

Kurzbericht
zum Forschungsvorhaben
„Simultane Aktivkohlezugabe in die
biologische Reinigungsstufe“

(„SIMPAK“)

Az.: 17-04.02.01-11/2014

Im Rahmen des Förderprogramms
„Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ –
Förderbereich 6:
Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung

gerichtet an das

Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen



Aachen, den 26.03.2018

Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp
Direktor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft
der RWTH Aachen University

Projektleitung



Institut für
Siedlungswasserwirtschaft der
RWTH Aachen
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes
Pinnekamp
Mies-van-der-Rohe-Str. 1
52074 Aachen
Tel.: 0241 80 25207
Fax: 0241 80 22285
Email: isa@isa.rwth-aachen.de
www.isa.rwth-aachen.de

Bearbeiter

Dipl.-Ing. Susanne Malms
malms@isa.rwth-aachen.de
Dr.-Ing. David Montag
montag@isa.rwth-aachen.de
M. Sc. Jan-Hendrik Ehm
ehm@isa.rwth-aachen.de
Dr.-Ing. Wilhelm Gebhardt
Dipl.-Ing. Verena Ihsane-
Montazem
Ursula Sikora

M. Sc. Annika Huke

M. Sc. Sebastian Schumacher

Zitiervorschlag:

MALMS, S.; MONTAG, D.; EHM, J.-H.; GEBHARDT, W.; IHSANE-MONTAZEM, V.; SIKORA, U.; HUKE, A.; SCHUMACHER, S.; PINNEKAMP, J. (2018): Simultane Aktivkohlezugabe in die biologische Reinigungsstufe – SIMPAK.

Kurzbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Projektziele	1
2	Material und Methoden	2
2.1	Allgemeines	2
2.2	Versuchsanlage und eingesetzte Betriebsmittel	2
2.3	Probenahme und Analytik	4
2.3.1	Probenahme, Probenvorbereitung und Probentransport	4
2.3.2	Untersuchungen der Spurenstoffe	4
2.3.3	LC-OCD – Differenzierung der organischen Kohlenstofffraktionen	5
2.3.4	Untersuchungen der Standardparameter	5
2.3.5	Untersuchungen des belebten Schlammes	5
2.3.6	Nachweis von PAK durch Schwarzgradbestimmung	6
2.4	Bewertung der optimalen Dosierstelle	7
2.5	Halbtechnische Untersuchungen	7
2.6	Einrichtung und Betrieb des Teststands zur Ermittlung von Abrasionserscheinungen durch PAK	8
3	Ergebnisse und Bewertung	9
3.1	Bewertung der optimalen Dosierstelle	9
3.2	Halbtechnische Untersuchungen	9
3.2.1	Betriebseinstellungen und Begleitparameter über alle Versuchsphasen	9
3.2.2	Schlammproduktion und Absetzeigenschaften	10
3.2.3	Abfiltrierbare Stoffe und Schwarzgrad	11
3.2.4	Nährstoffelimination	13
3.2.5	Organische Verbindungen	15
3.2.5.1	CSB	15
3.2.5.2	DOC und SAK	15
3.2.6	Mikroskopische Bilder	17
3.2.7	Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH)	17
3.2.8	Spurenstoffelimination	18

Verzeichnisse	II
3.3 Ermittlung von Abrasionserscheinungen durch PAK	21
4 Kostenbetrachtung.....	22
5 Zusammenfassung und Fazit.....	25
6 Literaturverzeichnis.....	28

1 Einleitung und Projektziele

Die Befunde organischer Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt sind in den letzten Jahren, unter anderem aufgrund der Weiterentwicklung der Analysemethoden, stark gestiegen. Einige Spurenstoffe weisen eine hohe Persistenz und/oder Toxizität auf und können in konventionell betriebenen kommunalen Kläranlagen nicht vollständig entfernt werden.

Zur gezielten Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser wurden in den letzten Jahren weitergehende Verfahren großtechnisch umgesetzt. Ein verfahrenstechnischer Ansatz liegt dabei in der Adsorption von Spurenstoffen durch den Einsatz von Aktivkohle, wie Pulveraktivkohle (PAK) oder granuliert Aktivkohle. Auf kommunalen Kläranlagen, die zur Elimination von organischen Spurenstoffen PAK einsetzen, erfolgt die Zugabe der PAK bislang vorwiegend in eine der biologischen Stufe nachgeschaltete Adsorptionsstufe. Dabei kommt häufig das Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration-Verfahren (AFSF-Verfahren) zur Anwendung. Ein alternatives Verfahren stellt die simultane PAK-Dosierung in die biologische Reinigungsstufe dar. Diese Variante kann durch vergleichsweise geringe bauliche Veränderungen in ein bestehendes Abwasserreinigungsverfahren integriert werden, benötigt aber für die gleiche Spurenstoff-Eliminationsleistung höhere PAK-Dosierungen als das AFSF-Verfahren.

Das Verfahren der simultanen PAK-Dosierung wurde auf der halbtechnischen Versuchskläranlage (HtK) des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) in Neuss anhand von zwei parallel betriebenen Versuchsstraßen (PAK- und Referenzstraße) untersucht.

Bei den Untersuchungen wurde ermittelt, welche PAK-Dosis notwendig ist, um ähnliche Eliminationen wie beim AFSF-Verfahren zu erreichen und welche Auswirkungen die Wahl der Dosierstelle auf die Spurenstoffelimination sowie die Einbindung der PAK in den belebten Schlamm hat.

Neben einer weitgehenden Spurenstoffelimination ist eine Aufrechterhaltung der Reinigungsleistung hinsichtlich der Elimination von Kohlenstoff und Nährstoffen wesentlich. In diesem Zusammenhang wurden die Auswirkungen der PAK-Dosierung auf die Biozönose des belebten Schlammes (mikroskopische Bilder) und die erreichten Ablaufwerte untersucht. Ein Schwerpunkt lag dabei auf der Untersuchung der Auswirkungen von PAK auf die Nitrifikationsleistung bzw. die Nitrifikanten. Des Weiteren wurde ermittelt, ob durch den Einsatz von PAK Abrasionserscheinungen an bspw. Pumpenbauteilen zu erwarten sind.

Zur Ermittlung, ob und unter welchen Randbedingungen das Verfahren der simultanen PAK-Dosierung im Vergleich zum AFSF-Verfahren wirtschaftlich interessant sein kann, erfolgte ein Kostenvergleich der beiden Verfahren.

2 Material und Methoden

2.1 Allgemeines

Die Untersuchungen zur simultanen PAK-Dosierung gliederten sich im Wesentlichen in Vorversuche und halbtechnische Untersuchungen. Innerhalb der Vorversuche (Adsorptionsversuche mit Anpassungsrechnung und Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection (LC-OCD)) wurde die hinsichtlich des Adsorptionsverhaltens des DOCs und seines Abbaus über die biologische Stufe hinweg optimale PAK-Dosierstelle ermittelt. In den halbtechnischen Untersuchungen wurde die notwendige PAK-Dosierung bestimmt und die Auswirkungen auf die Reinigungsleistung und den belebten Schlamm ermittelt. Des Weiteren wurden die Auswirkungen von PAK auf Pumpenbauteile beobachtet.

2.2 Versuchsanlage und eingesetzte Betriebsmittel

Die Versuche wurden auf der HtK des LANUV in Neuss durchgeführt. Das der HtK zufließende Rohabwasser entstammt dem Ablauf des Sand-/Fettfangs der Großkläranlage Neuss-Süd. Vor Beschickung der Versuchsanlage wurde das Rohabwasser über ein Bogensieb mit einer Spaltweite von 1 mm geführt, um eine weitere Entfrachtung des Rohabwassers von partikulären Stoffen zu erreichen und somit die Feststoffentnahme einer Vorklärung zu simulieren. Im Anschluss gelangte es in einen 2 m³ fassenden Pumpenvorlagebehälter, von wo aus es gleichmäßig zwei parallelen Versuchsstraßen (PAK-Straße und Referenzstraße) zugeführt wurde.

Die beiden baugleichen Straßen verfügten über eine vorgeschaltete Denitrifikation, Nitrifikation und Nachklärung, wobei die PAK-Straße zusätzlich über Einrichtungen zur Dosierung von PAK, Fällmittel (FM) und Flockungshilfsmittel (FHM) verfügte (Bild 2-1). Die Volumina der Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken betragen jeweils 3,5 m³, das Volumen der Nachklärbecken jeweils 2,7 m³. Der Zulaufvolumenstrom je Straße wurde kontinuierlich auf 350 l/h eingestellt; der Rücklaufschlammvolumenstrom betrug 350 l/h, die interne Rezirkulation 700 l/h. Der Abzug des Überschussschlammes (ÜSS) erfolgte kontinuierlich mit Schlauchpumpen aus den Denitrifikationsbecken.

In den Untersuchungen wurde die PAK Norit[®] SAE Super verwendet. Da das zunächst eingesetzte Produkt (SAES₁) im Projektverlauf auf dem Markt nicht weiter verfügbar war, wurde ab Januar 2017 (Phase III.II, vgl. Tabelle 2-3) das Produkt SAES₂ verwendet. Tabelle 2-1 gibt einen Überblick über die charakteristischen Eigenschaften der PAK-Produkte.

Um einen sicheren Umgang mit der PAK durch minimale Staubemissionen zu gewährleisten, erfolgte der Einsatz der PAK in Form eines bereits auf 50 % Wassergehalt angefeuchteten Produktes. Die Dosierung der PAK erfolgte als Suspension; dabei wurden durch Zugabe von Trinkwasser Konzentrationen zwischen 1,75 g_{PAK}/l_{Suspension} und 5,25 g_{PAK}/l_{Suspension} eingestellt.

Als Vorlagebehälter für die PAK-Suspension wurde ein runder Behälter mit Trichterboden und einem Fassungsvermögen von 400 Litern installiert. Die Sedimentation der PAK im Vorlagebehälter wurde durch ein Rührwerk (Turbo Mixer; Typ FGU 7/228; drehzahlregelt mit 4-Blatt Propeller) verhindert. Zur Dosierung der PAK-Suspension in die PAK-Straße wurde eine regelbare Schlauchpumpe (520S/RE von Watson Marlow) installiert.

Tabelle 2-1: Eigenschaften der PAK-Produkte Norit® SAE Super (SAES₁ und SAES₂)

Parameter	SAES ₁	SAES ₂
Jodzahl in mg/g	1.150	min. 950
Methylenblauadsorption in g/100 g	28	k. A.
Innere Oberfläche (B.E.T) in m ² /g	1.300	1.050
Korngröße > 150 µm in Gew.-%	3	3
Korngröße D ₅₀ in µm	15	20

Zur optionalen Dosierung von FM in Form einer gebrauchsfertigen 40%igen Eisen(III)-Chlorid-Lösung in den Zulauf der Nitrifikation wurden ein Intermediate Bulk Container (IBC) als Vorlagebehälter und eine Schlauchpumpe (520S/RE, Watson Marlow) installiert. Zur Dosierung von FHM (Zetag 4145, BASF) in den Zulauf der Nitrifikation wurde eine Dosiereinrichtung gebaut, die auch über Feiertage und Wochenenden die automatische Herstellung täglich frischer Gebrauchslösungen (0,034%ig) aus einer 0,34%igen Stammsuspension ermöglichte. Die Dosierkonzentration der FM und FHM wurde auf Basis von Vorversuchen ausgewählt.

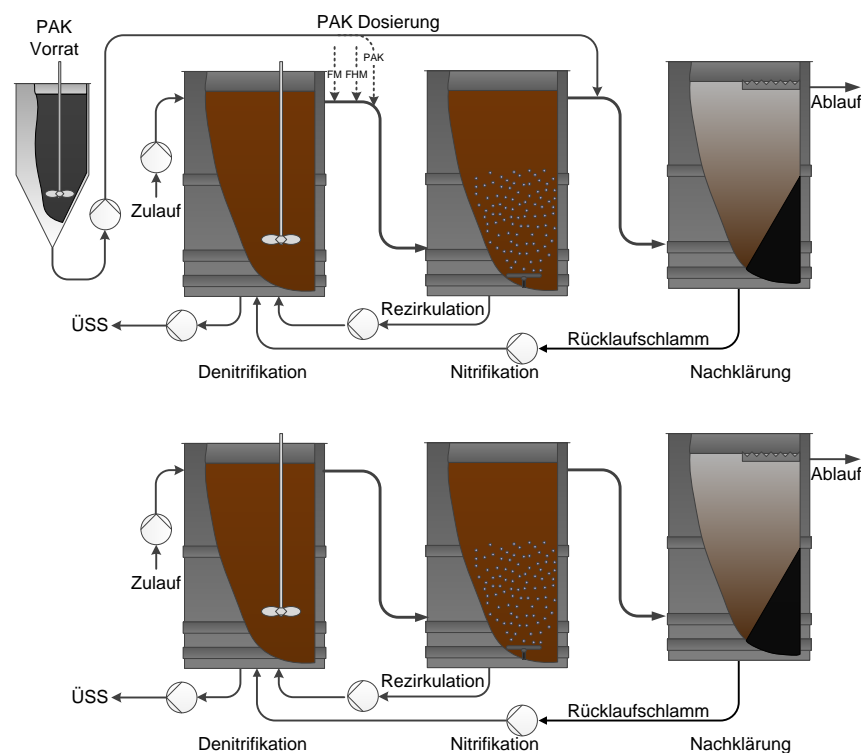


Bild 2-1: Verfahrensfließbild der PAK-Straße (oben) und der Referenzstraße (unten)

2.3 Probenahme und Analytik

2.3.1 Probenahme, Probenvorbereitung und Probentransport

Die Probenahmen für die Voruntersuchungen zur Bewertung der optimalen Dosierstelle erfolgten durch Stichproben aus den Abläufen der Denitrifikation, der Nitrifikation und der Nachklärung.

Zur Analytik der Spurenstoffe und der Abwasserstandardparameter (Tabelle 2-2) sowie für die LC-OCD im Versuchsbetrieb wurden zeit- und mengenproportionale 24-Stunden-Mischproben generiert. Dazu wurden drei automatische Probenehmer (ISCO; Typ 3700; gekühltes Schlauchpumpenprobenehmergerät) eingesetzt, die im Zulauf sowie im Ablauf der Referenz- bzw. PAK-Straße Proben entnahmen. Dabei wurde für die Parameter, bei denen Zu- und Ablauf analysiert wurden, die HRT von 27,7 h in der biologischen Stufe durch zeitversetzte Probenahme des Zulaufs und der Abläufe (ca. 24 Stunden) annähernd berücksichtigt.

Zur Vermeidung von mikrobiellem Abbau der Analysesubstanzen oder weiterer Adsorption derer an PAK, die in der Nachklärung ggf. nicht abgeschieden wurde, wurden die Proben zur Spurenstoffelimination, zur DOC- und SAK-Bestimmung sowie zur LC-OCD über 0,45 µm Membranfilter filtriert. Die LC-OCD-Proben wurden im Anschluss pasteurisiert und entweder zwischenzeitlich bei 4°C gelagert oder unmittelbar zur Analyse versendet.

Die Probenahmen der Schlammproben erfolgten als Stichprobe durch Entnahme aus den Nitrifikationsbecken in PE-Flaschen.

2.3.2 Untersuchungen der Spurenstoffe

Die Spurenstoffanalytik erfolgte im umweltanalytischen Laboratorium des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen mittels HPLC-MS. Es wurden jeweils der gemeinsame Zulauf zu beiden Straßen sowie der Ablauf von PAK-Straße und der Ablauf der Referenzstraße auf folgende Parameter untersucht:

- Pharmaka: Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, N-Acetyl-Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Diazepam
- Korrosionsschutzmittel: 1H-Benzotriazol
- EDC: Bisphenol A, EE2-17aEthinylestradiol, E2-17b-Estradiol, Estron, Nonylphenol, Octylphenol.

Falls eine direkte Weiterverarbeitung der Proben nach Anlieferung nicht möglich war, wurden sie bei -20°C gelagert und spätestens nach 48 Stunden mittels SPE extrahiert.

Die Nachweisgrenze aller betrachteten Spurenstoffe lag bei 0,01 µg/l.

2.3.3 LC-OCD – Differenzierung der organischen Kohlenstofffraktionen

Die Differenzierung der organischen Kohlenstofffraktionen durch LC-OCD erfolgte durch das DOC-Labor Dr. Huber in Karlsruhe. Es wurden stets korrespondierende Ablaufproben der Referenz- und der PAK-Straße analysiert.

2.3.4 Untersuchungen der Standardparameter

Die Messungen von Sauerstoff, Temperatur und pH-Wert erfolgten mittels eines Hach-Lange Handmessgerätes (HQ40D) mit zwei Sonden (Sauerstoffmessung: Standard LDO Sensor LDO10103, pH-Wert und Temperatur: Standard Gel Elektrode PHC10103) in den Nitrifikationsbecken in einem Abstand vom Beckenrand von ca. 30 cm und in 40 cm Wassertiefe.

Die Analytik der Standardparameter erfolgte durch Küvettentests der Firma Hach Lange (CSB-, Stickstoff- und Phosphorparameter) bzw. nach DIN-Verfahren (AFS und Säurekapazität) auf der HtK Neuss sowie nach DIN-Verfahren im umweltanalytischen Laboratorium des ISA der RWTH Aachen (DOC, SAK₂₅₄, BSB₅). Tabelle 2-2 zeigt die Stelle der Beprobung sowie die Analysemethoden für die einzelnen Parameter.

Tabelle 2-2: Analytik der Standardparameter

Parameter	Probenahme		Dr. Lange Test		Analysemethode/ genormtes Testverfahren
	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	
CSB _{hom}	X	X	LCK 114	LCK 314	-
CSB _{fil}	X	X	LCK 114	LCK 314	-
N _{ges}	X	X	LCK 338	LCK 238	-
NH ₄ -N	X	X	LCK 302 LCK 303	LCK 304	-
NO ₂ -N	-	X	-	LCK 341	-
NO ₃ -N	-	X	-	LCK 339	-
P _{ges}	X	X	LCK 350	LCK 349	-
oPO ₄ -P	X	X	LCK 350	LCK 349	-
AFS	X	X	-	-	DIN EN 872:2005-04
Säurekapazität	X	X	-	-	DIN 38409-7:2005-12
DOC	X	X	-	-	DIN EN 1484:1997-08
SAK ₂₅₄	X	X	-	-	DIN 38404-3:2005-07
BSB ₅	X		-	-	DIN EN 1899-1:1998-05

2.3.5 Untersuchungen des belebten Schlammes

Die Bestimmung der Absetzbarkeit der belebten Schlämme durch Ermittlung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindex (ISV) erfolgte für beide Straßen gemäß DIN EN 14702-1:2006-06. Der Trockenrückstand wurde nach DIN EN 12880:2001-02 bestimmt.

Die Erstellung und Auswertung der hellfeldmikroskopischen Bilder zur Ermittlung von Veränderungen der Biozönose sowie der Einbindung der PAK in den belebten Schlamm erfolgte im umweltanalytischen Laboratorium des ISA der RWTH Aachen.

Dazu wurden zunächst zwei Schlammproben aus der PAK-Straße vorab der PAK-Dosierung betrachtet; im Zeitraum der PAK-Dosierung wurden 17 weitere Proben aus der PAK-Straße analysiert, gegen Projektende zusätzlich drei Proben der Referenzstraße.

Als Grundlage für die Bestimmung der Protozoen und Metazoen diente der Informationsbericht (Heft 1/99) „*Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung*“ des Bayerischen Landesamts für Wasser (siehe BLFW (1999)). Die Identifizierung der Fadenbildner erfolgte mit Hilfe des Bestimmungsschlüssels von EIKELBOOM und VAN BUIJSEN (1983). Des Weiteren wurde die Einteilung in Fädigkeitsstufen nach KUNST et al. (2000) vorgenommen. Zur Bewertung der Ergebnisse wurde des Weiteren die BSB₅-Schlammbelastung ermittelt.

Die Analyse der Ammonium- und Nitritoxidierer in den Proben erfolgte mit Hilfe von Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH) im Umweltanalytischen Laboratorium des ISA der RWTH Aachen. Die Untersuchungen wurden stets mit parallel entnommenen Proben beider Straßen (insgesamt zehn Proben je Straße) durchgeführt.

2.3.6 Nachweis von PAK durch Schwarzgradbestimmung

Zur Abschätzung des PAK-Gehalts im Ablauf der Versuchsanlage wurde das Verfahren der Schwarzgradbestimmung nach METZGER (2010) angewandt. Die Druckfiltration zur Erzeugung belegter Filter erfolgte im Edelstahl Druckfiltrationsgerät mit 200 ml Aufgussraum (Firma Sartorius). Alle Filter wurden durch Filtration von 100 ml Aqua Dest bzw. Abwasser erzeugt. Die Abwasserproben wurden mittels eines Dispergiergeräts (T 25 digital ULTRA-TURRAX®) vorab der Filtration homogenisiert, um in anderen AFS eingebundene PAK herauszulösen. Eine vergleichende Betrachtung des Verfahrens mit Möglichkeiten des quantitativen Nachweises von PAK im Kläranlagenablauf (thermogravimetrische Analyse und Gradienten-Verfahren) erfolgte innerhalb des parallel durchgeführten Projektes „Bewertung von Verfahren zum Nachweis von Pulveraktivkohle im Kläranlagenablauf – BePAK“ (Az. 17-04.02.01-10a/2016); im Rahmen des Projektes wurde auch der Ablauf der SimPAK-Anlage auf seinen PAK-Gehalt untersucht. Die Ergebnisse sind dem Abschlussbericht (MALMS et al., 2018) zu entnehmen.

2.4 Bewertung der optimalen Dosierstelle

Die Beurteilung des Einflusses der PAK-Dosierstelle auf die Adsorption und die Festsetzung der optimalen Dosierstelle erfolgte u.a. anhand der Adsorptionsanalyse gemäß SONTHEIMER et al. (1988). Dazu wurden mit dem Abwasser der Abläufe der Denitrifikationszone, Nitrifikationszone und Nachklärung DOC-Isothermendaten aufgenommen. Die zur Erstellung der Isothermen eingesetzten PAK-Konzentrationen betragen **0, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 100** und **200 mg_{PAK}/l**.

Unter Zugrundelegung des Ideal Adsorbed Solution Theory (IAST)-Modells wurde für die ermittelten DOC-Isothermen der drei Abwässer mittels Anpassungsrechnung der DOC in eine Anzahl fiktiver Komponenten zerlegt, die das vorliegende Wasser anhand der Adsorptionsaffinität näher charakterisieren. Die Summe der fiktiven Komponenten ergibt wiederum den gesamten DOC. Für die Anpassungsrechnung wurde die Software AdsAna (Version 1.5) von Prof. Worch (TU Dresden) verwendet.

Des Weiteren wurde für die oben fettgedruckt dargestellten Dosierstufen die LC-OCD des verbleibenden DOCs nach erfolgter Adsorption durchgeführt, um Auswirkungen der Dosierstelle auf die Größenverteilung der DOC-Fractionen zu ermitteln.

2.5 Halbtechnische Untersuchungen

Zur Erfassung des Ist-Zustandes der beiden Straßen vorab der PAK-Dosierung wurden zwischen dem 15.12.2015 und dem 24.01.2016 zunächst Abwasseranalysen (gemäß den Parametern in Tabelle 2-2) und gezielte Schlammanalysen durchgeführt. Die Untersuchungen zur simultanen PAK-Dosierung erfolgten im Zeitraum zwischen dem 25.01.2016 und dem 19.07.2017 bei Einsatz von 10, 20 und 30 mg_{PAK}/l_{Zu}. Da die Auswirkungen einer Erhöhung der PAK-Dosierung auf den PAK-Abtrieb ermittelt werden sollten, wurden zunächst keine FM und FHM zudosiert. Ab dem 20.10.2016 wurde mit der Dosierung von FM (Eisen(III)-chlorid-Lösung) in die PAK-Straße begonnen; die Konzentration wurde anhand von Vorversuchen ermittelt. Ab dem 19.04.2017 wurden, ebenfalls nach Vorversuchen, zusätzlich FHM in die PAK-Straße dosiert. Die PAK-Dosierung erfolgte auf Basis der Ergebnisse zur Ermittlung der optimalen Dosierstelle (vgl. Kap. 3.1) bis zum 31.05.2017 in den Ablauf der Nitrifikation. Abschließend erfolgte die Verlegung der PAK-Dosierung in den Zulauf der Nitrifikation um die Auswirkungen der Dosierstelle auch im praktischen Betrieb ermitteln zu können. Die Versuchszeiträume mit ihren Randbedingungen sind in Tabelle 2-3 dargestellt. In der Referenzstraße erfolgte in allen Untersuchungszeiträumen keine Dosierung von Chemikalien.

Tabelle 2-3: Untersuchungszeiträume und dosierte Mengen (PAK-Straße)

Phase	dosierte Mengen			Zeitraum	PAK-Dosierung in
	PAK in mg _{PAK} /l _{Zu}	Eisen(III)-chlorid in mg _{Fe} /l _{Zu}	Polymerdosierung in mg _{FHM} /l _{Zu}		
0	-	-	-	15.12.2015–25.01.2016	
I	10	-	-	25.01.2016–15.04.2016	Ablauf Nitri
II	20	-	-	15.04.2016–06.07.2016	
III.I	30	-	-	06.07.2016–20.10.2016	
III.II*	30	4,5**	-	20.10.2016–04.11.2016	
	30	6**	-	04.11.2016–15.11.2016	
	30	4,5	-	17.11.2016–15.12.2016	
	30	6	-	15.12.2016–02.03.2017	
	30	4,5	-	06.03.2017–19.04.2017	
III.III	30	4,5	0,4	19.04.2017–31.05.2017	
III.IV	30	4,5	0,4	31.05.2017–19.07.2017	

*begrenzter Untersuchungsumfang (keine Spurenstoffanalytik, keine Schlammanalytik)

** nur Schwarzgradbestimmung

2.6 Einrichtung und Betrieb des Teststands zur Ermittlung von Abrasionserscheinungen durch PAK

Die Ermittlung von Abrasionserscheinungen durch PAK erfolgte anhand einer Vorher-Nachher-Betrachtung einer Kanalradpumpe. Da eine Integration der Pumpe in die SimPAK-Versuchsanlage aufgrund der Anlagenkonfiguration nicht möglich war, wurde ein separater Versuchsstand mit einer trocken aufgestellten Kanalradpumpe (einstufige Kreiselpumpe, Drehzahl: 1.450 U/min, Förderstrom: 1–5 m³/h, Laufrad: offenes Einkanalrad, Werkstoff W1 (alle Gussteile aus EN-GJL-250)) und einem Standard-IBC als Vorlage für eine zu zirkulierende PAK-Suspension (Hergestellt mit Leitungswasser) auf der HtK Neuss errichtet.

Die Kanalradpumpe zirkulierte über einen Zeitraum von 10.000 Stunden kontinuierlich einen Volumenstrom von 2,2 m³/h; dies entspricht einer absoluten Fördermenge von 22.000 m³ PAK-Suspension.

3 Ergebnisse und Bewertung

3.1 Bewertung der optimalen Dosierstelle

Die Ergebnisse der Adsorptionsanalyse durch Anpassungsrechnung mit dem Computerprogramm AdsAna sowie der LC-OCD-Analytik zeigen, dass im Ablauf der Nitrifikation eine geringere konkurrierende Adsorption zwischen Spurenstoffen und anderem DOC zu erwarten ist. Dabei zeigten die LC-OCD-Ergebnisse jedoch kein einheitliches Bild hinsichtlich der Reduktion des DOCs durch die Reduktion einzelner DOC-Fraktionen.

Um eine Belegung von Adsorptionskapazitäten mit sehr gut adsorbierbaren, jedoch gleichzeitig gut biologisch abbaubaren Substanzen zu vermeiden, sollte die PAK-Dosierung in den Ablaufbereich der Nitrifikation erfolgen. Dabei ist anzumerken, dass die Ergebnisse auf Basis von Schüttelversuchen generiert wurden, sodass andere Effekte, wie bspw. die Einbindung der PAK in den belebten Schlamm im Hinblick auf den PAK-Abtrieb, unbeachtet blieben. In der Praxis ist daher stets die gesamte Verfahrenskonfiguration zu beachten.

3.2 Halbtechnische Untersuchungen

Die Auswirkungen der PAK-Dosierung auf den Prozess der Abwasserreinigung werden durch Gegenüberstellung der Ergebnisse für die Referenzstraße (Betrieb ohne PAK-Dosierung und ohne Einsatz von FM und FHM) und die PAK-Straße (Dosierung von 10 bis 30 mg_{PAK}/l sowie phasenweise FM und FHM in die biologische Stufe) ermittelt.

3.2.1 Betriebseinstellungen und Begleitparameter über alle Versuchsphasen

Aufgrund der Anlagenkonfiguration war der Zulaufvolumenstrom in beiden Straßen nahezu identisch und lag in allen Versuchsphasen zwischen 348 und 357 l/h je Straße. Der voreingestellte Zulaufvolumenstrom bedingte, dass die Anlage keinen hydraulischen Spitzen ausgesetzt war.

Da aufgrund der Behältergeometrie der Versuchsanlage bei geringem Lufteintrag auch in der Nitrifikation ein Rührwerk zur Vermeidung der Sedimentation des belebten Schlammes notwendig ist, dies aber nicht zur Verfügung stand, wurde der Sedimentation durch einen vergleichsweise hohen Lufteintrag entgegengewirkt; der Sauerstoffgehalt in den Nitrifikationsbecken war daher in beiden Straßen mit Mittelwerten zwischen 5,07 und 9,24 mg_{O₂}/l dauerhaft hoch.

Tabelle 3-1 zeigt die analytisch bestimmten mittleren Trockensubstanzgehalte (TS-Gehalte) sowie die Glühverluste (GV) der TS-Gehalte in den Belebungsbecken beider Straßen über die einzelnen Versuchsphasen.

Tabelle 3-1: Mittlere TS-Gehalte und GV in den Belebungsbecken beider Straßen

Phase	Dosierung in PAK-Straße	TS-Konzentration in g/l		GV in %	
		Referenzstraße	PAK-Straße	Referenzstraße	PAK-Straße
0	0 mg _{PAK} /l	4,8	4,5	72,7	73,2
I	10 mg _{PAK} /l	4,1	3,7	72,8	72,0
II	20 mg _{PAK} /l	3,5	3,6	68,7	69,6
III.I	30 mg _{PAK} /l	3,6	3,5	66,1	67,5
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	3,8	4,0	72,0	68,7
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	4,2	4,9	70,9	66,1
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	4,7	4,6	71,6	66,1

3.2.2 Schlammproduktion und Absetzeigenschaften

In Tabelle 3-2 sind der mittlere ÜSS-Abzug über die einzelnen Versuchsphasen und das Schlammalter für die Phasen mit PAK-Dosierung dargestellt. Da über die unterschiedlichen Versuchsphasen eine Erhöhung des Schlammalters angestrebt wurde, das zu Beginn der Versuche mit 9,1 d niedrig war, wurde im weiteren Verlauf weniger ÜSS (Volumen) abgezogen. Daher kann eine Zunahme des ÜSS-Anfalls durch eine Erhöhung der PAK-Dosierung nicht direkt abgelesen werden. Auch der Vergleich des ÜSS-Abzugs beider Straßen zeigt keinen durchgängig höheren ÜSS-Anfall in der PAK-Straße, was auf Unterschiede in den TS-Gehalten beider Straßen zurückzuführen ist (vgl. Tabelle 3-1). Rechnerisch führt eine PAK-Dosierung von 10 bis 30 mg_{PAK}/l zu einer allein aus der PAK resultierenden ÜSS-Zunahme (kg_{TS}) von 3,5 bis 10,5 %.

Tabelle 3-2: ÜSS-Abzug und Schlammalter

Phase	Dosierung in PAK-Straße	Referenzstraße			PAK-Straße		
		ÜSS-Abzug		Schlammalter t _{TS} in d	ÜSS-Abzug		Schlammalter t _{TS} in d
		l/d	kg _{TS} /d		l/d	kg _{TS} /d	
I	10 mg _{PAK} /l	770,2	3,2	9,1	739,7	2,7	9,1
II	20 mg _{PAK} /l	662,4	2,4	11,3	741,6	2,7	9,3
III.I	30 mg _{PAK} /l	639,9	2,3	10,8	705,6	2,5	9,6
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	641,6	2,5	10,7	618,4	2,5	10,9
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	576,0	2,4	11,6	576,0	2,8	12,0
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	576,0	2,7	11,9	576,0	2,7	12,0

Der Verlauf des ISV für den belebten Schlamm der Referenzstraße und der PAK-Straße ist in Bild 3-1 (primäre y-Achse) dargestellt. Auf der sekundären y-Achse ist ergänzend die Abwassertemperatur (Mittelwert der Temperaturen in den beiden Nitrifikationsbecken) aufgetragen; dabei ist die umgekehrte Reihenfolge (Werte absteigend) zu beachten.

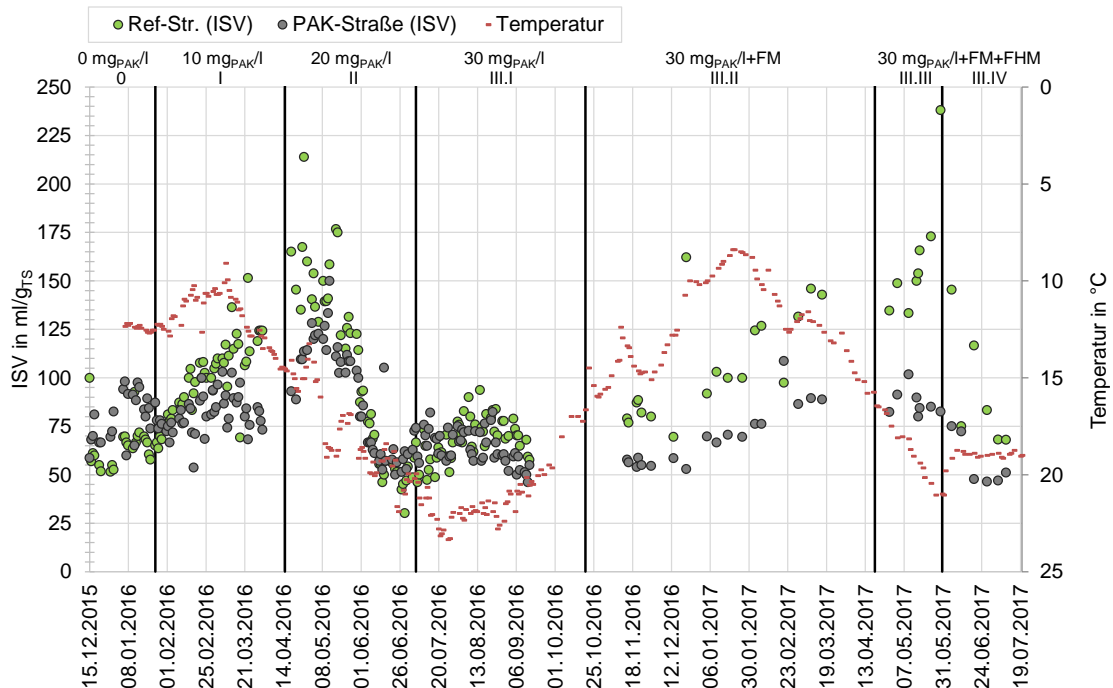


Bild 3-1: ISV in Referenz- und PAK-Straße sowie Temperatur über alle Versuchsphasen

3.2.3 Abfiltrierbare Stoffe und Schwarzgrad

Tabelle 3-3 zeigt die Mittelwerte und Standardabweichungen der AFS-Konzentrationen sowie die Eliminationen. Mit Beginn der PAK-Dosierung in den Ablauf der Nitrifikation (Phase I) stieg der AFS-Gehalt im Ablauf der PAK-Straße an (14,9 mg_{AFS}/l) und lag über dem der Referenzstraße (9,5 mg_{AFS}/l). Dies lässt sich durch einen teilweisen Abtrieb der PAK (eingebunden in den belebten Schlamm sowie frei vorliegend) und die Adsorption gelöster Restorganik und feindisperser Partikel an die PAK erklären. Mit zunehmender PAK-Dosierung sank der AFS-Gehalt im Ablauf der PAK-Straße auf im Mittel 9,3 mg_{AFS}/l (Phase III.I) und glich sich dem der Referenzstraße (8,6 mg_{AFS}/l) an. Die Dosierung von FM in die PAK-Straße bewirkte keine Verringerung des AFS-Gehalts; mit der zusätzlichen Dosierung von FHM konnte der AFS-Gehalt deutlich, auf im Mittel < 4 mg_{AFS}/l, reduziert werden. Nach Verlegung der PAK-Dosierstelle in den Zulauf der Nitrifikation (Phase III.IV) blieb der AFS-Gehalt auf gleichem Niveau.

Tabelle 3-3: AFS-Konzentrationen und Eliminationen

Phase	Dosierung in PAK-Straße	AFS-Konzentration in mg/l						AFS-Elimination in %	
		Zulauf		Ablauf				Referenz- straße	PAK- Straße
				Referenz- straße		PAK-Straße			
		Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Stabw	Mittel wert	Mittel wert
0	0 mg _{PAK} /l	327,8	54,7	15,4	7,9	11,6	5,2	95,4	96,5
I	10 mg _{PAK} /l	298,1	54,4	9,5	3,3	14,9	5,5	96,7	94,9
II	20 mg _{PAK} /l	290,0	91,5	8,8	7,1	12,3	7,4	96,9	95,7
III.I	30 mg _{PAK} /l	296,6	64,0	8,6	11,4	9,3	3,9	96,9	96,8
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	249,3	89,9	9,2	5,9	10,4	2,9	96,0	95,1
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	302,3	105,3	14,7	22,1	3,9	1,8	93,7	98,7
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	292,7	127,5	7,9	5,3	4,0	2,3	97,0	98,6

Der Schwarzgrad lag in den Phasen ohne Dosierung von FM und FHM in einem hohen Bereich (im Mittel 1,0 mg_{PAK}/l bei Dosierung von 10 mg_{PAK}/l, vgl. Tabelle 3-4). Um die Auswirkungen auf die Absetzbarkeit des belebten Schlammes durch höhere PAK-Dosierungen (und damit die Auswirkungen auf die Abtrennbarkeit der PAK) zu testen, wurden auch die Phasen mit höheren PAK-Dosierungen zunächst ohne Dosierung von FM und FHM durchgeführt. Es zeigte sich, dass der Schwarzgrad mit im Mittel 0,64 mg_{PAK}/l bei Dosierung von 30 mg_{PAK}/l geringer war als bei niedrigerer Dosierung von PAK. In dieser Phase lag auch ein vergleichsweise geringer ISV vor, der jedoch nicht vollständig auf die PAK-Dosierung zurückgeführt werden kann, da auch in der Referenzstraße ein geringerer ISV vorlag als in den Phasen zuvor (Bild 3-1). Der Versuch einer Korrelation zwischen dem ISV und dem Schwarzgrad ergibt kein einheitliches Bild, da ein geringerer ISV nicht zwangsweise mit einem geringeren Schwarzgrad einherging. Dies spricht dafür, dass ein Abtrieb noch nicht in den belebten Schlamm eingebundener PAK merklich zum Schwarzgrad beitrug.

Die Dosierung von FM führte zu einer Verringerung des Schwarzgrades auf im Mittel 0,6 mg_{PAK}/l, was jedoch weiterhin als hoch zu bewerten ist. Erst mit der Dosierung von FHM konnte der PAK-Abtrieb auf im Mittel 0,3 mg_{PAK}/l verringert werden. An einigen Versuchstagen war bereits in dieser Phase keine PAK mehr im Ablauf erkennbar. Ab Phase III.IV (PAK-Dosierung in den Zulauf der Nitrifikation) wurde der PAK-Abtrieb auf im Mittel < 0,2 mg_{PAK}/l gesenkt. Dennoch traten auch in dieser Phase an vereinzelt Tagen Werte von bis zu 1 mg_{PAK}/l im Ablauf auf.

Tabelle 3-4: Schwarzgrad im Ablauf der PAK-Straße (Mittelwerte und Standardabweichungen)

Phase	Dosierung in PAK-Straße	Schwarzgrad in mg _{PAK} /l	
		Mittelwerte	Stabw
I	10 mg _{PAK} /l	1,04	0,36
II	20 mg _{PAK} /l	1,07	0,36
III.I	30 mg _{PAK} /l	0,64	0,32
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	0,59	0,19
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	0,31	0,25
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	0,17	0,27

3.2.4 Nährstoffelimination

In Tabelle 3-5 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen für Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) sowie die NH₄-N-Eliminationen beider Straßen als Mediane aller Werte dargestellt.

Für NH₄-N und NO₂-N (Bild 3-2) wurden in der Referenzstraße etwas geringere Ablaufwerte erreicht als in der PAK-Straße; dennoch kann in beiden Straßen von einer gut funktionierenden Nitrifikation gesprochen werden. Die geringen Unterschiede in beiden Straßen lassen nicht auf eine Hemmung durch PAK schließen, sondern können, abgesehen von der PAK-Dosierung und ggf. FM- und FHM-Dosierung, ebenso auf die unvermeidbaren leicht unterschiedlichen Randbedingungen in den beiden Straßen zurückzuführen sein. Zudem waren die Ablaufkonzentrationen der beiden Parameter bereits in Phase 0 (ohne PAK-Dosierung) in der Referenzstraße geringer als in der PAK-Straße.

Tabelle 3-5: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) im Zu- und Ablauf der Referenz- und der PAK-Straße sowie Eliminationen, Mediane

Phase	Dosierung in PAK-Straße	NH ₄ -N-Konzentration in mg/l			NH ₄ -N-Elimination in %	
		Zulauf	Ablauf		Referenz- straße	PAK- Straße
			Referenz- straße	PAK-Straße		
0	0 mg _{PAK} /l	47,30	0,23	0,30	99,31	99,37
I	10 mg _{PAK} /l	41,95	0,41	0,48	98,82	98,22
II	20 mg _{PAK} /l	36,70	0,07	0,13	99,68	99,50
III.I	30 mg _{PAK} /l	37,70	0,09	0,10	99,80	99,76
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	44,15	0,10	0,33	99,71	99,14
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	47,10	0,07	0,14	99,86	99,70
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	45,50	0,11	0,13	99,77	99,71

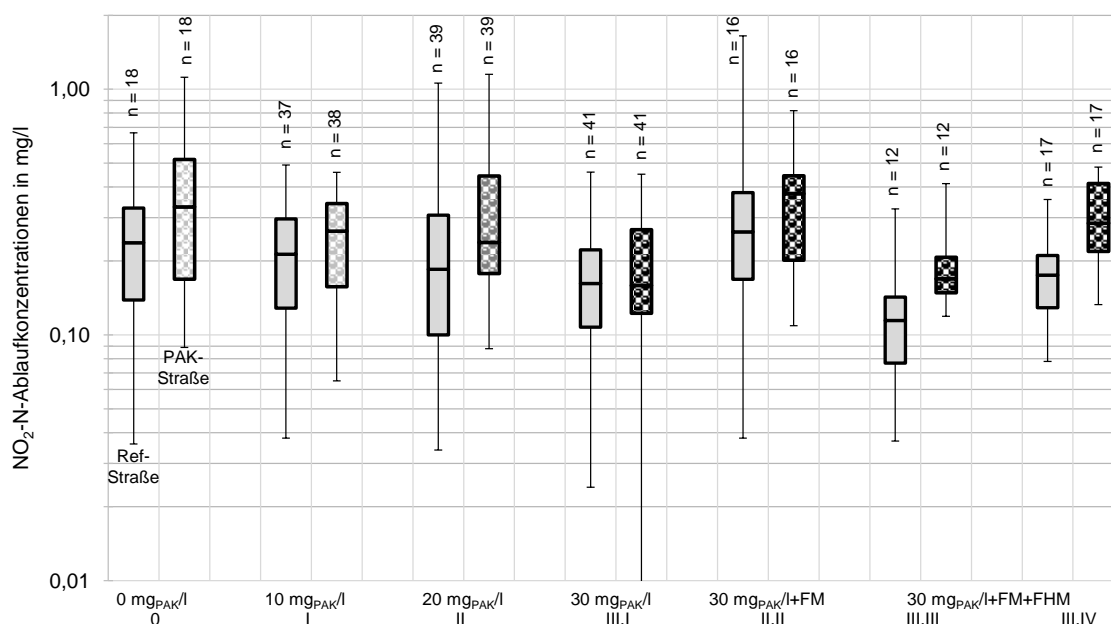


Bild 3-2: NO₂-N-Ablaufkonzentrationen in Referenz- und PAK-Straße, Boxplot-Diagramme

Die Ablaufkonzentrationen für Nitratstickstoff (NO₃-N) sind in Bild 3-3 dargestellt. Durch den hohen Lufteintrag in die Nitrifikation ist nicht auszuschließen, dass einer weitergehenden NO₃-N-Reduktion eine Sauerstoffverschleppung in die Denitrifikationszone entgegenstand. Ab Phase II lagen die Werte in der PAK-Straße etwas höher als in der Referenzstraße; die Denitrifikation fiel in der PAK-Straße damit etwas geringer aus als in der Referenzstraße.

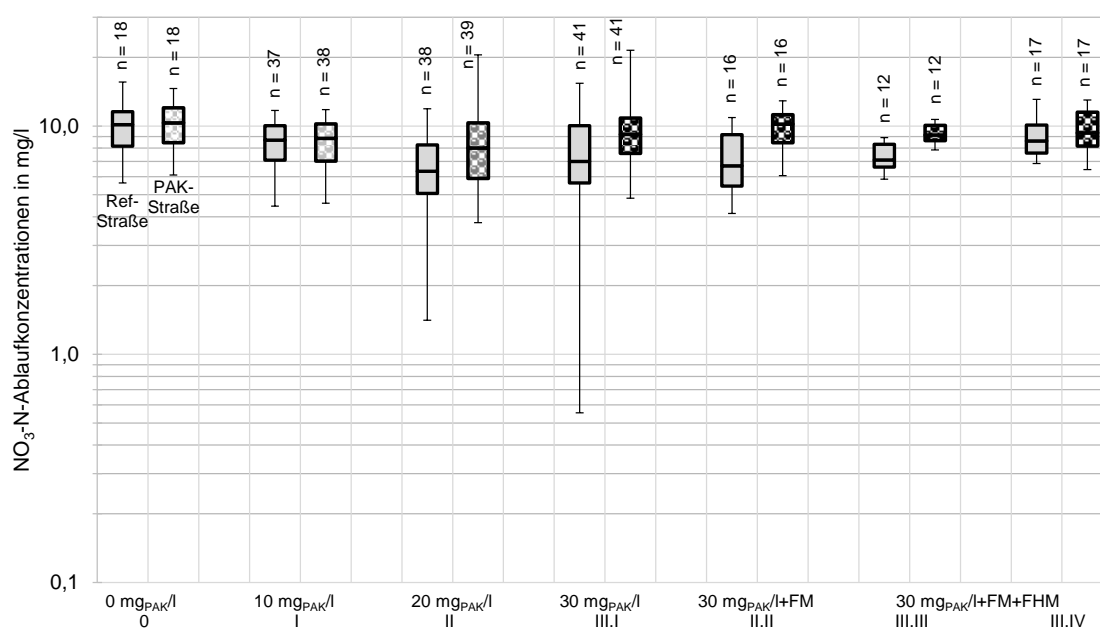


Bild 3-3: NO₃-N-Ablaufkonzentrationen in Referenz- und PAK-Straße, Boxplot-Diagramme

In den Versuchen wurde keine gezielte Phosphorelimination betrieben; die Phosphorelimination lief daher unregelmäßig ab und ist nicht Gegenstand dieses Kurzberichtes.

3.2.5 Organische Verbindungen

3.2.5.1 CSB

In Bild 3-4 sind die mittleren CSB-Konzentrationen im Ablauf der Referenz- und der PAK-Straße in den unterschiedlichen Versuchszeiträumen als gestapelte Säulen abgebildet. Des Weiteren sind die mittleren Eliminationen für die Fraktionen CSB_{filt} und CSB_{part} sowie den Gesamt-CSB (CSB_{hom}) als Kreuze dargestellt. Abgesehen von Phase I (10 mg_{PAK}/l) konnte die CSB-Elimination in der PAK-Straße im Versuchsverlauf unter Einsatz von PAK und FHM gegenüber der Referenzstraße verbessert werden.

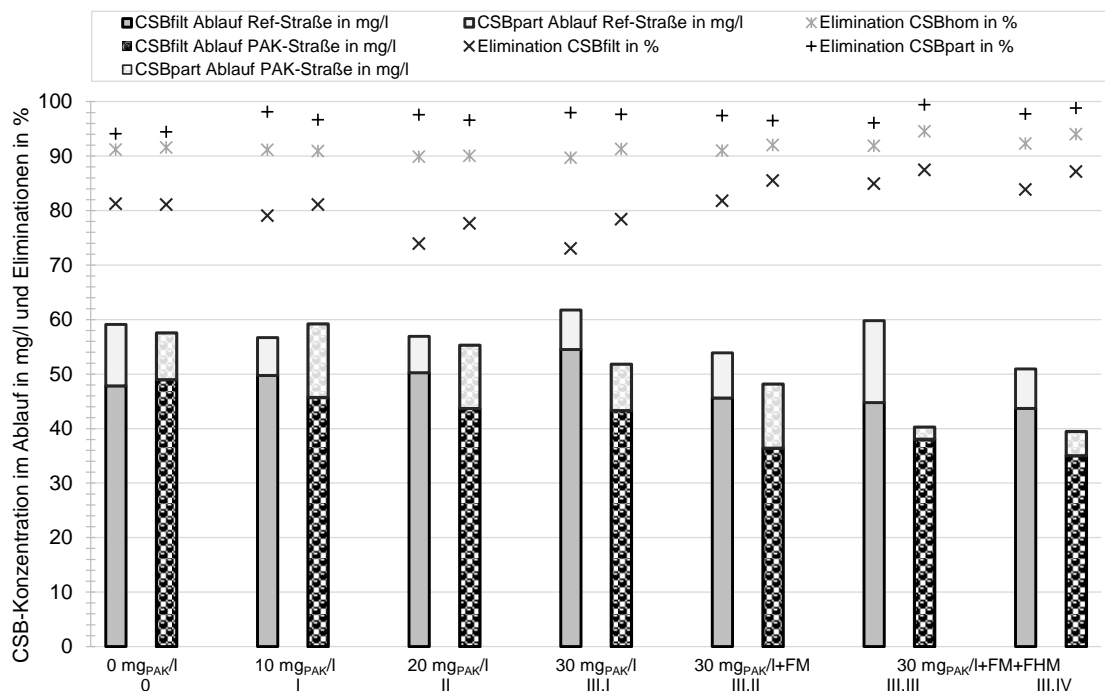


Bild 3-4: CSB-Konzentrationen im Ablauf der Referenz- und der PAK-Straße und erreichte Eliminationen für CSB_{filt} , CSB_{part} und den CSB_{hom}

3.2.5.2 DOC und SAK

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der DOC-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Referenz- bzw. PAK-Straße über die einzelnen Versuchsphasen sind in Tabelle 3-6 dargestellt. Des Weiteren sind die Eliminationen beider Straßen angegeben.

Tabelle 3-6: Mittlere DOC-Konzentrationen und Eliminationen

Phase	Dosierung in PAK-Straße	DOC-Konzentration in mg/l						DOC-Elimination in %	
		Zulauf		Ablauf				Referenz- straße	PAK- Straße
				Referenz- straße		PAK-Straße			
		Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Mittel- wert
0	0 mg _{PAK} /l	81,0	25,9	17,0	4,5	18,0	3,5	77	76
I	10 mg _{PAK} /l	94,4	32,0	18,8	3,8	16,8	4,2	79	81
II	20 mg _{PAK} /l	80,2	26,0	15,9	3,9	13,3	3,3	78	82
III.I	30 mg _{PAK} /l	81,3	30,7	14,8	3,4	11,9	2,5	80	84
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	95,0	32,4	18,1	8,5	12,7	3,3	80	86
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	83,4	36,6	13,0	1,3	11,5	2,2	83	85
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	82,8	25,2	12,3	1,2	10,3	0,9	84	87

In Tabelle 3-7 sind die die Mittelwerte und Standardabweichungen des SAK₂₅₄ im Zulauf und im Ablauf der Referenz- und PAK-Straße sowie die Eliminationen in den beiden Straßen dargestellt. Mit zunehmender PAK-Dosierung konnte die prozentuale Elimination in der PAK-Straße gegenüber der Referenzstraße gesteigert werden (+7 %-Punkte in Phase I auf +12 %-Punkte in Phase III.I). In den Phasen mit FM- bzw. FHM-Dosierung lag die Elimination um 15 bis 17 %-Punkte höher als in der Referenzstraße.

Tabelle 3-7: Mittelwerte des SAK₂₅₄ und Eliminationen

Phase	Dosierung in PAK-Straße	SAK ₂₅₄ in m ⁻¹						SAK-Elimination in %	
		Zulauf		Ablauf				Referenz- straße	PAK- Straße
				Referenz- straße		PAK-Straße			
		Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Stabw	Mittel- wert	Mittel- wert
0	0 mg _{PAK} /l	61,1	11,3	27,0	2,6	28,0	2,9	55	53
I	10 mg _{PAK} /l	56,8	18,0	26,4	6,0	23,7	8,4	52	59
II	20 mg _{PAK} /l	54,3	8,7	28,5	4,7	23,6	3,7	47	56
III.I	30 mg _{PAK} /l	67,2	19,4	37,3	16,7	28,7	15,2	45	57
III.II	30 mg _{PAK} /l + FM	65,7	18,0	28,5	4,9	18,8	3,5	55	70
III.III	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	60,1	15,1	29,4	2,5	19,9	1,9	47	64
III.IV	30 mg _{PAK} /l + FM + FHM	60,5	8,1	29,2	2,7	19,2	2,0	52	68

Der Einfluss der PAK auf die Reinigungsleistung ist für die Parameter CSB_{hom} , DOC und SAK als positiv zu bewerten, da mit zunehmender PAK-Dosierung eine steigende Elimination zu erkennen ist. Die Ergebnisse der LC-OCD-Analytik im Versuchsbetrieb (hier nicht dargestellt) ließen keine spezifische Fraktion erkennen, die gezielt durch den Einsatz von PAK verringert wird; die Verringerung des DOCs rührte vielmehr aus einer Reduktion mehrerer Fraktionen.

3.2.6 Mikroskopische Bilder

Die Farbentwicklung des belebten Schlammes der PAK-Straße wies eine deutliche Tendenz auf, mit steigender PAK-Dosis dunkler zu werden: von hellbraun bei $0 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ bis schwarzbraun ab $20 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$. Dem gegenüber wiesen alle Schlammproben der Referenzstraße eine hellbraune Färbung auf.

Die beste Flockenmorphologie war in den Schlammproben bei einer Dosierung von $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ erkennbar (Phase III.I und Phase III.IV); dabei hatte sich die FM- und FHM-Dosierung positiv auf die Flockenmorphologie und Fädigkeit ausgewirkt.

Die Entwicklung der Fadenbildner wurde durch die PAK-Dosierung weniger beeinflusst als vielmehr durch andere Umstände, wie bspw. Abwassertemperatur und Schlammbelastung. Das Auftreten von Fadenbildnern konnte jedoch unter PAK-Dosierung und ggf. Dosierung von FM und FHM besser abgefangen werden, sodass Schwimmschlamm in der PAK-Straße seltener oder weniger stark auftrat.

Eine meist geringe Anzahl der freien Zellen in beiden Straßen deutete nicht auf besondere Ereignisse, wie bspw. einen Zerfall der Flocken, hin. Dabei zeigte die Entwicklung des Auftretens freier Zellen, Zoogloea und Spirochäten über den Versuchsverlauf keinen Zusammenhang zur PAK-Dosierung.

Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die PAK die Entwicklung der Mikroorganismen im Hinblick auf deren Art und Anzahl nicht beeinflusst hat. Bei zunehmender PAK-Dosierung hatten die Proben aus der PAK-Straße jedoch i.d.R. einen neutralen Geruch, was prinzipiell auf eine stabilere Biologie bei höherer PAK-Dosierung hinweist.

3.2.7 Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH)

In Bild 3-5 sind beispielhaft Aufnahmen der ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien des FISH-Tests zu sehen. Die zwei linken Fotos zeigen fluoreszierende Ammoniumoxidierer und die beiden rechten Fotos fluoreszierende Nitritoxidierer.

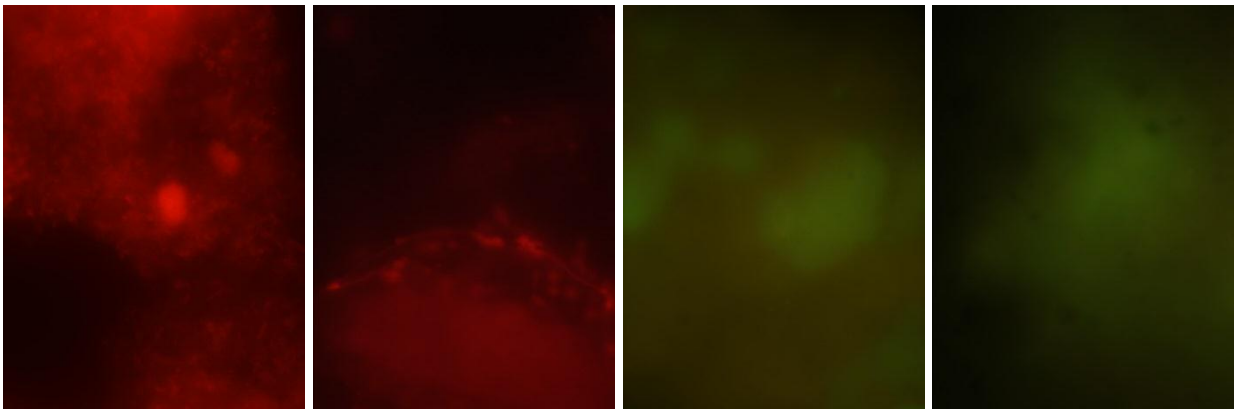


Bild 3-5: Fluoreszenzmarkierte ammoniumoxidierende (links außen 16.12.15: 0 mg_{PAK}/l_{Zu} und links mittig 20.06.17: 30 mg_{PAK}/l_{Zu}) und nitritoxidierende Bakterien in den gleichen Proben (rechts mittig 16.12.15 und rechts außen 20.06.17), Proben aus der PAK-Straße

Über die einzelnen Versuchsphasen sind größere Unterschiede in den VIT-Werten korrespondierender Proben aus der Referenz- bzw. der PAK-Straße zu erkennen. Die Mittelwerte für die Ammonium- und Nitritoxidierer beider Straßen liegen jedoch in einem ähnlichen Bereich bzw. in der PAK-Straße nur geringfügig unter den Werten der Referenzstraße (Ammoniumoxidierer: Referenzstraße: 1,61, PAK-Straße: 1,53 (-4,8 %) und Nitritoxidierer: Referenzstraße: 1,08, PAK-Straße: 1,05 (-2,8 %)).

Für NH₄-N und NO₂-N wurden in der Referenzstraße etwas geringere Ablaufwerte erreicht als in der PAK-Straße; dennoch kann in beiden Straßen von einer gut funktionierenden Nitrifikation gesprochen werden. Die geringen Unterschiede in beiden Straßen lassen nicht auf eine Hemmung durch PAK schließen, sondern können ebenso auf die, abgesehen von der PAK-Dosierung und ggf. FM- und FHM-Dosierung, unvermeidbaren leicht unterschiedlichen Randbedingungen in den beiden Straßen zurückzuführen sein.

3.2.8 Spurenstoffelimination

Von den 14 betrachteten konnten die acht Spurenstoffe 1H-Benzotriazol (1H-BTA), Carbamazepin (CBZ), Clarithromycin (CLA), Diclofenac (DCF), Metoprolol (MET), N4-Acetyl-Sulfamethoxazol (N4AcSMX), Sulfamethoxazol (SMX) und Bisphenol A (BPA) in Zu- und Ablauf der Versuchsanlage nachgewiesen werden; sechs Spurenstoffe (Diazepam, Estron, 17 α -Ethinylestradiol, 17 β -Estradiol, Octylphenol und Nonylphenol) lagen sowohl im Zu- als auch im Ablauf unter der Bestimmungsgrenze. Bild 3-6 zeigt die Zulaufkonzentrationen der nachweisbaren Spurenstoffe über den gesamten Versuchszeitraum. Die Ergebnisse sind in Form von Boxplot-Diagrammen aufgetragen. Die „n-Werte“ geben die Anzahl der Analysen an.

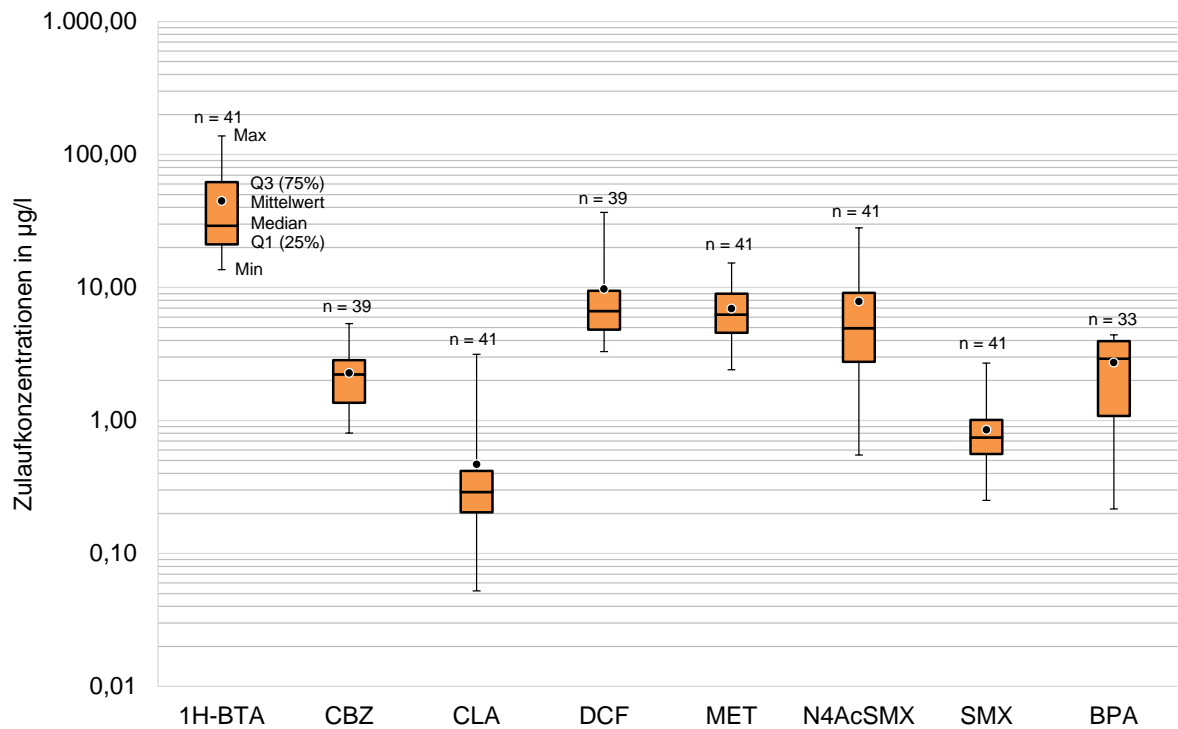


Bild 3-6: Zulaufkonzentrationen der nachweisbaren Spurenstoffe über den gesamten Versuchszeitraum

Bild 3-7 zeigt exemplarisch die Spurenstoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf der Referenz- und der PAK-Straße während der ersten Phase mit 30 mg_{PAK}/l_{Zu}-Dosierung (Phase III.I).

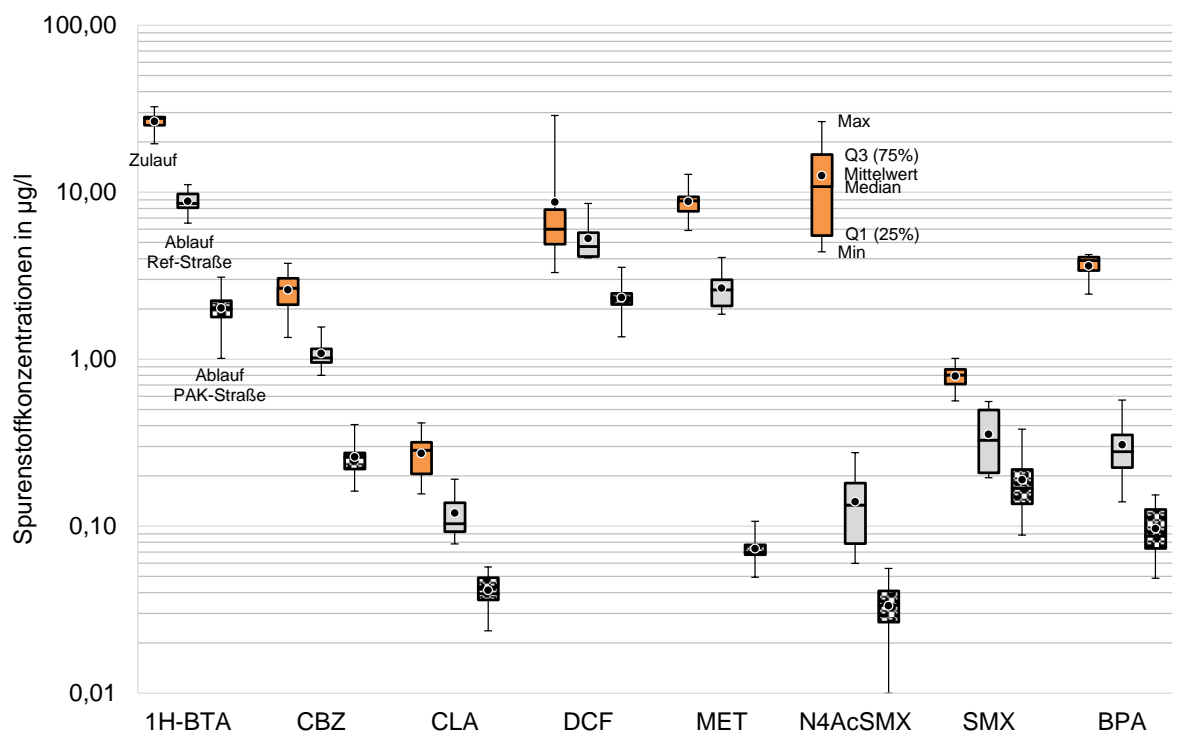


Bild 3-7: Spurenstoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf beider Straßen bei 30 mg_{PAK}/l_{Zu} (Phase III.I) in den Ablauf Nitrifikation der PAK-Straße, ohne Dosierung von FM und FHM, n = 8 je Box

Die Eliminationen der Spurenstoffe (Mittelwerte) in der Referenz- und der PAK-Straße über die unterschiedlichen Versuchsphasen sind für 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Clarithromycin und Diclofenac in Bild 3-8 und für Metoprolol, N4-Acetyl-Sulfamethoxazol, Sulfamethoxazol und Bisphenol A in Bild 3-9 dargestellt. Die Antennen geben die minimal und maximal erreichten Eliminationen an.

Die Stoffe 1H-Benzotriazol, Sulfamethoxazol und Bisphenol A konnten bereits in der Referenzstraße, also ohne PAK-Dosierung, in allen Versuchsphasen zu im Mittel mindestens 50 % eliminiert werden; eine mittlere Elimination ≥ 80 % (einzeln für die Versuchsphasen betrachtet) konnte dort jedoch nur für N4-Acetyl-Sulfamethoxazol erreicht werden, das im Mittel zu 90 bis > 99 % eliminiert wurde.

Für 1H-Benzotriazol und Metoprolol konnte bei Dosierung von $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ eine Elimination ≥ 80 % erreicht werden; für Clarithromycin und Bisphenol A waren dazu $20 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ nötig. Bei Dosierung von $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ wurde eine ≥ 80 %ige Elimination auch für Carbamazepin erreicht. Sulfamethoxazol wurde nicht in allen Phasen, in denen $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ dosiert wurden, zu im Mittel ≥ 80 % eliminiert, über alle $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ -Phasen hinweg jedoch zu im Mittel 81 %. Lediglich Diclofenac konnte nur in einer der drei $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ -Phasen zu > 80 % eliminiert werden, wobei die Substanz in dieser Phase in vergleichsweise hohen Zulaufkonzentrationen (im Mittel $18 \mu\text{g}/\text{l}$ gegenüber $9 \mu\text{g}/\text{l}$ in der Phase zuvor) vorlag.

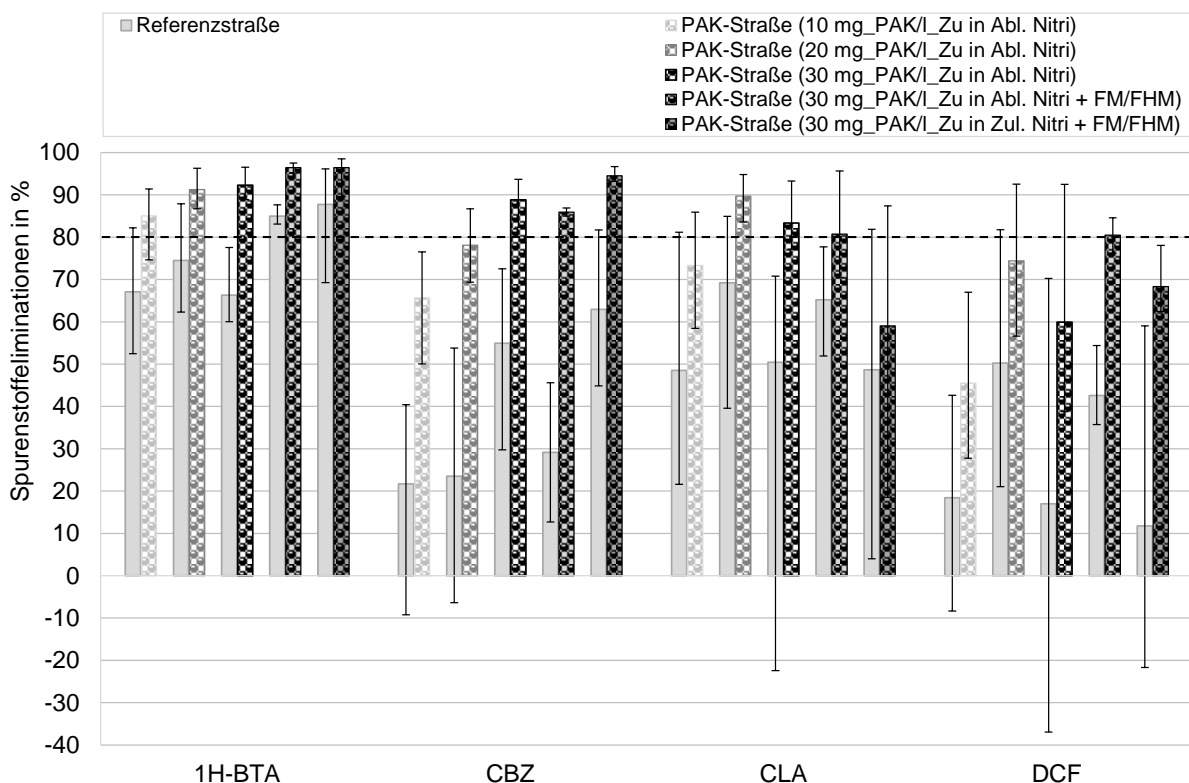


Bild 3-8: Spurenstoffelimination für 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Clarithromycin und Diclofenac (Mittelwerte, Minima und Maxima) über alle Versuchsphasen

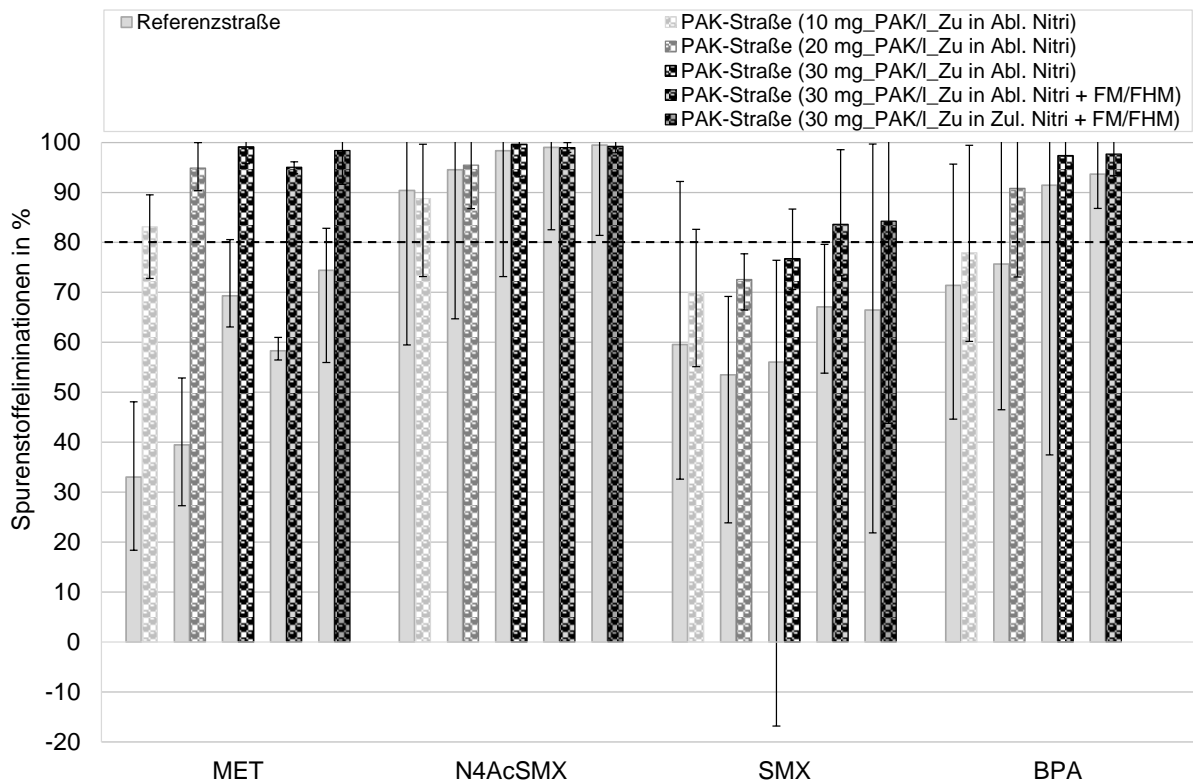


Bild 3-9: Spurenstoffelimination für Metoprolol, N4-Acetyl-Sulfamethoxazol, Sulfamethoxazol und Bisphenol A (Mittelwerte, Minima und Maxima) über alle Versuchsphasen

Im Vergleich zu den Ergebnissen aus der Literatur mit Schwerpunkt auf den nachgeschalteten Verfahren mit separater Adsorptionsstufe kann festgehalten werden, dass in den hier durchgeführten Untersuchungen bei einer PAK-Dosierung von $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ in die biologische Stufe für die meisten Spurenstoffe ähnlich hohe Eliminationen erreicht werden konnten wie bei der Dosierung von $15 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ in eine separate Adsorptionsstufe. Ausnahmen bildeten die Eliminationen für Diclofenac und Clarithromycin, die in den hier durchgeführten Versuchen geringer waren; PINNEKAMP et al. (2011) und ZWICKENPFLUG et al. (2010) konnten in ihren Untersuchungen bei einer PAK-Dosierung von $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ in die biologische Stufe für die beiden Spurenstoffe Eliminationen von ≥ 90 bzw. 98% erzielen.

3.3 Ermittlung von Abrasionserscheinungen durch PAK

Die Ergebnisse des Abrasionsversuches zeigen, dass eine Zunahme des Verschleißes an bspw. Pumpenbauteilen durch PAK nicht ausgeschlossen werden kann. Dies deckt sich auch mit den Erkenntnissen von PEHL et al. (2014). Die hier ermittelten Ergebnisse lassen jedoch den Schluss zu, dass der Einfluss von PAK auf Grauguss-Teile eher geringfügig ist. Ggf. kann im realen Betrieb durch den Einbau der PAK in den belebten Schlamm von einer noch geringeren Abrasionswirkung der PAK auf bspw. Pumpenbauteile ausgegangen werden als bei den im Teststand vorherrschenden Bedingungen mit reiner PAK-Suspension.

4 Kostenbetrachtung

Die Kosten für das Verfahren der simultanen PAK-Dosierung wurden den Kosten für das AFSF-Verfahren innerhalb einer Vergleichsrechnung gegenübergestellt. Als beispielhafte Ausbaugrößen wurden Kläranlagen mit 100.000 E und 250.000 E herangezogen. Für das AFSF-Verfahren wurden die Investitionsausgaben bestehender Anlagen (KA Lahr und KA Böblingen-Sindelfingen) aus METZGER et al. (2014) und SCHWENTNER et al. (2013) angenommen. Die Investitionskosten für die simultane PAK-Dosierung wurden anhand der notwendigen Baumaßnahmen und dem aktuellem Preisniveau aus entsprechenden Machbarkeitsstudien (SCHULZE-HENNINGS ET AL., 2017; SCHILLING, 2016; MAUS ET AL., 2016; KNOLLMANN UND HÜBNER, 2016) berechnet. Die zusätzlichen Kosten für Installation und Betrieb eines Filters werden für beide Verfahren nicht berücksichtigt, da dieser für beide Varianten notwendig ist.

Die Investitionsausgaben setzen sich aus den Kosten für Bautechnik, Maschinenteknik und Elektro-/Mess-, Steuer- und Regelungstechnik; die Betriebskosten aus den Kosten für Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie den Kosten für PAK, FHM und die Schlamm Entsorgung zusammen.

Als Grundlage für die Vergleichsrechnung dienen die „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ der DWA (DWA, 2012). Die Nutzungsdauer der kalkulierenden Teilgruppen (Bautechnik: 30 a, Maschinenteknik: 15 a, EMSR-Technik: 10 a) wurde KOM-M NRW (2015) entnommen. Die Jahreskosten wurden für einen Untersuchungszeitraum von 30 Jahren berechnet.

Bild 4-1 zeigt beispielhaft die Jahreskosten für eine Ausbaugröße von 100.000 E für die simultane PAK-Dosierung und das AFSF-Verfahren (KA Lahr).

Bei höheren Dosierungen steigt der Kostenanteil der verbrauchsgebundenen Kosten insbesondere durch eine Erhöhung der Beschaffungskosten für PAK, aber auch durch erhöhte Entsorgungskosten. Die verbrauchsgebundenen Kosten sind daher für die simultane PAK-Dosierung die entscheidende Kostenart, da generell von niedrigen Investitionskosten auszugehen ist und höhere PAK-Dosierungen zur Spurenstoffelimination notwendig sind.

Bild 4-2 zeigt die spezifischen Kosten in Abhängigkeit der PAK-Dosierung unter Angabe der PAK-Menge, bis zu der die simultane PAK-Dosierung unter den angenommenen Randbedingungen wirtschaftlich günstiger ist (Break-Even-Point) als das AFSF-Verfahren.

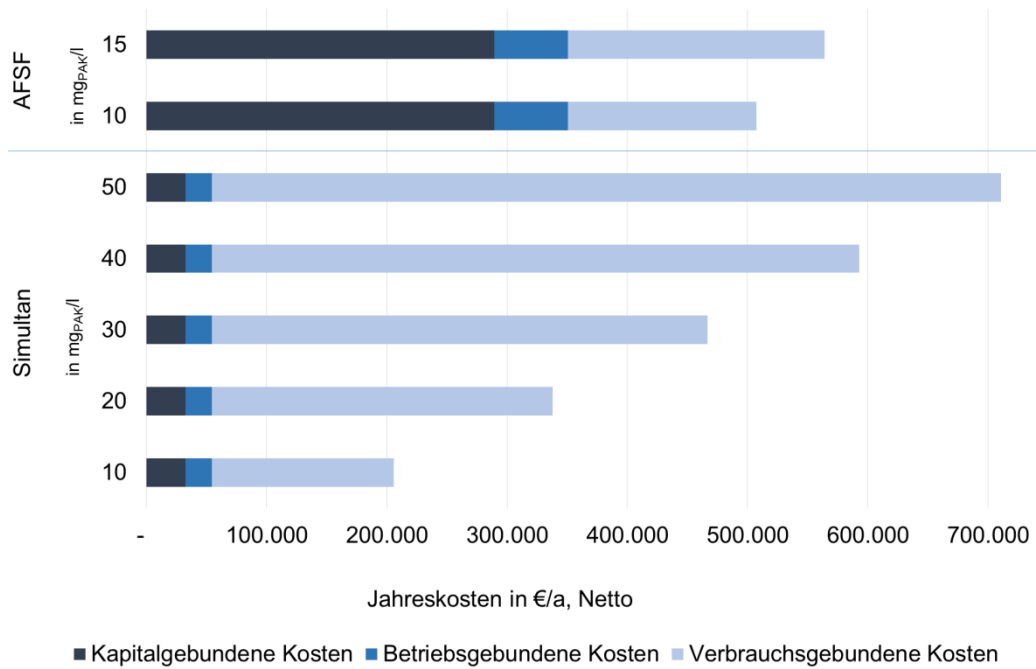


Bild 4-1: Jahreskostenaufteilung für die Ausbaugröße von 100.000 E

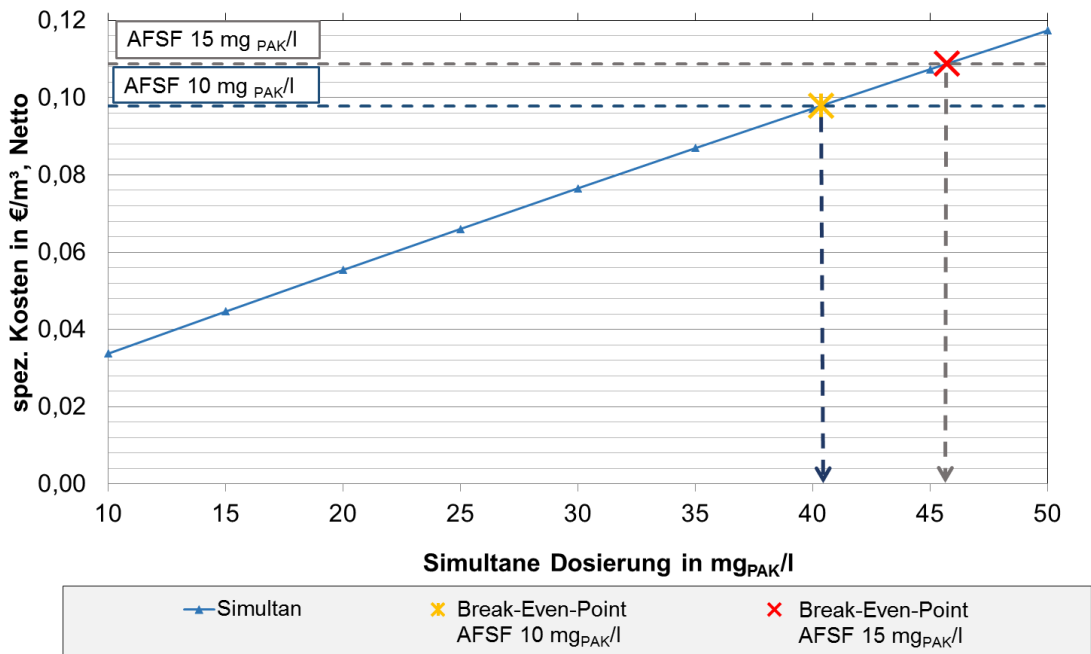


Bild 4-2: Spezifische Kosten in Abhängigkeit der PAK-Dosis und Darstellung der Break-Even-Points für die Ausbaugröße von 100.000 E

Insbesondere bei kleineren Anlagen mit einer Ausbaugröße von etwa 100.000 E ist die simultane PAK-Dosierung dem AFSF-Verfahren vorzuziehen. Bei Anlagen mit einer Ausbaugröße von 250.000 E ist ein wirtschaftlicher Betrieb der simultanen PAK-Dosierung nur bei geringeren Dosierungen (18 mg_{PAK}/l bzw. 23 mg_{PAK}/l, analog zu einer PAK-Dosierung von 10 bzw. 15 mg_{PAK}/l beim AFSF-Verfahren) möglich, bei denen möglicherweise keine gleichwertige Spurenstoffelimination erzielt wird.

5 Zusammenfassung und Fazit

Zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus dem Abwasser werden seit einigen Jahren weitergehende Verfahren großtechnisch umgesetzt. Beim Einsatz von Aktivkohle erfolgt die Zugabe der PAK bislang vorwiegend in eine der biologischen Stufe nachgeschaltete Adsorptionsstufe. Dabei kommt in der Regel das AFSF-Verfahren zur Anwendung.

Die simultane PAK-Dosierung in die biologische Reinigungsstufe stellt ein alternatives Verfahren zur Spurenstoffelimination dar, das durch geringe bauliche Veränderungen in eine Kläranlage integriert werden kann, jedoch höhere PAK-Dosierungen als das AFSF-Verfahren benötigt.

Das Verfahren der simultanen PAK-Dosierung wurde umfangreich auf der HtK des LANUV in Neuss durch den Betrieb zweier paralleler Versuchsstraßen (PAK- und Referenzstraße) untersucht. Dabei wurden die Auswirkungen der PAK auf die Reinigungsleistung hinsichtlich der Standardabwasserparameter und die Biozönose ermittelt. Zudem wurde ermittelt, welche PAK-Dosis notwendig ist, um ähnliche Eliminationen wie beim AFSF-Verfahren zu erreichen und welche Auswirkungen die Wahl der Dosierstelle auf die Spurenstoffelimination sowie die Einbindung der PAK in den belebten Schlamm hat.

Der Einfluss der PAK auf die Reinigungsleistung ist nicht nur für die Entnahme von Spurenstoffen, sondern für sämtliche organische Verbindungen als positiv zu bewerten, da mit zunehmender PAK-Dosierung eine höhere Elimination erfolgt. Die Auswirkungen auf die Stickstoffelimination sind gering; die Nitrifikationsleistung lag in beiden Straßen in der Regel bei über 99 %, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die PAK in den getesteten Dosiermengen die Nitrifikation nicht negativ beeinflusst. Die Denitrifikation fiel in der PAK-Straße der Versuchsanlage etwas geringer aus als in der Referenzstraße.

Basierend auf den Ergebnissen von Adsorptionsversuchen zur Spurenstoffelimination sollte die PAK-Dosierung in den Ablaufbereich der Nitrifikation (statt Ablauf der Denitrifikation) erfolgen, um eine Belegung von Adsorptionskapazitäten mit sehr gut adsorbierbaren, jedoch gleichzeitig gut biologisch abbaubaren Substanzen zu vermeiden. Im praktischen Betrieb waren bei einer Dosierung von 30 mg_{PAK}/l allerdings keine großen Unterschiede hinsichtlich der Spurenstoffelimination in Abhängigkeit davon zu erkennen, an welcher der beiden genannten Abläufe die PAK dosiert wurde. Dies liegt vermutlich in den größeren PAK-Verlusten durch den höheren Abtrieb von nicht oder noch nicht in den belebten Schlamm eingebundener PAK bei Dosierung in den Ablauf der Nitrifikation begründet. Die PAK-Dosierung in den Ablauf der Nitrifikation führte zunächst zu einem Anstieg der AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung, der mit zunehmender PAK-Dosierung, vermutlich durch eine Beschwerung der Flocken, wieder verringert werden konnte. Dennoch zeigten die Ergebnisse der Schwarzgradbestimmung die Notwendigkeit der Dosierung von FHM zur

Verringerung des PAK-Gehalts im Kläranlagen-Ablauf auf. Für eine weitgehende Verringerung war die Verlegung der PAK-Dosierstelle in den Ablauf der Denitrifikation notwendig. Dennoch traten auch bei PAK-Dosierung an dieser Stelle vereinzelt höhere PAK-Konzentrationen von bis zu $1 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ im Ablauf der Nachklärung auf, weshalb auf den Einsatz einer nachgeschalteten Filtration in der Großtechnik nicht verzichtet werden kann. Im Falle einer Filtration mit der üblicherweise vorgenommenen Rückführung des Filtrerrückspülwassers in die biologische Stufe würde dem höheren PAK-Abtrieb bei PAK-Dosierung in den Ablauf der Nitrifikation mit einer geeigneten Maßnahme begegnet. Dies könnte allerdings häufigere Rückspülintervalle als bei einer PAK-Dosierung in den Ablauf der Denitrifikation erfordern.

In den hier durchgeführten Untersuchungen konnten bei einer PAK-Dosierung von $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ in die biologische Stufe für die meisten Spurenstoffe ähnlich hohe Eliminationen erreicht werden wie bei der Dosierung von $15 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ in eine separate Adsorptionsstufe. Ausnahmen bildeten die Stoffe Diclofenac und Clarithromycin, deren Elimination in den hier durchgeführten Versuchen geringer war, jedoch in Untersuchungen zur simultanen PAK-Anwendung anderer Studien bei einer Dosierung von ebenfalls $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ in ähnlicher Höhe eliminiert werden konnten wie beim AFSF-Verfahren bei der Dosierung von $15 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$.

Die Entwicklung der Mikroorganismen im Hinblick auf deren Art und Anzahl wurde durch die PAK-Dosierung nicht wesentlich beeinflusst. Die beste Flockenmorphologie wies der Schlamm bei einer PAK-Dosierung von $30 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{l}$ auf, wobei sich die im späteren Projektverlauf in Betrieb genommene FM- und FHM-Dosierung positiv auf die Flockenmorphologie und Fädigkeit ausgewirkt hat. Die Entwicklung der Fadenbildner schien durch die PAK selbst weniger beeinflusst als vielmehr durch andere Umstände, wie beispielsweise die Abwassertemperatur und die Schlammbelastung. Das Auftreten von Fadenbildnern kann jedoch unter PAK-Dosierung und ggf. Dosierung von FM und FHM besser abgefangen werden, da die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes positiv durch die PAK-Dosierung beeinflusst werden. Die Einbindung der PAK in die Flocken bewirkt anscheinend eine Beschwerung und verhindert somit auch länger anhaltende Schwimm- und Blähschlammereignisse.

Die simultane PAK-Dosierung kann in Abhängigkeit der örtlichen Randbedingungen (Ausbaugröße und notwendige PAK-Dosis zum Erreichen der geforderten Spurenstoffelimination) auch aus monetärer Sicht mit dem AFSF-Verfahren konkurrieren. Der entscheidende Kostenunterschied der beiden Verfahren besteht einerseits in den deutlich geringeren Investitionsausgaben der simultanen PAK-Dosierung gegenüber dem AFSF-Verfahren und andererseits in den notwendigen höheren PAK-Dosierungen bei der simultanen PAK-Dosierung. Insbesondere bei Anlagen mit einer Ausbaugröße von etwa 100.000 E ist die simultane PAK-Dosierung dem AFSF-Verfahren selbst unter Annahme nachteiliger

Preisentwicklungen der hauptsächlich kostenverursachenden PAK vorzuziehen. Bei größeren Anlagen von etwa 250.000 E ist die einzusetzende PAK-Menge entscheidend für die Bewertung, welches Verfahren die kostengünstigere Option zur Spurenstoffelimination darstellt.

Soll ein Verfahren zur Spurenstoffelimination bewertet oder implementiert werden, sollten neben der Beachtung von Eliminationsleistungen und Kosten weitere Aspekte bedacht werden. Dabei sind beispielsweise der erhöhte Energiebedarf und der damit verbundene CO₂-Ausstoß zu nennen. Bei der simultanen PAK-Dosierung und dem AFSF-Verfahren beispielsweise steht ein erhöhter Ressourcenverbrauch zur Herstellung größerer PAK-Mengen (simultane PAK-Dosierung) einem erhöhten Ressourcenverbrauch durch notwendige Baumaßnahmen beim AFSF-Verfahren entgegen.

6 Literaturverzeichnis

BLFW (Hrsg.) (1999): Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung. 3. erw. und überarbeitete Aufl. Aufl. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München (Informationsberichte / Bayerisches Landesamt für Wassertwirtschaft, Heft 1/99). ISBN 9783930253777.

DIN 38404-3:2005-07 : Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) - Teil 3: Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung, Spektraler Absorptionskoeffizient (C 3).

DIN 38409-7:2005-12 : Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 7: Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H 7).

DIN EN 12880:2001-02 : Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts; Deutsche Fassung EN 12880:2000.

DIN EN 14702-1:2006-06 : Charakterisierung von Schlämmen - Absetzeigenschaften - Teil 1: Bestimmung der Absetzbarkeit (Bestimmung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindex); Deutsche Fassung EN 14702-1:2006.

DIN EN 1484:1997-08 : Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC); Deutsche Fassung EN 1484-1997.

DIN EN 1899-1:1998-05 : Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSB_n).

DIN EN 872:2005-04 : Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe - Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter.

DWA (Hrsg.) (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinie). 8. überarbeitete Auflage. Aufl., Hennef.

EIKELBOOM, D. H., VAN BUIJSEN, H. (1983): Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung. 1., Ausgabe. Aufl. Hirthammer Verlag, München. ISBN 3887210131.

KNOLLMANN, J., HÜBNER, H. (2016): Ertüchtigung der Kläranlage Verl-West zur Elimination von Spurenstoffen - Variantenbetrachtung, Machbarkeitsstudie. Hannover.

KOM-M NRW (Hrsg.) (2015): Mikroschadstoffentfernung machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hg. v. ARGE KOMPETENZZENTRUM MIKROSCHADSTOFFE.NRW. Köln.

- KUNST, S., HELMER, C., KNOOP, S. (2000): Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum Handbuch zur Identifizierung und Bekämpfung fädiger Bakterien ; mit 31 Tabellen. Springer, Berlin. ISBN 3540644903.
- MALMS, S., KRAHNSTÖVER, T., MONTAG, D., WINTGENS, T., BENSTÖM, F., FISCHER, J, SEGADLO, S., SCHUMACHER, S., PINNEKAMP, J., LINNEMANN, V. (2018): Bewertung von Verfahren zum Nachweis von Pulveraktivkohle im Kläranlagenablauf - BePAK. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MAUS, C., ANTE, S., SCHULZ, J. (2016): Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim. Hg. v. GRONTMIJ GMBH. Köln.
- METZGER, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser [Verfahrenstechnische, betriebliche und ökonomische Aspekte bei der Entfernung von Spurenstoffen]. Oldenbourg Industrieverl., München. ISBN 9783835632318.
- METZGER, S., TJOENG, I. O., RÖBLER, A., SCHWENTNER, G., RÖLLE, R. (2014): Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61 (11), S. 1029–1037.
- PEHL, B., BENDT, T., CLAUSEN, K., LÜBKEN, M., WICHERN, M., BÖRGERS, A., TÜRK, J. (2014): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser unter Einsatz reaktiver Pulveraktivkohle aus Trinkwasserwerken Abschlussbericht. Düsseldorf.
- PINNEKAMP, J., BOLLE, F.-W., RIßE, H., GREDIGK-HOFFMANN, S., PALMOSWSKI, L., VELTMANN, K., MOUSEL, D., MAUER, C., SIMSHEUSER, C., SCHMITZ, U., ECKERS, S., JAGEMANN, P., THÖLE, D. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I, Abschlussbericht, IV-7-042 600 003 J, Aachen. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_ENVELOSO.pdf, Zugriff am: 20.11.2017.
- SCHILLING, S. (2016): Kläranlage Siegen (mit Anschluss der Kläranlage Weidenau) Machbarkeitsstudie. Hg. v. KLAPP + MÜLLER GMBH. Reichshof.
- SCHULZE-HENNINGS, U., MAUS, C., BOEKELS, A. (2017): Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der zentralen Abwasserbehandlungsanlage (ZABA) Sankt Augustin. Hg. v. SWECO GMBH. Köln.
- SCHWENTNER, G., KREMP, W., MAURITZ, A., HEIN, A., METZGER, S., RÖBLER, A. (2013): Kosten der weitergehenden Abwasserreinigung mit PAK Teil 2. wwt wasserwirtschaft-wassertechnik (5), S. 28–31. Online verfügbar unter <http://www.wwt-online.de/kosten-der-weitergehenden-abwasserreinigung-mit-pak-0>, Zugriff am: 15.01.2018.

SONTHEIMER, H., CRITTENDEN, J. C., SUMMERS, R. S., FRICK, B. R., FETTIG, J., HÖRNER, G., HUBELE, C., ZIMMER, G. (1988): Activated carbon for water treatment. DVGW-Forschungsstelle Engler-Bunte-Inst. Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. ISBN 3-922671-20-9.

ZWICKENPFLUG, B., BÖHLER, M., STERKELE, B., JOSS, A., SIEGRIST, H., TRABER, J., GUJER, W., BEHL, M., DORUSCH, F., HOLLENDER, J. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser Abschlussbericht. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/03_Aktivkohle/Eawag_PAK/2010_Eawag_PAK_Abschlussbericht.pdf, Zugriff am: 02.08.2017.