkohle von Norit in Filterzelle 8 lässt keinen negativen Einfluss der PAK auf den Betriebsablauf erkennen. Der in der Vorplanung angesetzte Flux von 27 L/(m²*h) konnte nicht dauerhaft erreicht werden. Die Membrananlage wurde daher bei den Versuchen mit 25 L/(m²*h) betrieben. Darüber hinaus wurde eine Permeabilität in Größenordnungen von 50-370 L/(m²*h*bar) festgestellt. Die Standzeit der Membranmodule zwischen den zwei durchgeführten Intensivreinigungen betrug 40 Tage. Die maximale Durchsatzleistung blieb unabhängig von der Witterung bei 25 L/(m²*h).

4.3 PAK-Dosierung in einen Membranbioreaktor

4.3.1 Standardabwasserparameter

Während des gesamten Versuchszeitraums wurde der MBR mit relativ hohen TS-Gehalten von im Mittel 10 g/L gefahren (Abbildung 4-23). Des Weiteren lag der Schlammindex (ISV) im Durchschnitt bei 52 ml/g und nahm durch die Zugabe von PAK tendenziell weiter ab.

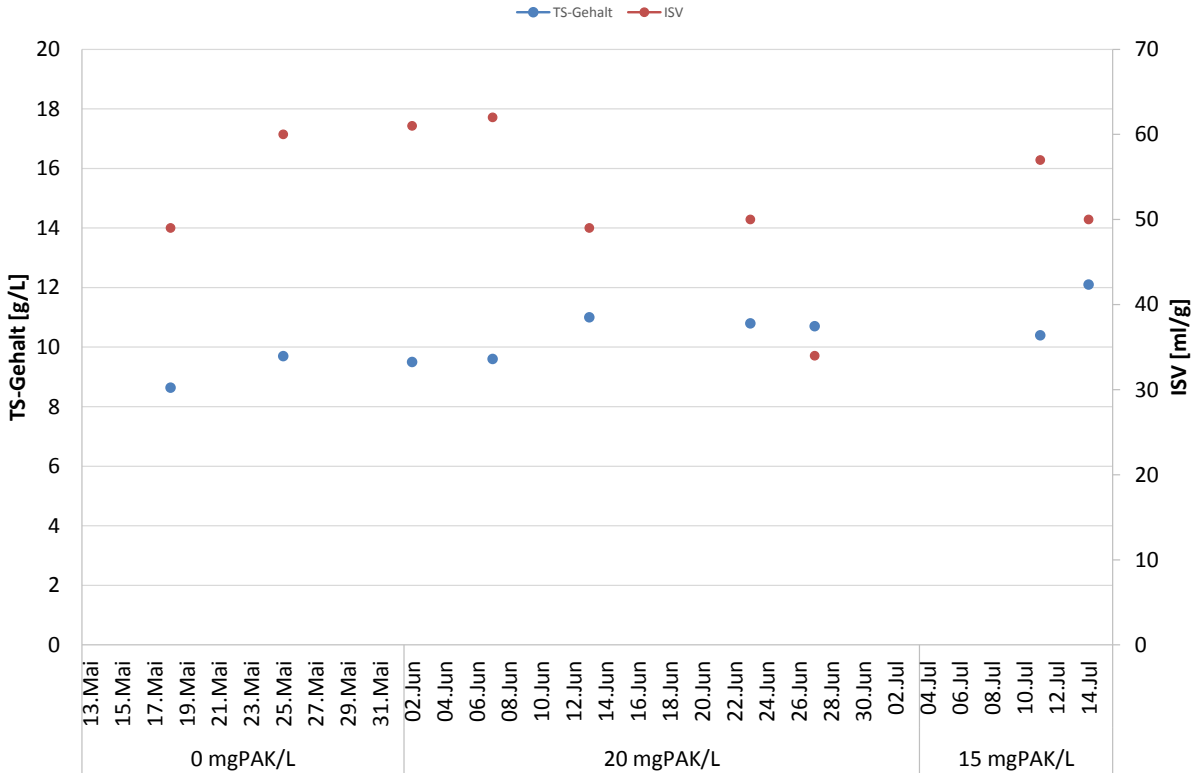

Abbildung 4-23: TS-Gehalt und Schlammvolumenindex (ISV) des Belebtschlammes im Membranbioreaktor

Zur Untersuchung und Bewertung des MBR-Betriebes wurden CSB-, Gesamtphosphor- und Ammoniumkonzentrationen während der Versuche ermittelt. Als Bezugsgröße zur Bewertung des MBR dient der Ablauf der Zwischenklärung der Hochlastbelebung, da dieses Abwasser dem MBR zulief. Tabelle 4.5 zeigt die 15 %- und 85% -Perzentile der Standardabwasserparameter.

Tabelle 4.5: Perzentile der Standardabwasserparameter im Zu- und Ablauf des Membranbioreaktors (MBR) und der Kläranlage (KA)

	Perzentile	0 mg_{PAK}/L			20 mg_{PAK}/L			15 mg_{PAK}/L		
		Zulauf B-Stufe	Ablauf KA	Ablauf MBR	Zulauf B-Stufe	Ablauf KA	Ablauf MBR	Zulauf B-Stufe	Ablauf KA	Ablauf MBR
CSB [mg/L]	15%	462	35	31	484	40	25	690	58	38
	85%	679	53	47	713	56	35	720	61	57
P_{ges} [mg/L]	15%	6,35	0,25	0,40	7,18	0,17	0,10	12,80	0,42	0,18
	85%	15,00	0,39	2,38	15,55	0,33	0,34	15,28	0,61	0,29
NH_4-N [mg/L]	15%	21,52	0,03	0,02	19,90	0,13	0,01	28,75	0,57	0,01
	85%	37,20	0,43	0,07	32,88	0,90	0,05	36,50	0,81	0,01

Für die CSB-Konzentrationen im Ablauf des MBR wurden bei jeder PAK-Dosierung in der Regel Konzentrationen von unter 50 mg_{CSB}/L erzielt (Abbildung 4-24). Die CSB-Ablaufkonzentrationen des MBR lagen unterhalb der CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlage (Tabelle 4.5). Die höchste CSB-Entnahme durch den MBR erfolgte bei einer Dosis von 20 mg_{PAK}/L und lag bei 95 %.

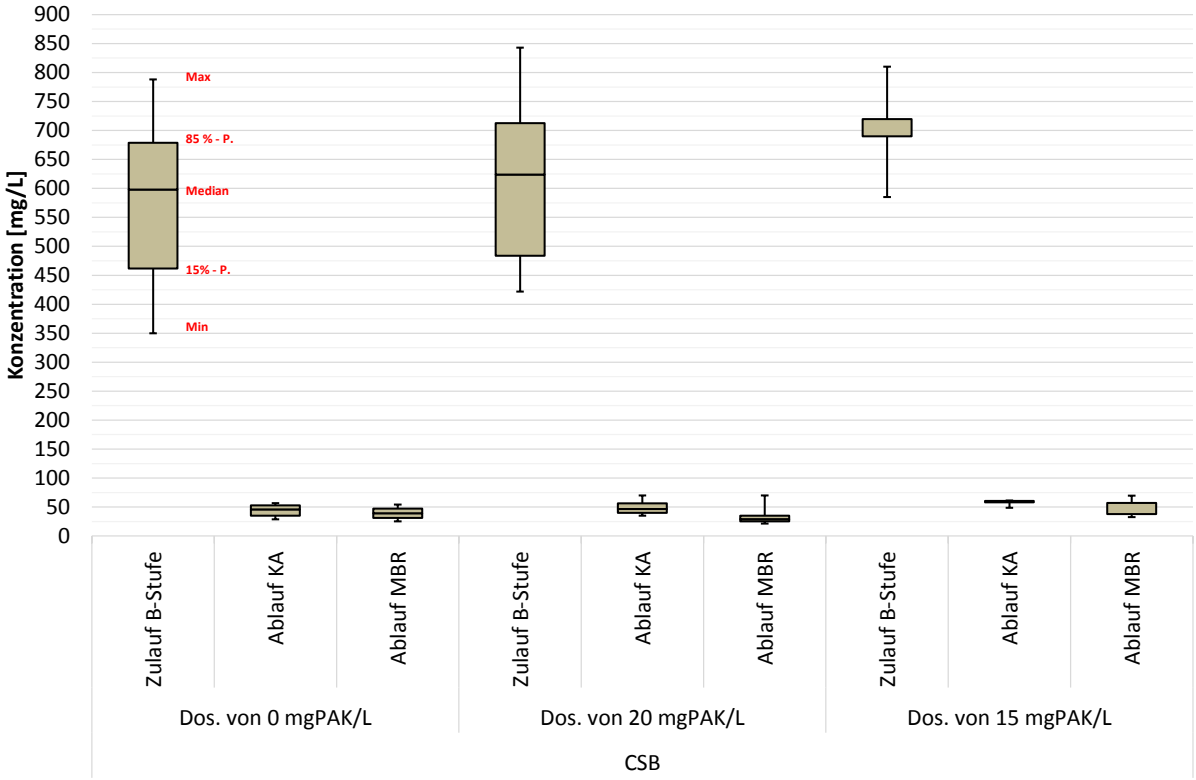

Abbildung 4-24: CSB-Konzentration im Zu- und Ablauf des Membranbioreaktors und im Ablauf der Kläranlage

Für Phosphor und Stickstoff wurden durch den MBR ebenfalls niedrige Ablaufwerte erzielt. Die 85 %-Perzentile liegen bei der Dosierung von PAK jeweils unter den Werten für den Ablauf der

Kläranlage. Nur während des Einfahrbetriebes (0 mg_{PAK}/L) kam es zu höheren Phosphorkonzentrationen im Ablauf des MBR als im Ablauf der Kläranlage. Die erhöhten Werte sind auf eine noch nicht eingestellte Eisensalzdosierung zurückzuführen. Die P_{ges}-Elimination des MBR lag unabhängig von der PAK-Dosis bei ca. 97 % (Abbildung 4-25). Für NH_4-N kann mittels des MBR eine Elimination von nahezu 100 % erzielt werden (Abbildung 4-26).

Durch den Betrieb des MBR konnten alle Standardabwasserparameter sicher eliminiert werden. Dabei wurde eine höhere Elimination erzielt, als durch die bestehende Schwachlastbelebung der Kläranlage. Es ist allerdings zu beachten, dass der MBR mit einer vorgeschalteten Denitrifikation ausgestattet war, wohingegen die Schwachlastbelebung als 2er-Kaskadendenitrifikation ausgeführt ist. Die unterschiedlichen Betriebsweisen beider Anlagen können, z. B. durch unterschiedliche Schlammalter, Auswirkungen auf den biologischen Abbau haben. Dennoch zeigen die Ergebnisse, dass der Betrieb des MBR stabil und sicher war.

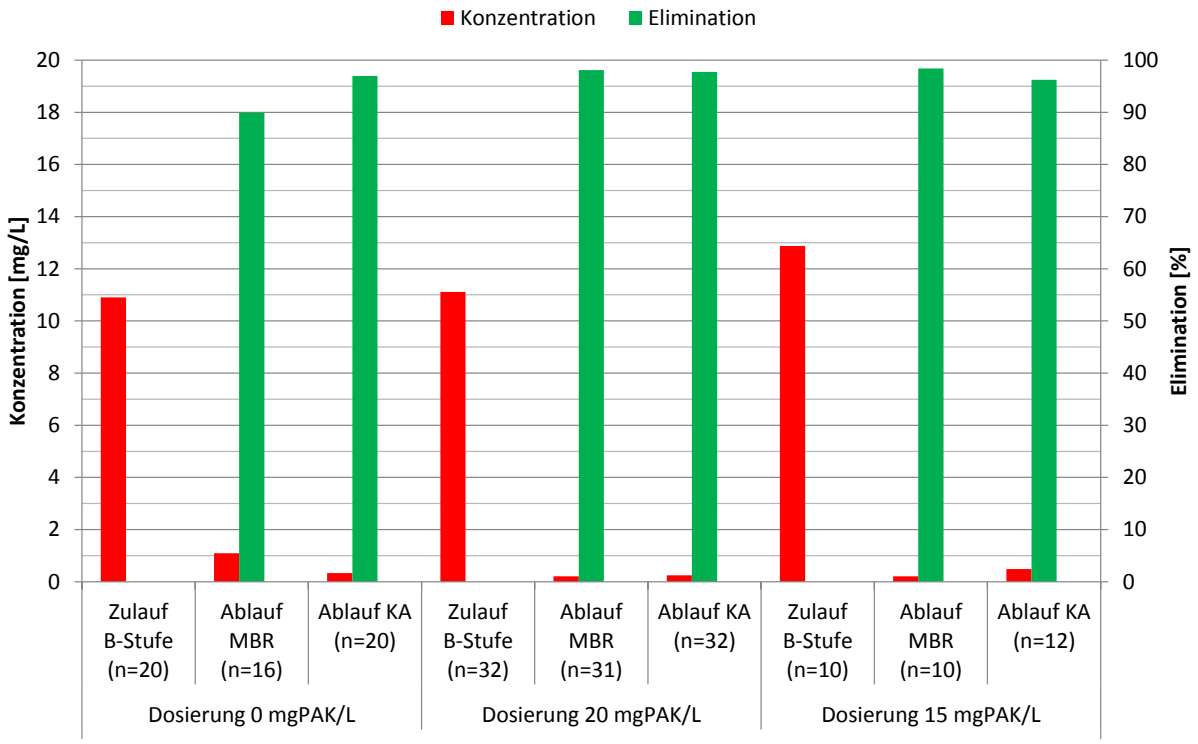

Abbildung 4-25: Gesamtphosphor-Konzentration und Elimination des Membranbioreaktors und des Ablaufs der Kläranlage

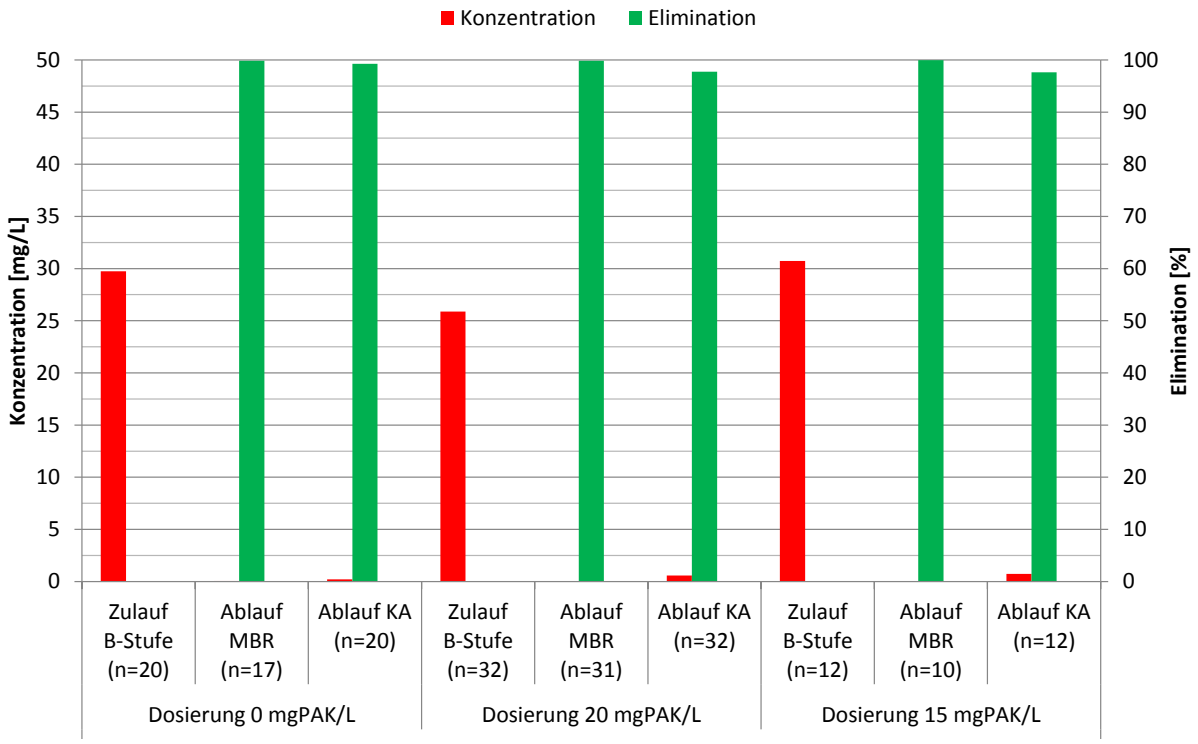

Abbildung 4-26: Ammonium-Konzentration und Elimination des Membranbioreaktors und des Ablaufs der Kläranlage

4.3.2 Mikroschadstoffe

Die Elimination von Mikroschadstoffen im MBR erfolgte durch die Zugabe von 15 bzw. 20 mg_{PAK}/L in den MBR. Als Bezugsgröße zur Berechnung der Elimination diente abermals der Ablauf der Zwischenklärung der Hochlastbelebung.

Bei einer Dosis von 15 mg_{PAK}/L wurden durch den MBR jeweils höhere Eliminationen als durch die Schwachlastbelebung in Kombination mit der Referenzfilterzelle 1 erzielt (Abbildung 4-27). Besonders deutlich wird der Effekt durch die PAK bei biologisch nicht eliminierbaren Stoffen. So wurde für Carbamazepin durch die rein biologische Behandlung in der Schwachlastbelebung keine Elimination erreicht. Durch die Zugabe von 15 mg_{PAK}/L wurde hingegen eine Elimination von ca. 50 % erzielt. Alle betrachteten Mikroschadstoffe wurden zu mind. 50 % eliminiert. Die höchste Elimination wurde für Metoprolol (>80 %) erzielt. Im Mittel lag die Eliminationsleistung für alle betrachteten Mikroschadstoffe bei knapp 70 %.

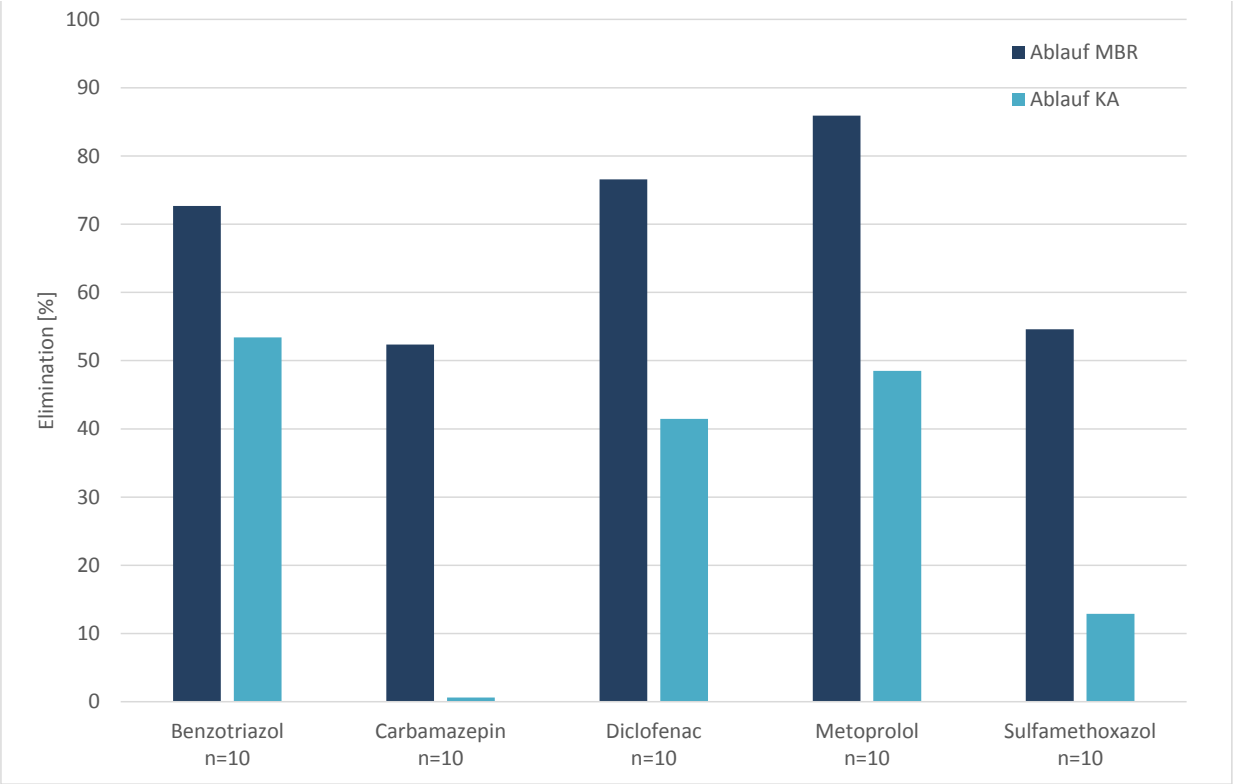

Abbildung 4-27: Eliminationsgrade der untersuchten Mikroschadstoffkonzentrationen bei einer PAK-Dosis von 15 mg_{PAK}/L im MBR

Durch eine Erhöhung der PAK-Dosierung auf 20 mg_{PAK}/L wurden im Vergleich zur Zugabe von 15 mg_{PAK}/L höhere Eliminationen für die betrachteten Mikroschadstoffe erreicht. Die einzige Ausnahme bildete Sulfamethoxazol. Dieser Mikroschadstoff ist durch Aktivkohle bekanntermaßen schlecht eliminierbar. Für die anderen Mikroschadstoffe wurden Eliminationen von über 70 % erzielt und im Mittel eine Elimination von über 80 % erreicht. Für Benzotriazol und Metoprolol wurden Eliminationen von über 80 % erzielt.

Auffällig ist, dass im Vergleich zur Dosierung von 15 mg_{PAK}/L die Elimination von Sulfamethoxazol bei einer Dosierung von 20 mg_{PAK}/L (Abbildung 4-28) mit 52 % zu 30 % deutlich schlechter war. Für alle anderen Mikroschadstoffe dagegen konnte bei einer höheren PAK-Dosierung auch ein höherer Eliminationsgrad erzielt werden.

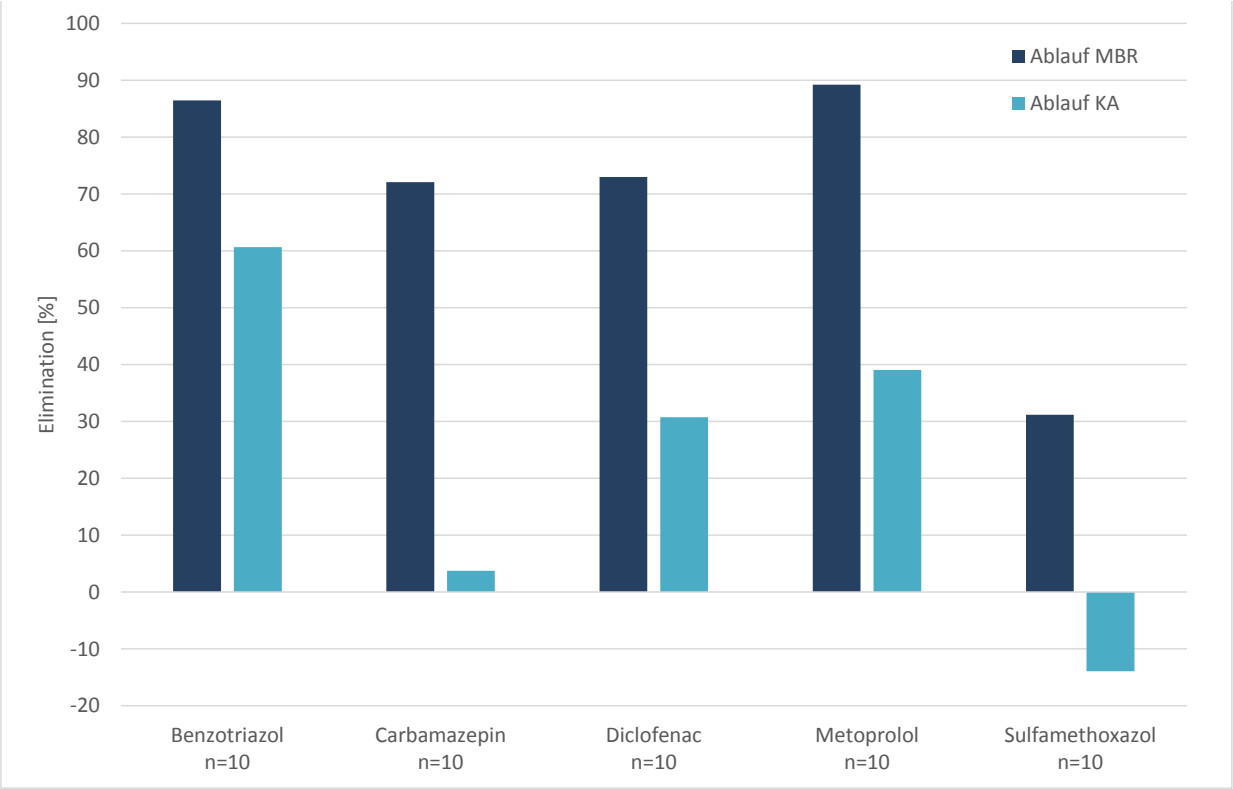

Abbildung 4-28: Eliminationsgrade der untersuchten Mikroschadstoffkonzentrationen bei einer PAK-Dosis von 20 mg_{PAK}/L im MBR

4.3.3 Betriebliche Aspekte

Die Versuche mit dem MBR zeichneten sich durch einen stabilen Betrieb aus. Die Permeabilität blieb nach der Einfahrphase stabil bei ca. 200 L/(m^2*h*bar) bzw. ca. 220-250 l/(m^2*h*bar) bei einem Betrieb mit zwei Membranmodulen (Abbildung 4-29).

Es konnte gezeigt werden, dass überdurchschnittlich hohe Flüsse durch den MBR erzielt wurden. Über 14 Tage lang wurden Flüsse von 50 L/(m^2*h) erzielt. Über einen Zeitraum von über sechs Stunden konnten Flüsse von 65 L/(m^2*h) erzielt werden. Bei Flüssen von bis zu 35 L/(m^2*h) wurden des Weiteren im Vergleich zu den ansonsten benötigten 20 Nm^3/h relativ niedrige Belüftungsraten von ca. 10 bis 15 Nm^3/h benötigt (Abbildung 4-29).

Bezüglich der Reinigungsintervalle wurden tägliche Zwischenreinigungen und monatliche Intensivreinigungen durchgeführt. Durch die Dosierung von PAK und Eisen konnten keine negativen Auswirkungen auf den Betrieb festgestellt werden. Insgesamt lag die Membranleistung oberhalb derer anderer MBR-Anlagen im kommunalen Bereich.

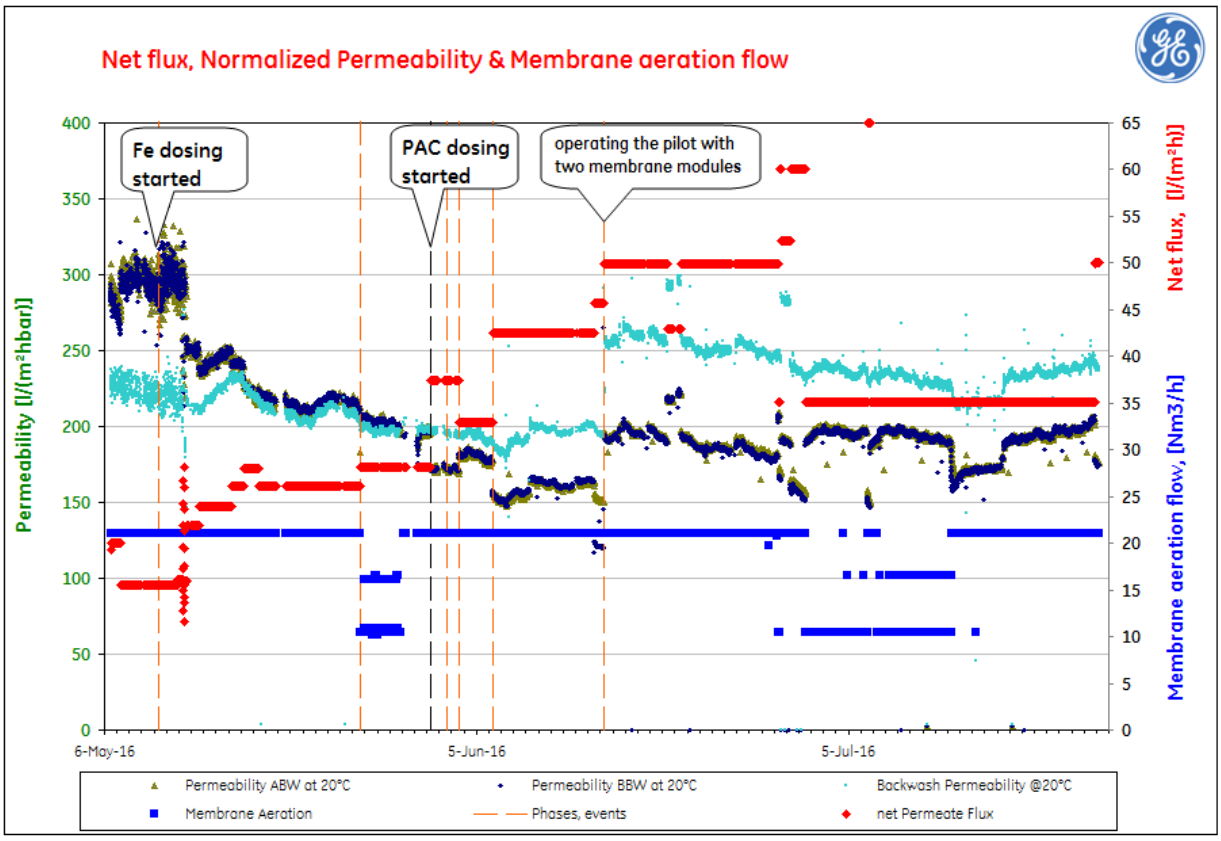

Abbildung 4-29: Permeabilität und Flux der nachgeschalteten Membranstufe. (GE, 2016)

4.4 Vergleich der untersuchten Verfahren

Ein Vergleich der nachgeschalteten Verfahren mit dem MBR wird anhand der jeweils erzielten Elimination der Mikroschadstoffe durchgeführt. Es ist zu beachten, dass die Versuche mit dem MBR zeitlich auf die Versuche mit den nachgeschalteten Verfahren folgten. Durch die unterschiedlichen Zeiträume, in denen die Versuche stattfanden, ergeben sich unterschiedliche Randbedingungen. So unterliegen z. B. die Mikroschadstoffkonzentrationen Schwankungen, die zu Unsicherheiten bei dem Vergleich führen können.

Der Vergleich der Verfahren wird anhand der Mikroschadstoffelimination durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass sowohl für eine Dosis von 15 mg_{PAK}/L (Abbildung 4-30) als auch für eine Dosis 20 mg_{PAK}/L (Abbildung 4-31) der MBR überwiegend die höheren Eliminationsgrade aufweist. Durch den MBR werden Eliminationen von über 50 % für alle Mikroschadstoffe erzielt. Die einzige Ausnahme bildet Sulfamethoxazol, für das bei einer Dosis von 20 mg_{PAK}/L eine Elimination von ca. 30 % erzielt wurde. Die höchste Elimination wurde für Metoprolol mit annähernd 90 % erzielt.

Die nachgeschalteten Verfahren wiesen lediglich für Carbamazepin bei einer Dosis von 15 mg_{PAK}/L und für Sulfamethoxazol bei der Dosis von 20 mg_{PAK}/L eine geringfügig bessere Elimination auf. Ansonsten lagen die Eliminationen unter denen des MBR.

Zu beachten ist hierbei jedoch, dass für die nachgeschalteten Verfahren die Bilanzierungsgrenze vom Ablauf der Nachklärung bis Ablauf des nachgeschalteten Verfahrens gezogen wurde. Der MBR hingegen wurde mit höher konzentriertem Abwasser bezogen auf die Mikroschadstoffe beschickt, sodass dort die Erreichung höherer Eliminationsleistungen wahrscheinlicher ist. Ein weiterer Nachteil für die nachgeschalteten Verfahren ergibt sich daraus, dass keine Rückführung der PAK in die biologische Stufe erfolgt ist, wodurch eine höhere Beladung der Kohle hätte erreicht werden können. Aus diesen Gründen kann vermutet werden, dass die nachgeschalteten Verfahren eine vergleichbare Eliminationsleistung wie die des MBR aufweisen, wenn eine Rückführung der Kohle stattfindet.

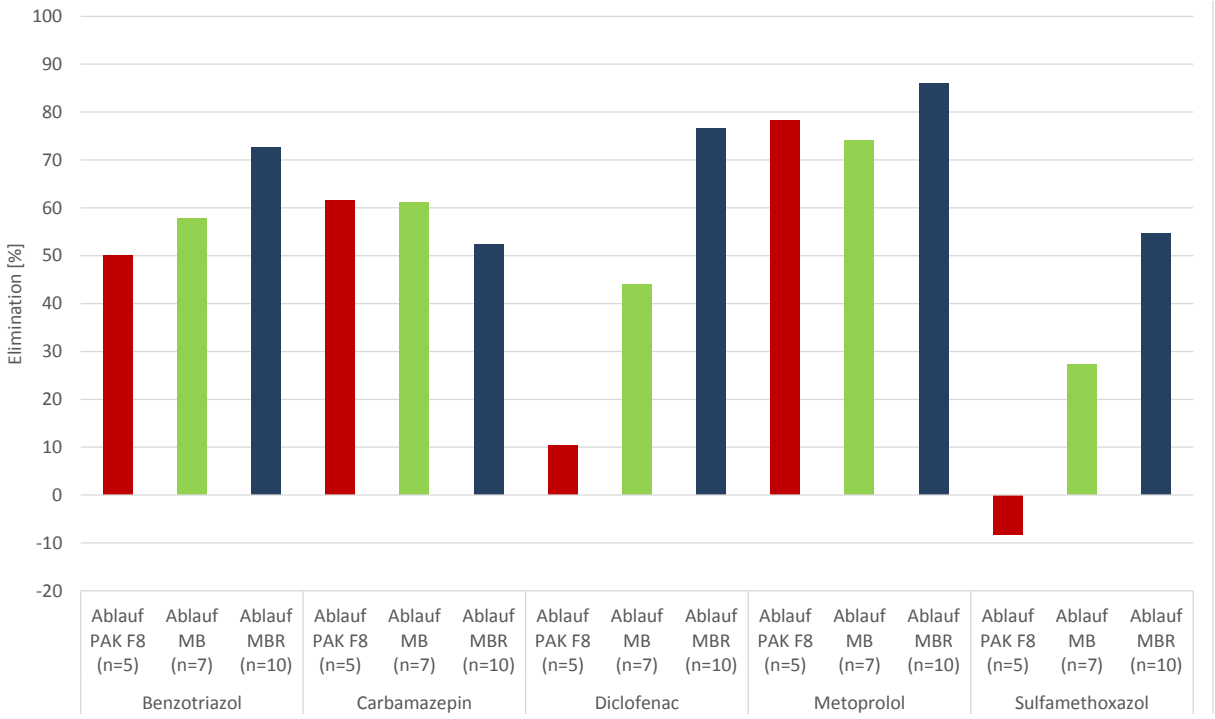

Abbildung 4-30: Vergleich der Eliminationsleistung der nachgeschalteten Verfahren mit der des Membranbioreaktors bei einer PAK-Dosis von 15 mg_{PAK}/L

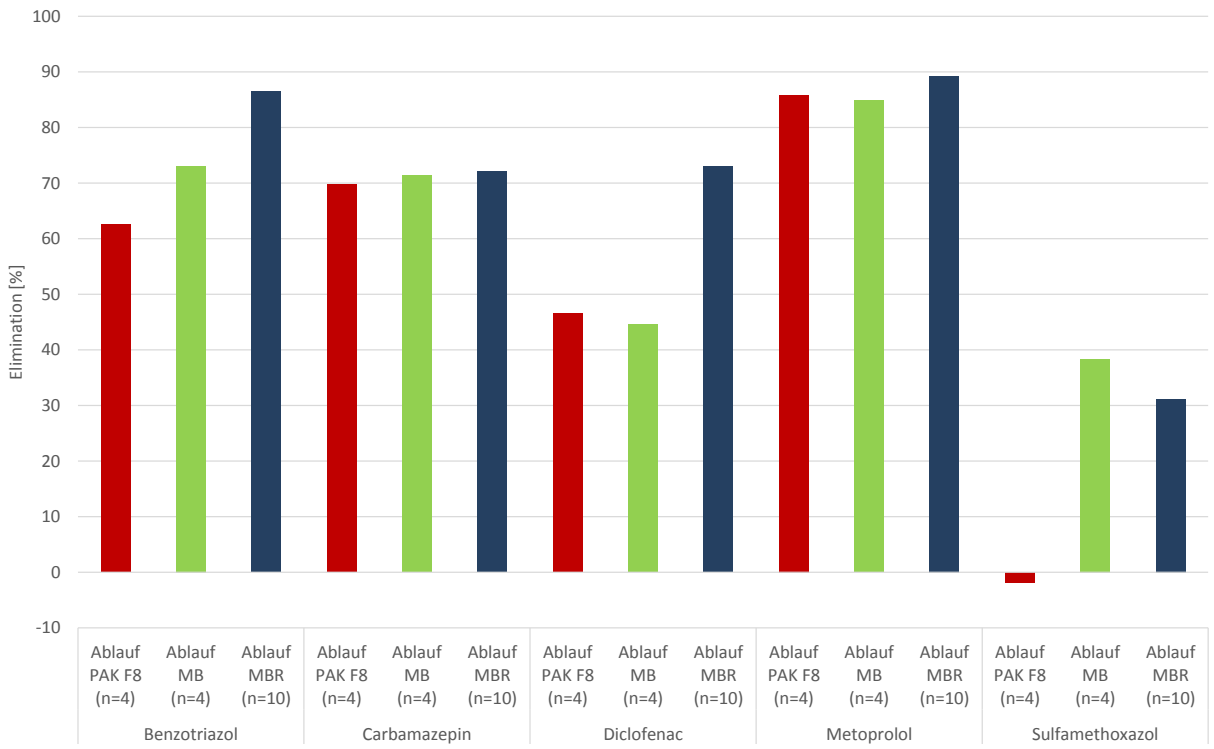

Abbildung 4-31: Vergleich der Eliminationsleistung der nachgeschalteten Verfahren mit der des Membranbioreaktors bei einer PAK-Dosis von 20 mg_{PAK}/L

5 Fazit

Die Versuche zeigen, dass grundsätzlich auch bei einer großtechnischen Umsetzung der getesteten Verfahren unter gleicher Zugabe von Pulveraktivkohle eine ähnliche Elimination von Mikroschadstoffen zu erreichen ist. Bei der Bewertung der Ergebnisse sind jedoch die unterschiedlichen Bilanzierungsräume zu beachten. Bei den Versuchen mit den nachgeschalteten Verfahren sind die Wirkung der Schwachlastbelebung und eine mögliche Rückführung der Pulveraktivkohle in die Schwachlastbelebung zur weiteren Beladung nicht enthalten. Bei einer großtechnischen Umsetzung der nachgeschalteten Verfahren würde die teilbeladene Pulveraktivkohle der biologischen Stufe der Kläranlage zugeführt, sodass hier eine zusätzliche Entnahme von Mikroschadstoffen stattfinden kann und die Verfahren mit der Leistung des Membranbioreaktor hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination vergleichbar wären.

Insgesamt wurde mit einer Pulveraktivkohledosierung von 20 mg_{PAK}/L mit den nachgeschalteten Verfahren eine mittlere Eliminationsleitung der untersuchten Mikroschadstoffe (Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und Metoprolol) von 53 % (Überstaubereich einer Filterzelle) bzw. 63 % (Membranstufe) erzielt.

Mit dem Membranbioreaktor wurde bei einer Pulveraktivkohledosierung von 20 mg_{PAK}/L eine Eliminationsleistung der Mikroschadstoffe von im Mittel ca. 70 % festgestellt. Für die schwer adsorbierbare Substanz Sulfamethoxazol wurde dabei jedoch eine deutlich geringere Elimination von im Mittel 38 % und für gut adsorbierbare Stoffe wie Metoprolol eine deutlich höhere Eliminationsleistung von im Mittel 89 % erzielt.

Zurzeit wird vom Land NRW (KOM-M.NRW, 2016) ein mittlerer Wirkungsgrad von 80 % für definierte Indikatorsubstanzen bezogen auf die Gesamtkläranlage als Leistungsnachweis diskutiert. Wie oben beschrieben, ist bei den genannten Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass eine zusätzliche Elimination in der Hochlast- bzw. Schwachlastbelebung stattfindet. Die zusätzliche Elimination der biologischen Stufe muss zur Ermittlung des Wirkungsgrades der Gesamtkläranlage hinzugezogen werden, konnte im Rahmen der Versuche aber nicht quantifiziert werden. Unter Berücksichtigung der (Hochlast-)Belebung und ggf. geringfügiger Anpassung der Pulveraktivkohledosierung ist ein Wirkungsgrad von 80 % auf der Kläranlage Neuss-Ost nach derzeitigen Kenntnisstand erzielbar. Die Ergebnisse zeigen allerdings, dass dafür relativ hohe Aktivkohlekonzentrationen nötig sind.

Betrieblich zeigte sich das Verfahren „Pulveraktivkohle-Dosierung in den Überstaubereich einer Filterzelle“ für eine großtechnische Umsetzung auf der Kläranlage Neuss Ost als geeignet. Bei einer regulären Filterlaufzeit von max. 24 Stunden wurden mit der getesteten Pulveraktivkohle CSC pharmA-Clean kein Durchbruch der Pulveraktivkohle durch den Filterkörper und auch kein übermäßiger Anstieg des Filterwiderstands festgestellt, sodass die derzeitige Filterlaufzeit nicht beeinflusst wird. Während der Versuche trat kein erhöhter Feststoffabtrieb aus der Nachklärung auf, welcher jedoch zeitweise auf der KA Neuss-Ost zu beobachten ist. Daher sollten Maßnahmen zur Begrenzung der Feststoffbelastung aus

der Nachklärung getroffen werden, da grundsätzlich ein schnellerer Anstieg des Filterwiderstands beobachtet werden konnte. Eine Umwälzung des Filterüberstaus sowie eine zusätzliche Eisensalzdosierung, neben der regulären Dosierung zur P-Elimination, waren nicht erforderlich.

Die Versuche zum Verfahren „Pulveraktivkohle-Dosierung in eine der Nachklärung nachgeschalteten Membranstufe“ konnten aufgrund der geringen erzielten Durchsatzleistung von 25 L/(m²*h) nicht überzeugen. Die für eine großtechnische Umsetzung erforderliche Membranfläche wäre platztechnisch nicht mehr in den vorhandenen Filterkammern der Filtration auf der Kläranlage Neuss unterzubringen. Zudem zeigten sich nur geringfügig bessere Ablaufwerte bezogen auf den CSB im Vergleich zur Pulveraktivkohle-Dosierung in den Überstaubereich einer Filterzelle, sodass dieses Verfahren keine Vorteile gegenüber dem einfacheren und kostengünstigen Verfahren der Dosierung in den Filterüberstau aufweist.

Das Verfahren „Pulveraktivkohle-Dosierung in einen Membranbioreaktor (MBR)“ überzeugte insbesondere durch die guten Ablaufwerte bezüglich der Standardabwasserparameter sowie der Elimination der Mikroschadstoffe. Die Membranen konnten mit hohen Durchsatzleistungen von bis zu 50 L/(m²*h) betrieben werden. Bei Flüssen von bis zu 35 L/(m²*h) wurden relativ niedrige Belüftungsraten benötigt. Bezüglich der Reinigungsintervalle wurden tägliche Zwischenreinigungen und monatliche Intensivreinigungen durchgeführt. Insgesamt kann dieses Verfahren verfahrenstechnisch empfohlen werden und sollte einer weitergehenden Prüfung der technischen und wirtschaftlichen Randbedingungen unterzogen werden.

Köln, 23.02.2017

Sweco GmbH

ppa. Dr.-Ing. Heinrich Herbst

i. V. Christian Maus M.Sc.

6 Literaturverzeichnis

BENSTÖM, F.; PINNEKAMP, J. (2012): Übersicht über die verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Anwendung von Aktivkohle auf kommunalen Kläranlagen. 13. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Band 16, Kapitel 30/1 - 30/12, ISBN Nr. 978-3-9388996-09-6.

BÖHLER, M.; ZWISCHENPFLUG, B.; GRASSI, M.; BEHL, M.; NEUENSCHWANDER, S.; SIEGRIST, H. (2011): Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon. Abschlussbericht, aufgestellt durch Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) im Auftrag des Eidgenössischen Department für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) und Bundesamt für Umwelt (BAFU).

BORNEMANN, C.; ALT, K.; BÖHM, F.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; NAHRSTEDT, A.; TAUDIEN, Y. (2015): Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen "Filter AK+". Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), letzter Zugriff 04.09.2016, (https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/151117_Abschlussbericht_FilterAK_.pdf).

BORNEMANN, C.; HACHENBERG, M.; YÜCE, S.; HERR, J.; JAGEMANN, P.; LYKO, S.; PINNEKAMP, J.; BENSTÖM, F.; MONTAG, D.; PLATZ, C.; WETT, M.; BIEBERSDORF, N.; KAUB, J. M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y.; ROLFS, T.; STEPKES, H. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Abschlussbericht „MIKROFlock“, AZ IV-7-042 600 001E, Vergabenummer 08/058.1, letzter Zugriff 06.10.2016, (www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_MikroFlock.pdf)

CSC (2015): Carbon Service & Consulting GmbH & Co KG: digitales Datenblatt zur Aktivkohle von CSC - Aktivkohle pharmA-Clean, 01. April 2015.

GE (2016): Tabellen, Abbildungen und Diagramme nach GE POWER &WATER, Daniel-Goldbach-Straße 17-19, D-40880 Ratingen, Germany, 2016.

GÖBEL; A.; THOMSEN, A.; MCARDELL, C. S.; JOSS, A.; GIGER, W. (2005): Occurrence and Sorption Behavior of Sulfonamides, Macrolides, and Trimethoprim in Activated Sludge Treatment. Environmental Science and Technology, 39(11), 3981-3989.

HERBST, H.; MAUS, C. (2013): Machbarkeitsstudie: Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost Phase II, gefördert durch: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, unveröffentlicht.

KOM-M.NRW (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, Stand: 20.03.2015.

KOM-M.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, Stand: 01.09.2016.

KOMS-BW (2015): KOMS - Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW - Handlungsempfehlungen zur Vergleichskontrolle und zur Betriebsüberwachung der 4. Reinigungsstufe. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden - Württemberg, letzter Zugriff: 06.10.2016, (http://www.koms-bw.de/publikationen/koms/handlungsempfehlungen/).

LÖWENBERG, J.; BAGGENSTOS, M.; KOCH, G.; WINTGENS, T. (2015): Spurenstoffelimination durch PAK Adsorption mit nachgeschalteter Membran- oder Tiefenfiltration. 11. Aachener Tagung Wassertechnologie Verfahren der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung 27. und 28.10.2015, Eurogress Aachen.

LÖWENBERG, J.; ZENKER, A.; BAGGENSTOS, M.; KOCH, G.; KAZNER, C.; WINTGENS, T. (2014): Comparison of two PAC/UF processes for the removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent: Process performance and removal efficiency. Water Research, 56, 26 - 36.

NORIT (2010): Cabot Corporation: Norit Electronic Version. digitales Datenblatt zur Aktivkohle von Norit SA UF, 10. Februar 2010.

Pinnekamp, J.; Keysers, C., (2011): “Möglichkeiten zur Erweiterung bestehender Kläranlagen zur Spurenstoffelimination”, Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Bd.15, S. 16/1-16/14, (12.Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium), Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.

PINNEKAMP, J.; KEYSERS, C.; BENSTÖM, F.; MALMS, S.; MONTAG, D. (2011): Möglichkeiten zur Erweiterung bestehender Kläranlagen zur Spurenstoffelimination. 12. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium 2011, Band 15, Kapitel 16/1 - 16/4 ISBN: 978-3-938996-08-9.

VA TECH WABAG DEUTSCHLAND GMBH&CO.KG: SERVICE BAYREUTH (2004): Funktionsbeschreibung, Spülprogramm und Filtermanagement für Flockungsfiltration Klärwerk Neuss Ost, Stand 2004.