

Institut für Siedlungswasserwirtschaft
an der RWTH Aachen University, atd Ingenieurgesellschaft für Abwasserwirtschaft
und technische Dienstleistungen mbH, hydrograv GmbH

**„Schwarzes Gold – Entwicklung eines integrierten,
energie- und ressourcenschonenden Abtrennverfahrens
(„hydrograv Adapt-PAK“) für Pulveraktivkohle aus
nachwachsenden Rohstoffen zur Spurenstoffentfrachtung
von Oberflächengewässern“**

Abschlussbericht über ein Forschungsvorhaben, gefördert
unter dem AZ: 38353/01 von der Deutschen Bundesstiftung
Umwelt



Aachen, Januar 2025

Hannah Ingendae, M.Sc.
Dr.-Ing. Laurence Palmowski
Prof. Dr.-Ing. Thomas Wintgens
Dr.-Ing. Frank Benstöm
Alexander Claesgens, M.Sc.
Dr.-Ing. Martin Armbruster
Dipl.-Ing. Martin Naumann
Dipl.-Ing. Joachim Höntsch
Dr.-Ing. Denis Koschichow

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

06/02

Projektkennblatt

der

Deutschen Bundesstiftung UmweltAz **38353/01**Referat **23**Fördersumme **248.883,00 €**

Antragstitel **Schwarzes Gold - Entwicklung eines integrierten, energie- und ressourcenschonenden Abtrennverfahrens („hydrograv Adapt-PAK“) für Pulveraktivkohle aus nachwachsenden Rohstoffen zur Spurenstoffentfrachtung von Oberflächengewässern**

Stichworte Ressourcenschonung; Umwelttechnik

Laufzeit

Projektbeginn

Projektende

Projektphase(n)

16 Monate**01.08.2023****30.11.2024**

-

Zwischenberichte

-

Bewilligungsempfänger	Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen University (Universität)	Tel	+49 241 80 27522
	Mies-van-der Rohe-Str. 1 52074 Aachen	Fax	+49 241 80 22285
		Projektleitung	Prof. Dr.-Ing. Thomas Wintgens
		Bearbeiter	Hannah Ingendae

Kooperationspartner hydrograv GmbH (hydrograv) (KMU)

Ingenieurgesellschaft für Abwasserwirtschaft und technische Dienstleistungen mbH (ATD) (KMU)

Assoziierter Partner Kläranlage Bad Berleburg (Bad Berleburg) (Stadtwerke)

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Zur Elimination von Spurenstoffen (Arzneimittelrückstände, Diagnostika, Hormone, Chemikalienreste) in kommunalen Kläranlagen – die den Haupteintragspfad für Spurenstoffe in Oberflächen- und Grundwasser darstellen – wird aufgrund ihrer Breitbandwirkung Pulveraktivkohle (PAK) verwendet. Zu deren Abscheidung nach erfolgter Dosierung und Spurenstoffadsorption werden auf Kläranlagen bislang Sandfilter eingesetzt, die bis zu 15 % des Gesamtenergieverbrauchs (Beschickung, Spülung, Rückführung Spülabwässer) kommunaler Kläranlagen verursachen. Da Kläranlagen in vielen Kommunen den größten Einzelenergieverbraucher darstellen, tragen klassische Filter erheblich zur Freisetzung von CO₂-Äquivalenten bei. Zudem werden erhebliche Mengen von CO₂-Äquivalenten beim Bau der Filter (Beton, Bewehrungsstahl) – sofern verwendet – und bei der üblichen Verwendung von PAK aus fossilen Rohstoffen (Braun-/Steinkohle oder Torf) freigesetzt.

Im Projekt „Schwarzes Gold“ wurde eine PAK aus nachwachsenden Rohstoffen in einem großtechnischen Versuch verwendet. Diese sollte in einem im Nachklärbecken integrierten sogenannten adaptiven Einlaufsystem („hydrograv adapt“) durch Nutzung des Flockenfiltereffekts ohne zusätzliche Filtrationsbauwerke sicher abgeschieden werden. Bei diesem neuartigen „hydrograv adapt-PAK“, das zudem als digitaler Zwilling im Rahmen des Projekts umgesetzt wurde, wird bauartbedingt keine zusätzliche Fläche auf Kläranlagen versiegelt, praktisch keine Energie für den Betrieb benötigt (lediglich Antrieb zur automatischen Höhenanpassung) und der Ausstoß von CO₂-Äquivalenten durch Verwendung von PAK aus nachwachsenden Rohstoffen wird auf ein Minimum beschränkt. Das Vorhaben wurde durch Ablaufmessung des PAK-Schlupfs und der Feststoffe zur Sicherstellung der hinreichenden PAK-Abscheidung begleitet. Zudem wurde eine Ökobilanzierung, eine Kostenbetrachtung und Nutzwertanalyse sowie ein CFD (Computational Fluid Dynamics) Modell zur Übertragung auf andere Kläranlagen durchgeführt.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Im Rahmen des Projekts zur Implementierung des adapt-PAK-Systems an der Kläranlage Bad Berleburg wurden zunächst Vorbereitungen in Verbindung mit dem bestehenden System für den Versuchsbetrieb durchgeführt. Es erfolgte die Anpassung des adapt-Einlaufsystems an die PAK-Abscheidung durch CFD-Simulationen, um den Flockenfiltereffekt im stabilen Schlammbett optimal zu nutzen und somit die Steuerparameter für den späteren Referenzbetrieb festzulegen. Zudem wurde das PAK-Dosiersystem geplant und installiert; hierbei wurde die Hardware in die bestehende Kläranlage integriert und in Betrieb genommen. Für eine umfassende analytische Begleitung des Versuchsvorhabens wurde zudem ein Probennehmer installiert und ein Probenahmekonzept entwickelt.

Zunächst wurde der IST-Zustand im Vollstrombetrieb ohne PAK-Dosierung ermittelt, gefolgt von einer Phase mit kontinuierlicher Dosierung über einen Zeitraum von 16 Wochen. Parallel dazu wurden wöchentlich 24h-Mischproben genommen und umfassende Analytik durchgeführt, um gewählte Ablaufparameter (CSB, Trübung, AFS, DOC) sowie den PAK-Schlupf und die Spurenstoffelimination zu dokumentieren. Die Bestimmung des PAK-Schlupfs erfolgte über die Gradienten-TOC-Methode.

Für die Übertragung der Erkenntnisse des Projekts auf andere Kläranlagen wurden rheologische Messungen in der Nachklärung durchgeführt und ein CFD-Modell entwickelt, das das Verhalten des Systems unter PAK-Dosierung abbildet.

Zur weitergehenden Bewertung und Übertragung des Verfahrens wurde außerdem ein ökologisches Screening durchgeführt. Dafür wurde eine Sachbilanz erstellt, um CO₂-Äquivalente über einen langen Zeitraum zu berechnen und auszuwerten. Die Ergebnisse des Screenings fließen anschließend in eine Nutzwertanalyse ein, welche Investitions-, Betriebs- und Rückbaukosten sowie technische Aspekte berücksichtigt.

Ergebnisse und Diskussion

Der PAK-Schlupf liegt beim Versuchsvorhaben selbst bei hoher PAK-Dosierung im Bereich $\leq 0,1$ mg/L und ist somit genauso effizient wie die Abscheidung bei der Verwendung eines nachgeschalteten Filters. Zudem konnte bei weiteren Parametern im Kläranlagenablauf (bspw. AFS und CSB) eine Verbesserung beobachtet werden. Weiterhin wurde die Leistungsfähigkeit der Nachklärung durch die Kombination des hydrograv Adapt und der PAK-Dosierung gesteigert, sodass bestehende Becken höhere Lasten aufnehmen können. Die mittlere Spurenstoffelimination der verwendeten biogenen PAK liegt bei mindestens 80 % und erreicht Spitzen von bis zu 95 %. Somit sind die Anforderungen der EU-KARL Novelle erfüllt. Im ökobilanziellen Screening ergeben sich für biogene PAK zudem über 50 % verringerte Emissionen verglichen mit PAK aus fossilem Ursprung.

Beim ökobilanziellen Screening wurden neben dem adaptiven Einlaufsystem Varianten mit einem diskontinuierlichen Filter, einem kontinuierlichen Sandfilter in Stahltanks, einem kontinuierlichen Sandfilter in Beckenbauweise und einem Tuchfilter evaluiert. In der Bewertungsmatrix wurden Annahmen zu Strommix, Bewehrungsstahlanteil und Transportdistanzen getroffen. Es muss berücksichtigt werden, dass die Entwicklung über den gewählten 30-jährigen Betrachtungszeitraum einen Unsicherheitsfaktor darstellt. Die baubedingten Emissionen beziehen sich hauptsächlich auf Bautechnik und Stromverbrauch. Die Variante mit hydrograv Adapt verursacht die geringsten Emissionen – fünfmal geringer als bei einem Tuchfilter und 19-mal geringer als bei einem kontinuierlichen Sandfilter in Beckenbauweise. Positiv ist zudem der fehlende Platzbedarf für zusätzliche Filterbecken. Die PAK hat über 90 % des CO₂e-Emissionsanteils, was den Einfluss der Aktivkohleproduktion verdeutlicht. Eine Kostenvergleichsrechnung zeigt das adaptive Einlaufsystem als kostengünstigste Option, obwohl die Betriebskosten aufgrund der hohen Dosierung von Pulveraktivkohle etwas höher erscheinen.

CFD-Simulationen sicherten die Übertragbarkeit der Ergebnisse und zeigen keine negativen Einflüsse von Aktivkohle auf Schlamm oder Nachklärung. Vorteil bei der Implementierung des Systems in zukünftigen Projekten ist, dass eine individuelle Simulation der jeweiligen Strömungsverhältnisse ermöglicht das Verfahren exakt auszulegen und anzupassen, wodurch maßgeschneiderte Lösungen bereitgestellt werden können.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die Projektergebnisse werden sowohl auf der hydrograv-Website als auch im hydrograv LinkedIn-Kanal veröffentlicht. Kunden mit bestehenden Adapt-Installationen werden per Mailing über die Projektergebnisse informiert. Auf der IFAT 2024 wurde eine positive Erwartungshaltung von Anlagenbetreibern und Ingenieurbüros signalisiert, an die mit validierten Fakten aus Bad Berleburg angeknüpft wird, um weitere Demonstratoren zu erzielen. Die Projektergebnisse fließen in die Werbekampagne und Demonstratoren der hydrograv GmbH für die IFAT 2026 ein. Zudem wird ein möglicher Zeitschriftenartikel in der KA Abwasser (o.Ä.) unterstützt. Im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit wurde das Projekt zudem bereits in verschiedenen Formaten (bspw. beim Kölner Kanal- und Kläranlagenkolloquium und im Rahmen eines DWA Nachbarschaftstreffens sowie eines DWA Gruppentreffens) vorgestellt und stoß dabei auf reges Interesse. Zudem ist eine Präsentation des Projekts bei der Essener Tagung 2025 geplant.

Fazit

Die PAK-Abtrennung mit dem adaptiven Einlaufsystem stellt einen Fortschritt im aktiven und nachhaltigen Gewässerschutz dar. Die Qualität des Ablaufs, sowohl hinsichtlich der AFS-Konzentration als auch der Spurenstoffe, wird durch den Einsatz der biogenen PAK erheblich verbessert. Der PAK-Rückhalt liegt bei über 99 % und ist somit ebenso effizient wie bei Verwendung eines Filters.

In der ökologischen Betrachtung sowie in Kostenvergleichsrechnung und Nutzwertanalyse erweist sich das adaptive Einlaufsystem als die effizienteste und ressourcenschonendste Lösung. Es ist jedoch zu beachten, dass die PAK über 90 % der CO₂e-Emissionen ausmacht, was die Produktion und den Ursprung der Aktivkohle zu einem entscheidenden Faktor macht.

Für eine umfassendere Bewertung sollten längere Zeiträume betrachtet werden, um jahreszeitliche Schwankungen zu berücksichtigen. Zukünftige Versuche sollten klären, ob eine vergleichbare Elimination von Spurenstoffen auch mit geringeren PAK-Dosiermengen möglich ist. Zudem bedarf es einer Evaluierung der optimalen Dosierstelle und -menge des Fällmittels.

Der praktische Nachweis der Wirksamkeit reduziert das Risiko für den Verfahrensausgang und senkt das Investitionsrisiko. CFD-Simulationen sichern die Übertragbarkeit der Ergebnisse und ermöglichen die Integration von Spurenstoffentfernung in bestehende Kläranlagen ohne zusätzliche Stufen, was eine kosteneffiziente Erweiterung zur Erfüllung von Umweltstandards ermöglicht.

Inhaltsverzeichnis

Projektbeteiligte	3
Verzeichnis der Abbildungen	5
Verzeichnis der Tabellen	7
Verzeichnis der Abkürzungen	8
1 Zusammenfassung.....	10
2 Anlass und Zielsetzung des Projektes	11
3 Methoden und Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung.....	15
3.1 Vorbereitende Arbeiten.....	15
3.1.1 Vorstellung des adaptiven Einlaufsystems	15
3.1.2 Installation des PAK-Dosiersystems	17
3.1.3 Auswahl PAK.....	18
3.1.4 Kläranlage Bad Berleburg	20
3.2 Versuchsbetrieb Adapt-PAK-System	21
3.2.1 PAK-Dosierung	21
3.2.1.1 Dosierstrategie und Versuchsplanung	21
3.2.1.2 Störungen bei der PAK-Dosierung.....	22
3.2.2 Auswertung der Betriebs- und Analytikdaten.....	23
3.2.2.1 Ablaufcharakterisierung	23
3.2.2.2 PAK-Schlupf	27
3.2.2.3 Spurenstoffelimination	29
3.2.2.4 Anmerkungen aus dem Betrieb	31
3.3 Modellbasierte Übertragbarkeit auf andere Anlagen	31
3.3.1 Arbeitsschritte und Ergebnisse.....	31
3.3.1.1 Voruntersuchung und Versuchsbegleitung	31
3.3.1.2 CFD-Simulationen am digitalen Anlagenmodell und deren Validierung	32

3.3.1.3	Gegenüberstellung der Schadstoffelimination im Adapt-PAK-System mit einer konventionellen Zulaufgestaltung nach DWA-Empfehlung.....	34
3.3.1.4	Anbindung der Datenübertragung an die hydrograv Datenplattform	37
3.3.2	Einordnung und Diskussion	37
3.4	Ökobilanzielles Screening, Kostenvergleichsrechnung und Nutzwertanalyse	38
3.4.1	Arbeitsschritte	38
3.4.1.1	Ökobilanzielles Screening	38
3.4.1.2	Kostenvergleichsrechnung	41
3.4.1.3	Nutzwertanalyse	41
3.4.2	Ergebnisse.....	41
3.4.2.1	Ökobilanzielles Screening	41
3.4.2.2	Kostenvergleichsrechnung	43
3.4.2.3	Nutzwertanalyse	44
3.4.3	Einordnung und Diskussion	45
3.4.3.1	Ökobilanzielles Screening	45
3.4.3.2	Kostenvergleichsrechnung	45
3.4.3.3	Nutzwertanalyse	46
4	Bewertung der Vorhabenergebnisse	47
5	Öffentlichkeitsarbeit.....	50
6	Fazit.....	52
	Literaturverzeichnis	54
	Anhang A	57
	Anhang B	60

Projektbeteiligte

	<p>RWTH Aachen University (Antragsteller) Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Thomas Wintgens Mies-van-der-Rohe-Str. 1, 52074 Aachen Tel: 0241 8025207 E-Mail: isa@isa.rwth-aachen.de www.isa.rwth-aachen.de</p>
<p>Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Thomas Wintgens Dr.-Ing. Laurence Palmowski Hannah Ingendae, M.Sc. Ansprechpartner/ Projektleitung</p>	

	<p>hydrograv GmbH (Kooperationspartner) August-Bebel-Straße 48, 01219 Dresden Tel: 0351 811 355-0 E-Mail: info@hydrograv.com www.hydrograv.com</p>
<p>Dr.-Ing. Martin Armbruster Ansprechpartner/ Projektpartner Dipl.-Ing. Martin Naumann Projektleiter hydrograv Dipl.-Ing. Joachim Höntsch Leitender Simulationsingenieur hydrograv Dr.-Ing. Denis Koschichow Unterstützung Projektbearbeitung</p>	

 <p>Ingenieurgesellschaft für Abwasserwirtschaft und technische Dienstleistungen mbH</p>	<p>atd Ingenieurgesellschaft für Abwasserwirtschaft und technische Dienstleistungen mbH (Kooperationspartner)</p> <p>Krefelder Straße 147, 52070 Aachen</p> <p>www.atdgmbh.de</p>
Dr.-Ing. Frank Benstöm	Ansprechpartner/ Projektpartner
Alexander Claesgens, M.Sc.	Projektbearbeitung
Antonia Hüpkes, M.Sc.	Projektbearbeitung
Janine Möller, M.Sc.	Projektbearbeitung
Dipl.-Ing. Gerd Malmendier	Projektbearbeitung

 <p>Bad Berleburg Widnis Wirtschaft Wagenut</p>	<p>Kläranlage Bad Berleburg (Assoziierter Partner)</p> <p>Limburgerstraße 82, 57319 Bad Berleburg</p> <p>Tel: 02751 7264</p> <p>E-Mail: ka.berleburg@t-online.de</p> <p>https://www.bad-berleburg.de/</p>
Jörg Sonneborn	Ansprechpartner/Projektleiter

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Vergleich PAK Verfahren. a Simultandosierung, b Dosierung vor Filter, c Ulmer Verfahren (nach DWA, 2021).....	12
Abbildung 2: Verfahrensschema einer konventionellen PAK-Adsorptionsstufe mit nachgeschaltetem Filter (links) im Vergleich zum innovativen hydrograv Adapt-PAK System (rechts).....	13
Abbildung 3: Patentiertes Einlaufsystem „hydrograv Adapt“ in einem entleerten Nachklärbecken einer kommunalen Kläranlage in (a) tiefer und (b) hoher Position.	16
Abbildung 4: CFD-Simulation und zugehörige Filter aus der AFS-Messung einer (a) konventionellen Nachklärung mit starrer Zulaufgestaltung und (b) Nachklärung mit hydrograv Adapt bei gleicher Belastung.....	17
Abbildung 5: Schematische Darstellung (BASTIAN, 2023) und Abbildung der verwendeten PAK-Dosieranlage (SCHAUB UMWELTECHNIK GMBH, 2024).....	18
Abbildung 6: Volumenspezifischer PAK-Bedarf in mg/L der getesteten PAK-Typen zur Erreichung einer SAK-Abnahme von 30% (BÖHLER et al., 2022).....	19
Abbildung 7: Ausschnitt der für das Versuchsvorhaben relevanten Becken- und Komponentenanzordnung der KA Bad Berleburg.....	21
Abbildung 8: Übersicht der Versuchsphasen anhand des Verfahrensfliesschemas in Abhängigkeit der Dosierstellen von PAK und FeClSO_4	22
Abbildung 9: Verlauf der vorgegeben und tatsächlich dosierten PAK-Menge pro Tag über den Dosierzeitraum.	23
Abbildung 10: AFS-Konzentration (rot) und Durchfluss (blau) im Kläranlagenablauf im Zeitraum September 2023 bis September 2024.	24
Abbildung 11: AFS-Konzentration (rot) und Trübung (grün) im Kläranlagenablauf im Zeitraum September 2023 bis September 2024.	25
Abbildung 12: CSB-Konzentration einer unfiltrierten (braun) und einer filtrierten (gelb) Probe im Kläranlagenablauf im Zeitraum September 2023 bis September 2024. Ein Ausreißer vor dem Versuchszeitraum wurde ausgenommen.....	26
Abbildung 13: Phosphorkonzentration (Ortho-Phosphat) im Kläranlagenablauf im Zeitraum Januar 2024 bis September 2024.....	27
Abbildung 14: Kalibriergerade des TOC Gradienten-Verfahrens zur Bestimmung des PAK-Schlupfs.	28

Abbildung 15: PAK-Konzentration (schwarz) und AFS-Konzentration (rot) im Kläranlagenablauf im Versuchszeitraum (Mai bis September 2024).	29
Abbildung 16: Mittlere Spurenstoffentfernung in Abhängigkeit der DOC _{NK} -spezifischen PAK-Dosiermenge.	30
Abbildung 17: Abgleich der CFD-Simulation mit der gemessenen Schlammkonzentration im adaptiven Regelbetrieb.....	33
Abbildung 18: Links: Verteilung der radialen Geschwindigkeitskomponente als Ergebnis der CFD-Simulation. Gestrichelte schwarze Linie kennzeichnet die Position der Messung. Rechts: Gegenüberstellung der Messung mit der CFD-Simulation bei Adapt-Regelbetrieb.	34
Abbildung 19: Simulation der am Tag der Messung gegenübergestellten Varianten bei Trockenwetter. Links: Starrer Zulauf nach (DWA, 2016b)-A131, rechts: hydrograv Adapt im Regelbetrieb.....	35
Abbildung 20: Abgleich der CFD-Simulation mit der gemessenen Schlammkonzentration für eine starre Zulaufgestaltung nach DWA-A131.....	35
Abbildung 21: Online-Messungen am Versuchstag zeigen die Zunahme der Trübung bei Einlaufgestaltung nach DWA-Standard.	36
Abbildung 22: Belastungsdaten und Adapt-Telemetriedaten der Anlage Stadt Bad Berleburg in der hydrograv-Analyseplattform.....	37
Abbildung 23: CO ₂ e Emission der Varianten V1 bis V5 mit Aktivkohle über 30 Jahre mit prognostiziertem Strommix.....	42
Abbildung 24: CO ₂ e Emission ohne Aktivkohle über 30 Jahre mit prognostiziertem Strommix .	43
Abbildung 25: Projektkostenbarwerte [brutto] nach KVR bei einem Betrachtungszeitraum von 30 Jahren	44
Abbildung 26: Projektkostenbarwerte inklusive Aktivkohle als Sonstige Betriebskosten (brutto)	46

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Übersicht der im Bereich der Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser etablierten PAK-Produkte gemäß RÖßLER und MEIER (2019), zudem zwei (*) Produkte, welche ebenfalls häufig eingesetzt werden (nach BÖHLER et al., 2022).....	19
Tabelle 2: Stoffspezifikationen PAK pharmA-Clean (CSC GMBH, 2024).	20
Tabelle 3: Abschreibungszeiträume und Reinvestitionen.....	39
Tabelle 4: Übersicht Öffentlichkeitsarbeit.....	51

Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
ADV-Sonde	akustische Dopplersonde zur Geschwindigkeitsmessung	
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/L
BB	Belebungsbecken	
BG	Bestimmungsgrenze	
CFD	Computational Fluid Dynamics	
CO ₂ e	CO ₂ -Äquivalente	
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/L
C _{TM}	Konzentration Trockenmasse	%
DOC	Dissolved organic carbon	mg/L
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.	
EAWAG	Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung & Gewässerschutz	
FeClSO ₄	Eisen-III-chloridsulfat Lösung	
FHNW	Fachhochschule Nordwestschweiz	
FM	Fällmittel	
GAK	granulierte Aktivkohle	
GK	Größenklasse	
GWP	Global Warming Potential	CO ₂ e
ISV	Schlammindex	mL/g
KA	Kläranlage	
KARL	EU-Kommunalabwasserrichtlinie	
KI	Künstliche Intelligenz	
KomS	Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW	
LC-MS/MS	Flüssigchromatographie mit Tandem-Massenspektrometrie	
LCA	Life Cycle Assessment	
ML	Maschinelles Lernen	
MOPAK	Mobile Pulveraktivkohle Lager- und Dosieranlage	
NK	Nachklärung	
PAK	Pulveraktivkohle	
PLS	Prozessleitsystem	
Q _M	Mischwasserzufluss	L/s

Q _{max}	Maximaler Zufluss	L/s
Q _{TW}	Trockenwetterzufluss	L/s
ROC	restlicher oxidierbarer Kohlenstoff	
SAK ₂₅₄	Absorptionskoeffizient bei einer Wellenlänge von 254nm	
SD	Sedimentationsbecken	
TIC	anorganischer Kohlenstoff	
TOC	Total Organic Carbon	
UBA	Umweltbundesamt	

1 Zusammenfassung

Die bevorstehende Novellierung der Abwasserverordnung in Deutschland zielt darauf ab, den Gewässerschutz zu verbessern, insbesondere durch die Elimination von Spurenstoffen wie Arzneimittelrückständen. Schätzungen zufolge müssen bis 2045 etwa 1700 von rund 9000 Kläranlagen in Deutschland um eine vierte Reinigungsstufe erweitert werden. Zur Entfernung von Spurenstoffen kommen verschiedene Verfahren zum Einsatz, darunter Ozonung und Aktivkohle (granuliert oder pulverisiert). Bei der Verwendung von Pulveraktivkohle (PAK) ist eine sichere Abtrennung dieser aus dem Wasserstrom zu gewährleisten, um eine Rückführung der adsorbierten Schadstoffe ins Gewässer zu vermeiden.

Das Projekt „Schwarzes Gold“ hat sich mit der Entwicklung einer nachhaltigen Methode zur Spurenstoffelimination beschäftigt. Dabei wurde ein adaptives Einlaufsystem ("hydrograv Adapt-PAK") - bestehend aus einem adaptiven Einlaufsystem und PAK-Dosierung - implementiert, das ohne zusätzliche Filterbauwerke arbeitet. Zudem wurde eine biogene PAK statt eines Produkts aus fossilen Quellen verwendet. Großtechnische Untersuchungen an der Kläranlage in Bad Berleburg über mehrere Monate haben gezeigt, dass das System eine hohe Effizienz bei der Spurenstoffelimination erreicht und gleichzeitig den Ressourcenverbrauch minimiert. Der PAK-Schlupf wurde mithilfe des TOC-Gradienten-Verfahrens überwacht und bestätigt eine PAK-Entfernung von über 99 %, was mit der Performance eines nachgeschalteten Filters im oberen Effizienzbereich vergleichbar ist. Für zukünftige Bewertungen ist empfehlenswert, längere Zeiträume zu betrachten und mögliche Optimierungen bei der Dosierung von PAK sowie Fällmittel zu untersuchen.

Sowohl in einer ökobilanziellen Betrachtung als auch in einer Kostenvergleichsrechnung und Nutzwertanalyse von Verfahren zur PAK-Abscheidung zeigt sich die Verfahrenswahl mit adaptivem Einlaufsystem als die effizienteste und ressourcenschonendste Lösung. Dabei ist bei der ökobilanziellen Evaluierung anzumerken, dass die PAK über 90 % des Anteils der CO₂e-Emissionen über den gewählten Betrachtungszeitraum ausmacht, was die entscheidende Rolle des Ursprungs der PAK verdeutlicht.

Die Übertragbarkeit und weitere Verwertung der Vorhabenergebnisse wurden durch den Einsatz von CFD-Simulationen sichergestellt. Zusammen mit dem praktischen Nachweis der Wirksamkeit wird so das Investitionsrisiko gesenkt und die Übertragbarkeit auf andere Kläranlagen erleichtert. Das entwickelte Verfahren bietet eine kostengünstige sowie wartungsarme Lösung zur sicheren Elimination von Spurenstoffen mit verbesserter CO₂- und Energiebilanz. Dies ermöglicht eine ressourcenschonende Anpassung bestehender Anlagen zur Erfüllung neuer Umweltstandards und trägt somit erheblich zum Schutz der Gewässer bei.

2 Anlass und Zielsetzung des Projektes

Die zukünftige Novellierung der Abwasserverordnung hat weitreichende Konsequenzen für den Gewässerschutz in Deutschland. Insbesondere die Elimination von Spurenstoffen wie Arzneimittelrückständen rückt zunehmend in den Fokus. Es wird geschätzt, dass hierfür bis zum Jahr 2045 etwa 1700 der insgesamt ca. 9000 Kläranlagen in Deutschland um die vierte Reinigungsstufe erweitert werden müssen, um die Vorgaben der EU zu erfüllen. Derzeit verfügen lediglich etwa 80 Anlagen in Deutschland über eine vierte Reinigungsstufe (DWA, 2024).

Kommunale Kläranlagen stellen einen wesentlichen Eintragspfad für Spurenstoffe dar, wenn sie diese nicht ausreichend entfernen können (DWA, 2021). Spurenstoffe, wie Diclofenac oder Benzotriazol können in Ökosystemen toxische Reaktionen auslösen, sind höchst mobil und langlebig (EBERT et al., 2014). Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) betont daher die Notwendigkeit einer umfassenden Anpassung und Modernisierung bestehender Infrastrukturen.

Für die Elimination von Spurenstoffen ist die Anwendung unterschiedlicher Verfahren möglich. Zu den etablierten Verfahren zählen unter anderem die Ozonung und der Einsatz von Aktivkohle, wobei letztere sowohl als granuliert Aktivkohle (GAK) als auch als Pulveraktivkohle (PAK) zur Elimination von Mikroschadstoffen verwendet werden kann. Während GAK in der Regel in einem Filterbett eingesetzt wird, kann PAK direkt in den Abwasserstrom dosiert werden. Beim Einsatz von PAK ist mit einer späteren Abtrennung aus dem Wasserstrom sicherzustellen, dass keine mit Spurenstoffen beladene Aktivkohlepartikel ins Gewässer gelangen und dort Spurenstoffe freisetzen.

Das DWA-Merkblatt 285-2 nennt verschiedene Verfahren zur Dosierung von PAK auf kommunalen Kläranlagen. Eine vergleichende Darstellung der einzelnen Verfahren ist in Abbildung 1 gegeben:

1. Simultandosierung in die biologische Stufe: Hierbei handelt es sich um ein einstufiges Verfahren, in dem die PAK in die biologische Stufe dosiert wird. Falls die Sedimentation der PAK in der Nachklärung nicht ausreichend ist, wird ein zusätzlicher Filter benötigt.
2. Dosierung vor dem Filter: Dieses zweistufige Verfahren beinhaltet die Dosierung von PAK in einem separaten Becken unter Zugabe eines Fällmittels (FM), gefolgt von einer Filtration.
3. Das "Ulmer Verfahren": Ein zweistufiges Verfahren, bei dem ein Kontaktreaktor mit einer PAK-Suspension sowie Flockungsmitteln und Polymeren zur Verbesserung der Flockenbildung genutzt wird. Nachfolgend erfolgen Sedimentation (SD) und Filtration.

Zusätzlich können Kombinationen von PAK mit Membranfiltern oder Biofilmverfahren eingesetzt werden.

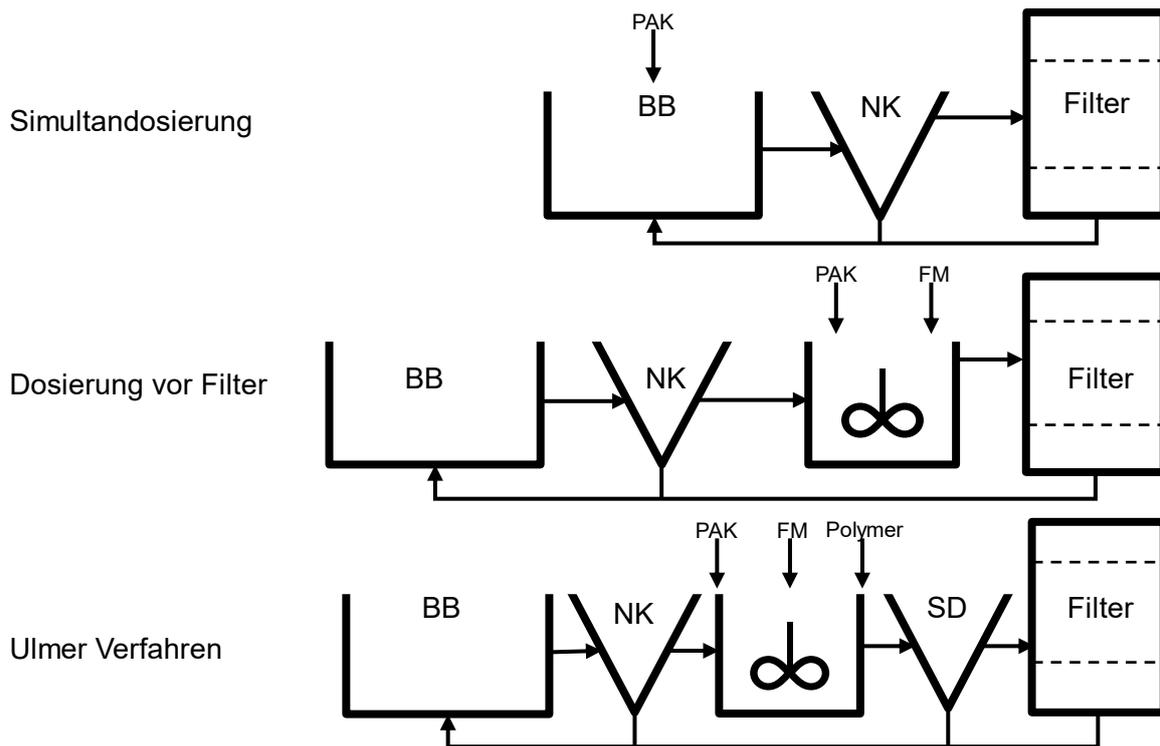


Abbildung 1: Vergleich PAK Verfahren. a Simultandosierung, b Dosierung vor Filter, c Ulmer Verfahren (nach DWA, 2021).

Bei konventionellen Systemen erfolgt die Entfernung von PAK aus dem Wasserstrom mittels eines Filters. Dafür kommen beispielsweise Sand- oder Tuchfilter infrage. Der Energiebedarf der Filtersysteme liegt bei etwa 5–15 % des Gesamtstrombedarfs einer Kläranlage (PINNEKAMP et al., 2018). Zudem ist der Bau solcher Filtersysteme mit einer hohen Freisetzung von CO₂-Äquivalenten durch den verbauten Beton und die Stahlbewehrungen verbunden. Zudem kommt es bei der Produktion konventioneller PAK aus fossilen Rohstoffen (Braunkohle, Steinkohle, Torf) zu einer hohen Energienutzung und zur Emission von Treibhausgasen. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund der Einwegnutzung der PAK zu berücksichtigen (BÖHLER et al., 2022). Belegen die Filter mit Filtrat, steigen die Filterverluste an. Das Filtrat wird dann zurückgespült. Durch die notwendige Reinigung des Rückspül-Volumenstroms wird im Belebtschlammverfahren die biologische Reinigungsstufe mit einem erhöhten Volumenstrom belastet. Bei Regenwetter erhöht die Rückspülung die Bemessungslast.

Die zukünftige Novellierung der Abwasserverordnung fordert neben der Spurenstoffelimination eine mittelfristige Energieneutralität (DWA, 2021). Daher besteht die Notwendigkeit innovativer Ansätze zur effizienten Entfernung von Spurenstoffen bei gleichzeitiger Minimierung des Ressourcenverbrauchs und Steigerung der Energieeffizienz. Bei der Anwendung von PAK zur Spurenstoffentfernung ist es entscheidend, dass die PAK sicher abgetrennt wird; andernfalls könnten die adsorbierten Spurenstoffe über den PAK-Schlupf ins Gewässer gelangen. Beispielsweise könnte bei einer Adsorptionsrate von 80 % und einem PAK-Schlupf von 10 % bis

zu einem Drittel des Spurenstoffeintrags ins Gewässer verursacht werden (KRAHNSTÖVER und WINTGENS, 2017).

Ziel des Projekts „Schwarzes Gold“ war die Entwicklung und Erprobung einer innovativen und nachhaltigen Methode zur Spurenstoffelimination in kommunalen Kläranlagen. Das Projekt konzentrierte sich auf den Einsatz von PAK aus nachwachsenden Rohstoffen sowie auf die Implementierung eines adaptiven Einlaufsystems ("hydrograv Adapt-PAK") in die Nachklärung, durch welches kein zusätzliches, nachgeschaltetes Filterbauwerk notwendig ist (Abbildung 2). Als weiterer positiver Nebeneffekt wird dadurch die Belastbarkeit der Nachklärung erhöht. Gleichzeitig entfällt die Lasterhöhung durch die sonst notwendige Filter-Rückspülung. Die Reduktion der CO₂-Emissionen durch den Einsatz von PAK aus nachwachsenden Rohstoffen und die Vermeidung von großen (Filter-)Bauwerken sowie die Minimierung des Flächenverbrauchs waren zentrale Aspekte des Projekts.

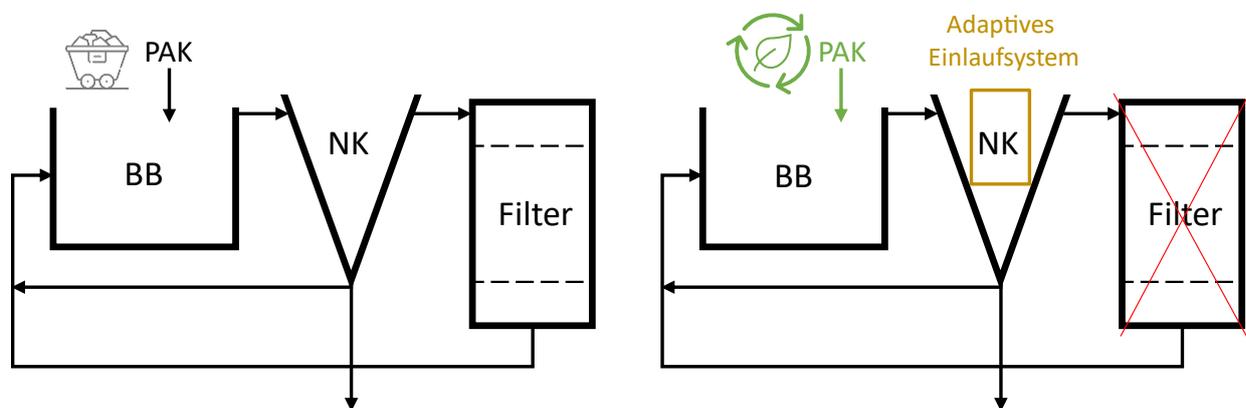


Abbildung 2: Verfahrensschema einer konventionellen PAK-Adsorptionsstufe mit nachgeschaltetem Filter (links) im Vergleich zum innovativen hydrograv Adapt-PAK System (rechts).

Die Umsetzung des Projekts erfolgte in einem großtechnischen Versuch auf einer kommunalen Kläranlage in Bad Berleburg. Um die Sicherheit des Verfahrens zu beurteilen, wurde der PAK-Schlupf im Ablauf der Kläranlage mittels der Gradienten-Total Organic Carbon (TOC) Methode gemessen. Dies ermöglicht Aussagen über die Abscheideleistung der PAK im Vergleich zu konventionellen Filtern (Stand der Technik) und die Sicherheit des Verfahrens. Des Weiteren wurde die Reinigungsleistung für ausgewählte Spurenstoffe (z.B. Diclofenac, Benzotriazol) quantifiziert.

Durch die Integration eines digitalen Zwillings des adaptiven Einlaufsystems wurden die Betriebsstrategien über Computational Fluid Dynamics (CFD) am virtuellen Abbild des Nachklärbeckens schon vor der Inbetriebnahme des Systems geprüft und optimiert. Darüber hinaus wurde auf Grundlage eines geeigneten CFD-Modells eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Kläranlagen ermöglicht.

Abschließend wurden einerseits über eine Nutzwertanalyse das Verfahren mit höhenverstellbarem Einlaufsystem („hydrograv Adapt-PAK“) mit Verfahrensoptionen, die einen nachgeschalteten Filter erfordern, verglichen. Zum anderen wurden in einem ökobilanziellen Screening in einem langjährigen Betrachtungszeitraum die freigesetzten CO₂-Äquivalente berechnet. Dabei wurden neben den beim Betrieb freigesetzten CO₂-Äquivalenten insbesondere auch die CO₂-Äquivalente beim Bau- und Rückbau der Anlagen berücksichtigt.

Ziel ist es, mit den Ergebnissen des Forschungsvorhabens eine Genehmigungsgrundlage für neue Projekte in Bezug auf die vierte Reinigungsstufe bereitzustellen. Dadurch soll eine weitere Verfahrensvariante für Ausrüster und Planungsbüros zur Verfügung gestellt werden, die kostengünstig und wartungsarm ist, eine sichere Spurenstoffelimination ermöglicht und über eine verbesserte CO₂- und Energiebilanz im gesamten Lebenszyklus verfügt.

3 Methoden und Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung

In diesem Kapitel werden die Arbeitsschritte sowie die angewandten Methoden des Versuchsvorhabens vorgestellt und erläutert. Anschließend werden die Ergebnisse präsentiert und etwaige Abweichungen von der ursprünglichen Zielsetzung und der erwarteten Resultate diskutiert. Zunächst wird dafür das Versuchsvorhaben und die Durchführung dieses beschrieben. Anschließend ist das Kapitel hinsichtlich der Ergebnisse und zugehörigen Diskussion für die Analytik des Ablaufs, die Gegenüberstellung der mit Messungen validierten CFD-Simulationen des Nachklärbeckens mit einem starren Zulauf nach DWA-Vorgaben sowie die Ökobilanzierung mit einem Variantenvergleich zu konkurrierenden Lösungen unterteilt.

3.1 Vorbereitende Arbeiten

Im Folgenden werden die für das Versuchsvorhaben relevanten Komponenten vorgestellt. Zunächst wird das adaptive Einlaufsystem erläutert und die Auswahl der Aktivkohle begründet. Darüber hinaus erfolgt eine Vorstellung der Kläranlage Bad Berleburg, die als Standort für die großtechnische Umsetzung ausgewählt wurde.

3.1.1 Vorstellung des adaptiven Einlaufsystems

Die zwei zentralen Probleme statischer Einläufe im Nachklärbecken sind die erhöhte Trübung durch eine zu hohe Einlaufposition im Trockenwetterfall. Umgekehrt besteht im Regenwetterfall die Gefahr, dass der Einlauf zu tief angeordnet ist und dadurch abgesetzter Schlamm aufgewirbelt wird. Dies vermindert die Leistungsfähigkeit der Nachklärbecken bei Regenwetter und entzieht der biologischen Abwasserreinigung durch Schlammverlagerung Kapazität zur Stickstoffelimination. Das von der hydrograv GmbH entwickelte Einlaufsystem hydrograv Adapt hat das Ziel, die Strömungsverhältnisse in der Nachklärung zu Gunsten von Kapazität und Ablaufqualität zu optimieren. Dafür wird die Höhe des Einlaufsystems abhängig vom aktuellen Schlamm Spiegel und dem Volumenstrom dynamisch angepasst, wie in Abbildung 3 dargestellt ist. Vorteil dieser innovativen Technologie ist das optimierte Absetzverhalten des Schlammes, was neben einer erheblichen Leistungssteigerung des Nachklärbeckens auch eine signifikante Reduzierung des Feststoffaustrags und eine positive Wirkung auf die Stickstoffelimination im Regenwetterfall zur Folge hat. Dies trägt zu einer Verringerung der Trübung sowie des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), des Stickstoffs und des Phosphorgehalts im Kläranlagenablauf bei. Zusätzlich ermöglicht das adaptive Einlaufsystem einen reduzierten Gehalt abfiltrierbarer Stoffe (AFS) durch den sogenannten Flockenfiltereffekt. Dieser Effekt führt dazu, dass auch kleinere Flocken effektiv eingebunden und abgeschieden werden können. Zusammenfassend wurde Adapt mit den folgenden Zielen entwickelt:

- durch die Minimierung insbesondere des partikulären Phosphors im Ablauf der Nachklärung den Bau und Betrieb von Filtrationen zu vermeiden

- durch Kapazitätssteigerungen den Neubau von Nachklärbecken zu vermeiden
- Die Stickstoffelimination bei Regenwetter durch Verringerung der Schlammverlagerung infolge Kapazitätssteigerung und Entfall von Filter-Rückspülung zu verbessern

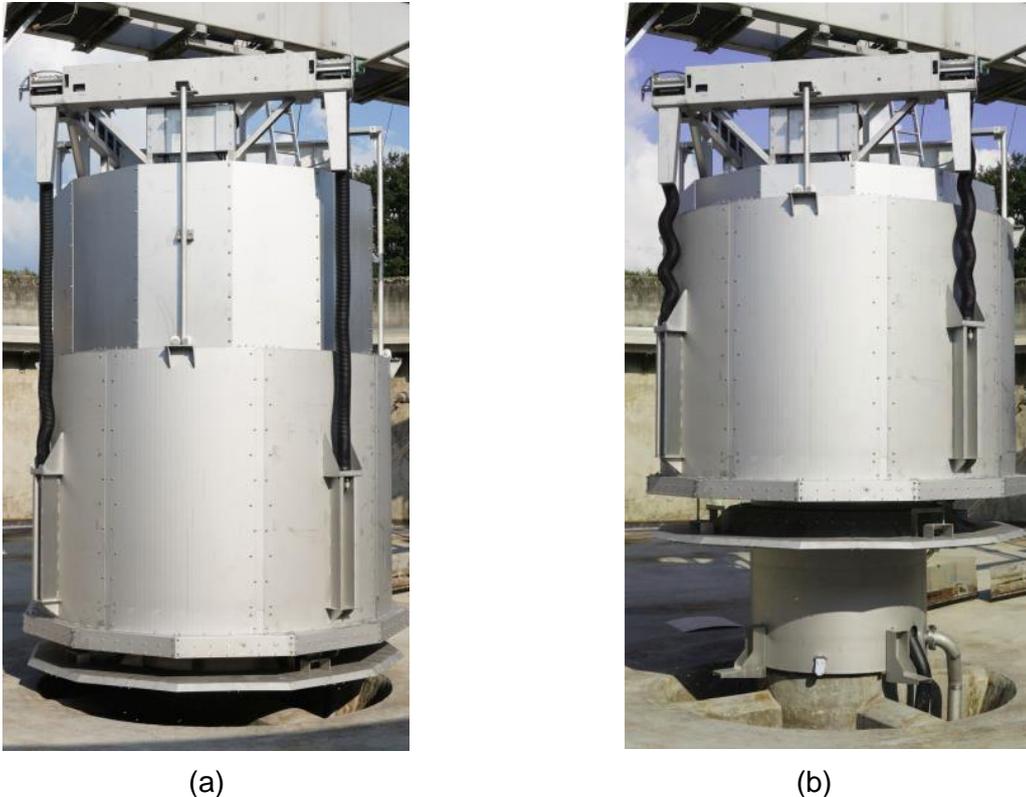


Abbildung 3: Patentiertes Einlaufsystem „hydrograv Adapt“ in einem entleerten Nachklärbecken einer kommunalen Kläranlage in (a) tiefer und (b) hoher Position.

In Abbildung 4 ist beispielhaft der Effekt des hydrograv Adapt durch eine CFD-Simulation verdeutlicht. Der Fall eines konventionellen Einlaufs ohne verbautes hydrograv Adapt System zeigt eine entsprechend geringere Klarwassertiefe (blau) in der Nachklärung verglichen mit einem Nachklärbecken mit optimiertem Einlauf bei sonst gleichen Randbedingungen, wodurch die generelle Belastbarkeit des mit adaptivem Zulauf ausgerüsteten Beckens steigt. In Übereinstimmung mit den Vorgaben der DWA-A 131 ist im vorliegenden Fall der starre Zulauf hier für bessere Ablaufwerte auf 60 cm über der Sohle angeordnet. Die Simulation zeigt, dass die Hydraulik bei gleicher Kläranlagenbelastung durch höhere Schlammverlagerung im starr ausgerüsteten Nachklärbecken die freien Reserven aufbraucht und an die Versagensgrenze bringt, während das variabel ausgerüstete Becken weiter über Reserven verfügt. Darüber hinaus steht durch die erhöhte Schlammverlagerung bei der starren Ausrüstung im Belebungsbecken für den CSB- und Stickstoffabbau über ein 1/4 Kilogramm pro Kubikmeter weniger Schlamm zur Verfügung als bei Ausrüstung mit höhenvariablem Einlaufsystem. Zudem ist anhand der Abbildungen der zugehörigen Filter aus der AFS-Messung beider Szenarien eine deutliche Reduktion des Feststoffgehalts im Kläranlagenablauf zu beobachten (BENISCH et al., 2018).

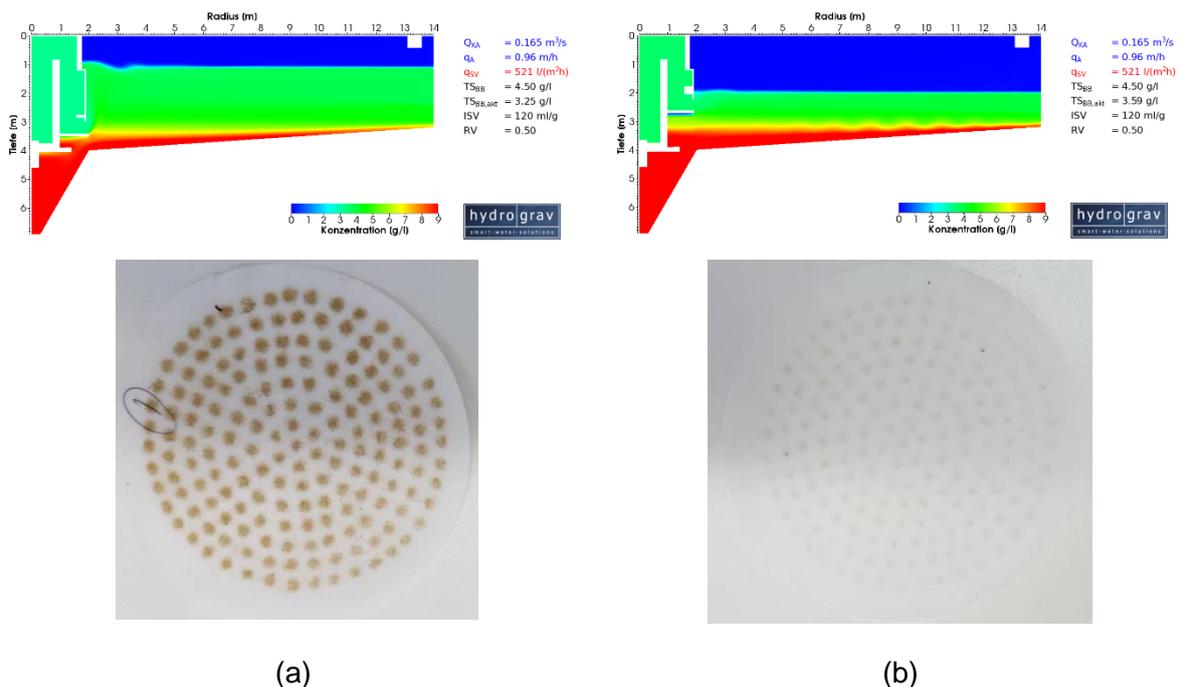


Abbildung 4: CFD-Simulation und zugehörige Filter aus der AFS-Messung einer (a) konventionellen Nachklärung mit starrer Zulaufgestaltung und (b) Nachklärung mit hydrograv Adapt bei gleicher Belastung.

3.1.2 Installation des PAK-Dosiersystems

Für die Dosierung der Pulveraktivkohle wurde die Versuchsanlage „MOPAK (Mobile Pulveraktivkohle Lager- und Dosieranlage)“ der Fa. Schaub verwendet. Diese stellt in einem Anlagencontainer eine Suspension aus Wasser und PAK her, die folgend über eine Schlauchleitung dosiert werden kann. Die Anlage ist in Abbildung 5 gezeigt und ihre Funktion über eine schematische Darstellung verdeutlicht. Der auf dem Dach des Technikcontainers angebrachte Wechselcontainer verfügt über ein Volumen von 2 m^3 . Abhängig von der Schüttdichte der verwendeten PAK entspricht dies einer Menge von 500-600 kg mit einem Wassergehalt von 10 %. Nach optionaler, in diesem Forschungsvorhaben nicht eingesetzter Fluidisierung gelangt die PAK durch den unteren konischen Containerteil über den Anschluss in eine Zellenradschleuse im Inneren des Anlagencontainers. Die Abwägung der vorgegebenen PAK-Menge erfolgt über eine hochpräzise Waage. Anschließend erreicht die PAK über eine Förderschnecke, die eine Dosierung von 0,5-10 kg/h ermöglicht, den Disperser. Zur Erzeugung der Suspension wird kontinuierlich Betriebswasser mit einem Volumenstrom von $3 \text{ m}^3/\text{h}$ über eine Wasserstrahlpumpe hinzugegeben. Eine Druckerhöhungspumpe gewährleistet den dafür ausreichenden Druck. Anschließend erfolgt eine vollständige Durchmischung der Suspension über eine Wasserstrahlpumpe, bevor sie über einen freien Auslauf ins Abwasser geleitet wird.

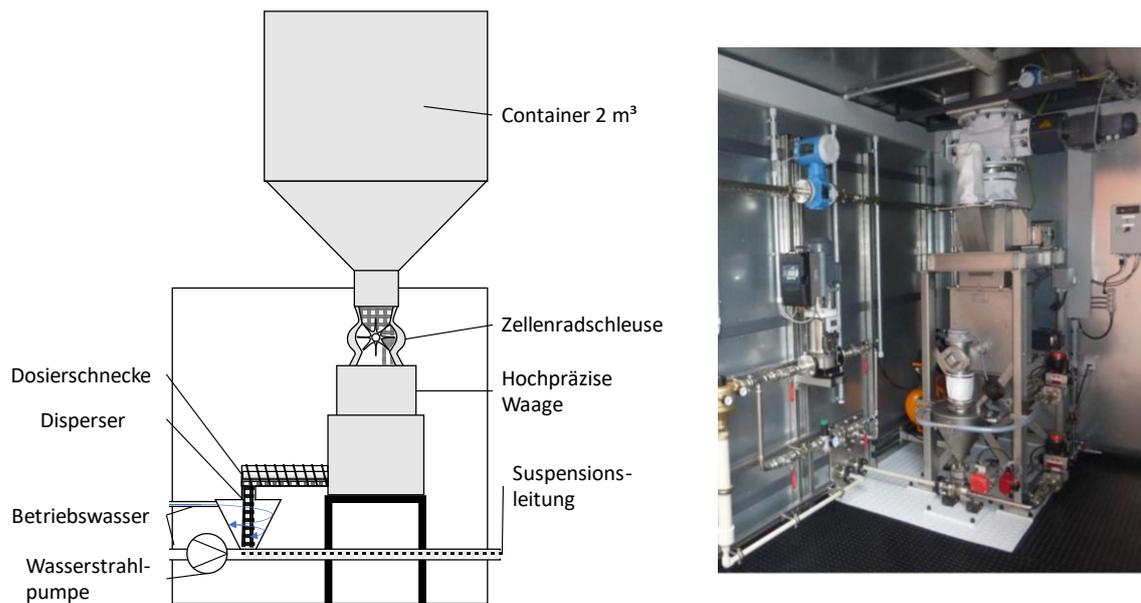


Abbildung 5: Schematische Darstellung (BASTIAN, 2023) und Abbildung der verwendeten PAK-Dosieranlage (SCHAUB UMWELTTECHNIK GMBH, 2024).

3.1.3 Auswahl PAK

Ein Hauptziel des Projekts „Schwarzes Gold“ war der Einsatz einer PAK aus biogenen Rohstoffen. Zusätzlich zur Herkunft waren weitere Auswahlkriterien relevant. Dazu zählen eine ausreichende Marktreife der PAK, da für das im Pilotmaßstab realisierte Versuchsvorhaben ca. 10,5 t PAK benötigt wurden. Außerdem muss durch die PAK eine ausreichende Effizienz für die Entfernung von Spurenstoffen sichergestellt werden. In der Recherche für die PAK-Auswahl wurde unter anderem der wissenschaftliche und unabhängige Projektbericht „Erneuerbare Pulveraktivkohlen für den Einsatz zur Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser“ der EAWAG (eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung & Gewässerschutz) von BÖHLER et al. (2022) einbezogen. In dieser Untersuchung wurde eine Liste von etablierten PAK zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen unterschiedlichen Ursprungs erarbeitet, die in Tabelle 1 aufgeführt sind. Die einzige PAK biogenen Ursprungs (vorwiegend Holz) auf dieser Liste ist die pharmA-Clean der Firma CSC (Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG).

Tabelle 1: Übersicht der im Bereich der Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser etablierten PAK-Produkte gemäß RÖBLER und MEIER (2019), zudem zwei (*) Produkte, welche ebenfalls häufig eingesetzt werden (nach BÖHLER et al., 2022).

Aktivkohlehersteller	Produkt	Ausgangsrohstoff
Cabot	Norit SAE Super	Gemisch
CarboTec AC	PAK C 880 SR	Fossil - Steinkohle
ChemViron Carbon	Pulsorb WP 235 / *WB 260	Fossil - Steinkohle
CSC GmbH	PharmaA-Clean	Biogen, vorw. Holz
Donau Carbon	Carbopal AP	Fossil - Braunkohle
Jacobi Carbons	AquaSorb XP-W / *AquaSorp MP 23	Fossil (anteilig Reaktivat) / fossil, beide Braunkohle

Zusätzlich zu den etablierten PAK wurden weitere PAK aus anderen Ausgangsrohstoffen auf ihre Effizienz untersucht, die in Abbildung 6 dargestellt sind. Dabei wurde von BÖHLER et al. (2022) verglichen, welche Dosis PAK notwendig ist, um eine Abnahme des spektralen Absorptionskoeffizienten bei einer Wellenlänge von 254 nm (SAK₂₅₄) um 30 % zu erhalten. Die PAK pharma-Clean der Firma CSC zeigt den geringsten PAK-Bedarf (<10 mg/L) der etablierten PAK auf, was auf eine hohe Spurenstoffentfernung schließen lässt.

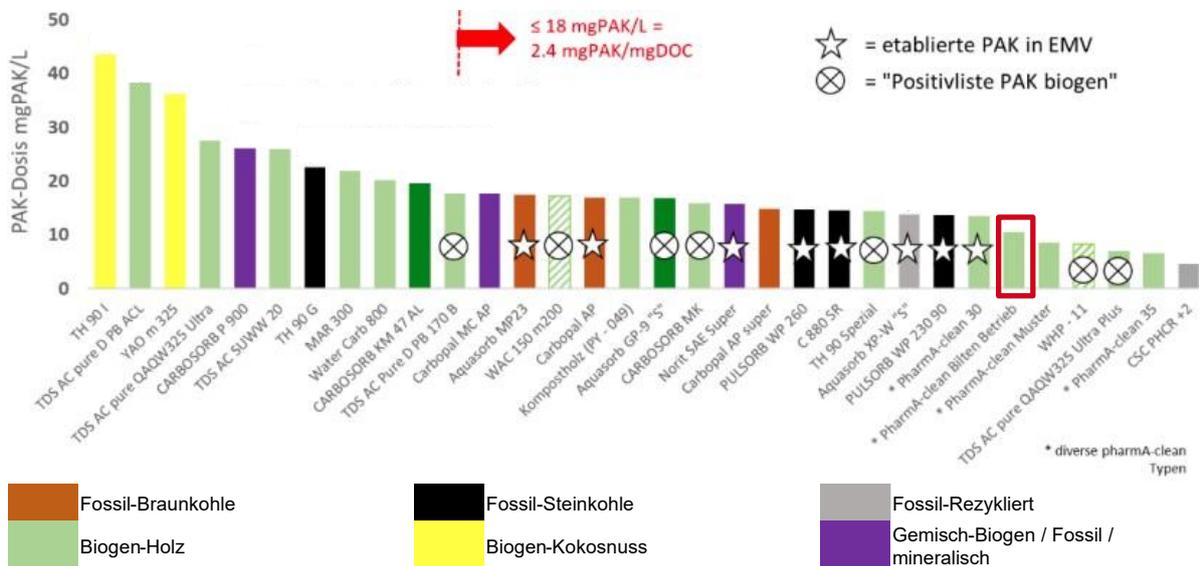


Abbildung 6: Volumenspezifischer PAK-Bedarf in mg/L der getesteten PAK-Typen zur Erreichung einer SAK-Abnahme von 30% (BÖHLER et al., 2022).

Für das Versuchsvorhaben des Projekts „Schwarzes Gold“ wurde die PAK pharmA-Clean ausgewählt. Dies ist zum einen mit der Etablierung des Produkts, zum anderen mit der hohen Effizienz der PAK begründet, wie sie im Projektbericht von BÖHLER et al. (2022) verdeutlicht wurde. Die Kenndaten der PAK Pharma-Clean sind in Tabelle 2: Stoffspezifikationen PAK aufgeführt.

Tabelle 2: Stoffspezifikationen PAK pharmA-Clean (CSC GMBH, 2024).

Physikalische Kenndaten		
Spezifische Oberfläche (BET)	m ² /g	>1050
Jodzahl	mg/g	>950
Körnung		
< 90 µm	Gew.-%	95
d ₅₀	µm	<25
Dichte		
Schüttdichte	kg/m ³	<400
Kurzanalyse		
Wassergehalt (Auslieferungszustand)	Gew.-%	<10
Aschegehalt	Gew.-%	<13

3.1.4 Kläranlage Bad Berleburg

Die Kläranlage (KA) Bad Berleburg ist mit ca. 20 000 angeschlossenen Einwohnern der Größenklasse (GK) 4 zuzuordnen und die größte von vier Kläranlagen in der Stadt Bad Berleburg in NRW. Die gesamte Verfahrensführung ist einstraßig ausgeführt. Auf die mechanische Behandlung folgt die biologische Stufe, die ursprünglich als Kaskadenrundbecken gebaut und betrieben wurde. Mittlerweile sind äußere und innere Kaskade des Belebungsbeckens verbunden, sodass sich das Volumen der biologischen Stufe zu 2700 m³ ergibt. Die Belüftung findet in Abhängigkeit der Ammonium-Konzentration in der Belebung intermittierend statt. Zudem wird zur Phosphor-Elimination eine Eisen-III-chloridsulfat Lösung (FeClSO₄) zugegeben. Über ein Schneckenpumpwerk wird anschließend das Nachklärbecken mit einem Volumen von 2110 m³ beschickt, bevor eine Einleitung in den Vorfluter (Odeborn) erfolgt. Das Nachklärbecken wurde 2013 mit hydrograv Adapt ausgerüstet. Ein Ausschnitt der für das Versuchsvorhaben relevanten Verfahrensführung ist in Abbildung 7 gezeigt. Der nach DWA-A198 berechnete mittlere Trockenwetterzufluss Q_{TW} der KA Bad Berleburg ergibt sich zu 50 L/s. Der maximale Zufluss Q_{max} beträgt 190 L/s. Der Schlammindex im Nachklärbecken (ISV) liegt auf einem konstant niedrigen Niveau von 80 mL/g. Ein niedriger ISV ist typischerweise nicht auf ein adaptives Einlaufsystem

zurückzuführen, auch wenn dessen Einsatz an der Stelle begünstigend wirken kann. Im Mittel werden im Kläranlagenablauf ein CSB von 18 mg/L, eine AFS-Konzentration von 5 mg/L sowie eine Trübung von 2-3 NTU gemessen. Auswahlkriterium für die KA Bad Berleburg war vor allem die langjährige Betriebserfahrung mit dem hydrograv Adapt System. Zudem ist für eine PAK-Dosierung in großtechnischer Ausführung ein kosteneffizienter Mitteleinsatz aufgrund der vergleichsweise geringen Größe der Kläranlage möglich. Gleichzeitig eignet sich die vorliegende GK für eine Übertragung der Ergebnisse mittels CFD-Modellierung und Ökobilanzierung auf weitere Kläranlagen, auch auf Kläranlagen der GK 5.

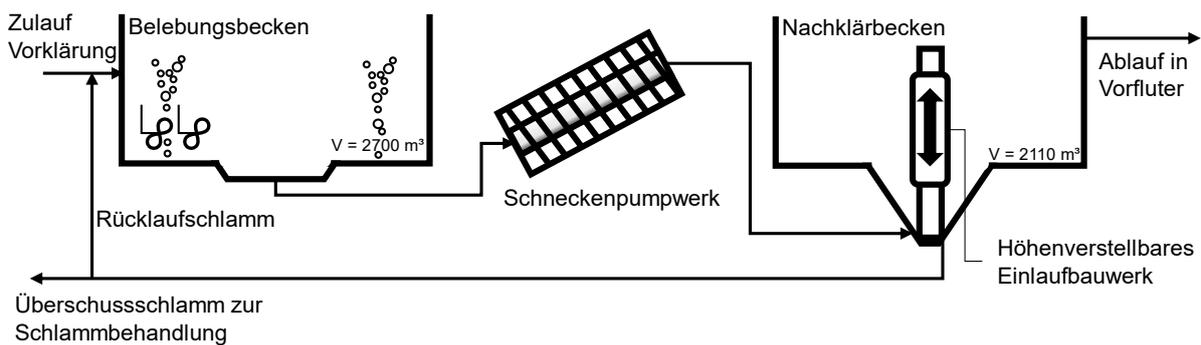


Abbildung 7: Ausschnitt der für das Versuchsvorhaben relevanten Becken- und Komponenten-anordnung der KA Bad Berleburg.

3.2 Versuchsbetrieb Adapt-PAK-System

Im Folgenden werden die Versuche im Detail vorgestellt sowie die Betriebs- und Analytikdaten erläutert. Dafür werden zunächst die Dosierstrategie sowie die Versuchsplanung dargestellt, bevor auf Störungen und betriebliche Auswirkungen des Versuchsbetriebs eingegangen wird. Anschließend erfolgt eine Charakterisierung des Ablaufs, des PAK-Schlupfs und der Spurenstoffelimination.

3.2.1 PAK-Dosierung

3.2.1.1 Dosierstrategie und Versuchsplanung

Der Versuchszeitraum wurde auf 16 Wochen ausgelegt und erfolgte zwischen Mitte Mai und Mitte September 2024. Die PAK-Dosierung fand im Vollstrom statt. In den ersten Wochen des Dosierzeitraums wurde eine höhere Soll-Menge festgelegt als im späteren Betrieb, um ein schnelles Erreichen eines Gleichgewichtszustands zu ermöglichen. Zudem wurden die Dosiermenge und -stelle des Fällmittels berücksichtigt, da diese für die Ausbildung einer guten Flockung für die PAK-Abtrennung relevant sind. Es wurden je zwei unterschiedliche Stellen für die Dosierung der PAK-Suspension und des Fällmittels (FeClSO_4) gewählt. Eine Übersicht darüber ist in Abbildung 8 gegeben. In der ersten Phase erfolgte die Dosierung der PAK auf mittlerem Beckenradius in die Belebungsstruktur. Die Fällmitteldosierung war zu diesem Zeitpunkt wie im Normalbetrieb am äußeren Rand der Belebungsstruktur installiert. In Phase II wurde die

Fällmitteldosierstelle auf den Zulauf der Schneckenpumpwerke und somit hinter die PAK-Dosierung verlegt. Zuletzt wurde die PAK-Suspension in den Ablaufschacht der Belebung dosiert, das Fällmittel wurde weiterhin im Zulauf zum Schneckenpumpwerk zudosiert (Phase III). Im DWA M285-2 wird eine Fällmittelmenge im Falle einer PAK-Dosierung vor einem Filter zwischen $0,05$ und $0,3 \text{ g}_{\text{Me}_{3+}}/\text{g}_{\text{PAK}}$ bei eisen- oder aluminiumhaltigen Fällmitteln empfohlen (DWA, 2021). Im vorliegenden Versuchsvorhaben lag die Fällmittelmenge am oberen Ende dieses Bereichs (ca. $0,28 \text{ g}_{\text{Me}_{3+}}/\text{g}_{\text{PAK}}$). Dies ist hinsichtlich der Simultandosierung als sinnvoll zu erachten, da durch den Fällmitteleinsatz sowohl das Abtrennen der PAK als auch eine weiterhin sichere Phosphorelimination gewährleistet werden soll. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde die Fällmittelmenge konservativ gewählt, um die PAK-Abscheidung trotz des neuartigen Verfahrens sicherzustellen. Eine weitere Optimierung und damit Reduktion der Fällmitteldosis bei großtechnischer Umsetzung unter Einhaltung der angestrebten Grenzwerte für Aktivkohle- und Phosphorelimination ist hier möglich.

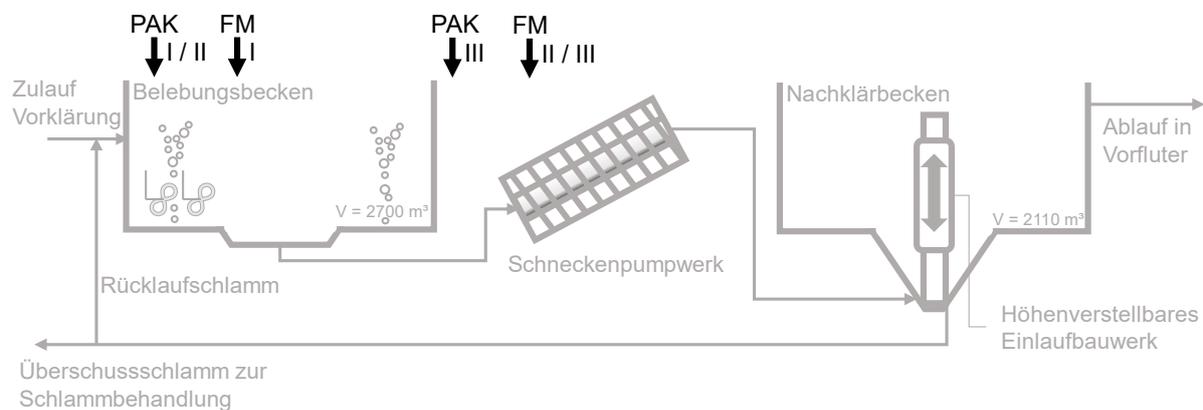


Abbildung 8: Übersicht der Versuchsphasen anhand des Verfahrensfliesschemas in Abhängigkeit der Dosierstellen von PAK und FeClSO_4 .

3.2.1.2 Störungen bei der PAK-Dosierung

Bei der Versuchsdurchführung kam es insbesondere bei der Dosierung der PAK zu Abweichungen des ursprünglichen Vorhabens. Grund dafür waren Störstoffe im System und dadurch verursachte Schwierigkeiten bei der Suspensionsherstellung, wodurch es zu mehrstündigen Ausfällen der Dosierung kam. Zudem gab es Probleme beim Monitoring der tatsächlich dosierten PAK-Menge. Abbildung 9 zeigt den Verlauf der täglich dosierten PAK-Mengen. Durch den Vergleich der vorgegebenen und tatsächlichen Dosiermengen wird deutlich, dass die Herausforderungen in den ersten beiden Monaten der Dosierung verstärkt auftraten. Dank erfolgreicher Maßnahmen zur Behebung der Störungsursachen konnte trotz der kurzen Projektlaufzeit in der letzten Hälfte eine weitestgehend störfreie Dosierung erreicht werden. Als Ausgleich zu der verringerten Dosierung wurde die Einfahrphase mit höherer PAK-Dosiermenge verlängert. Ebenfalls wurde der gesamte Dosierzeitraum um 2 Wochen verlängert. Im Zeitraum bis Ende Juli 2024 ergibt sich eine durchschnittliche dosierte PAK-Konzentration von $11 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{L}$.

Im darauffolgenden störfreien Zeitraum liegt die Konzentration bei 28 mg_{PAK}/L. Für Simultandosierungen wird eine Konzentration von 15 bis 20 mg_{PAK}/L, seltener auch bis zu 30 mg_{PAK}/L empfohlen (KOMS, 2023; ZÖLLIG et al., 2017; OBRECHT et al., 2015; MARGOT et al., 2013). Im vorliegenden Fall wurde die Dosiermenge anhand des berechneten mittleren Trockenwetterzuflusses Q_{TW} des vorangegangenen Jahres festgelegt, der bei 52 L/s liegt. Die vergleichsweise hohe Konzentration im zweiten Versuchszeitraum ist durch einen phasenweise sehr viel geringeren Trockenwetterzufluss in den Monaten August und September 2024 zu erklären. Der mittlere Trockenwetterzufluss ergibt sich in diesem Zeitraum zu lediglich 24 L/s.

Eine Beprobung und Analyse der Proben wurden über den gesamten Zeitraum durchgeführt. Bei der Auswertung sind die Abweichungen in der dosierten PAK-Menge ggf. zu berücksichtigen.

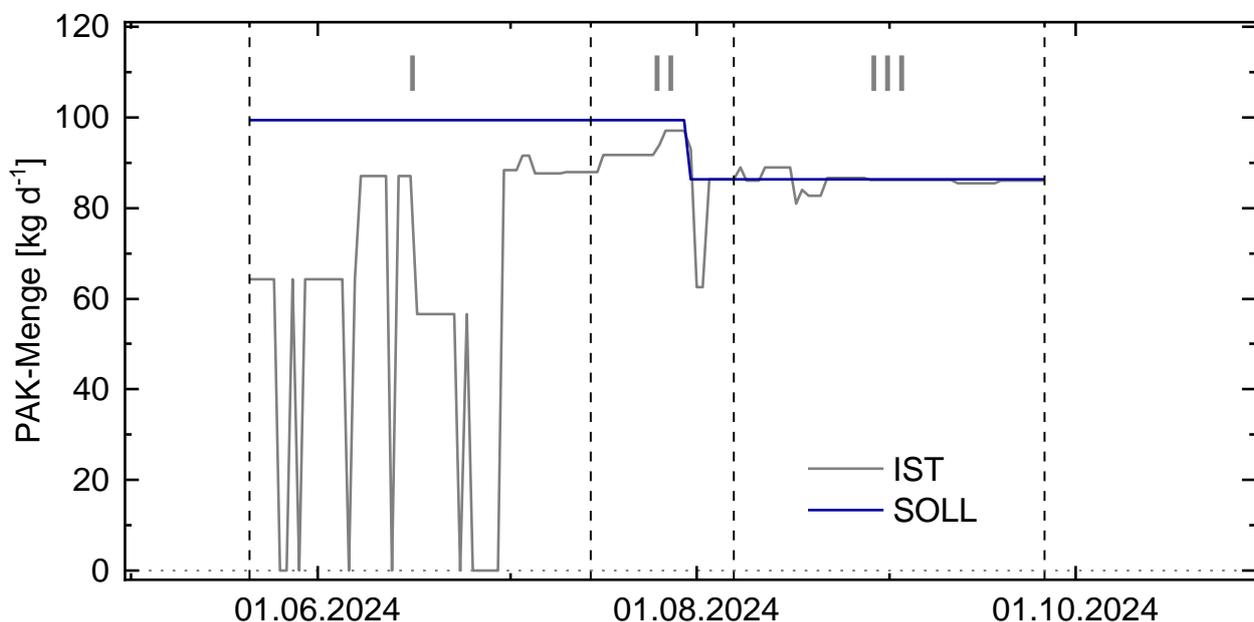


Abbildung 9: Verlauf der vorgegeben und tatsächlich dosierten PAK-Menge pro Tag über den Dosierzeitraum.

3.2.2 Auswertung der Betriebs- und Analytikdaten

Um den Kläranlagenablauf zu charakterisieren, wurden ausgewählte Parameter ausgewertet. Diese wurden dem Prozessleitsystem (PLS) aus Online-Messungen der Kläranlage entnommen bzw. stammen aus den Ergebnissen der Analytik, die vom Betriebspersonal der KA Bad Berleburg oder vom Umweltanalytischen Labor des ISA durchgeführt wurde.

3.2.2.1 Ablaufcharakterisierung

Für die Charakterisierung des Ablaufs werden zunächst die AFS-, CSB- und DOC-Konzentrationen sowie die Trübung im Zeitraum eines Jahres inklusive des Versuchszeitraums betrachtet. Grundsätzlich wurde für die meisten Parameter auf das Bilden eines Mittelwerts verzichtet, da dieser aufgrund saisonaler Schwankungen wenig repräsentativ ist.

Abbildung 10 zeigt den Verlauf der AFS-Konzentration, welche werktäglich als Stichprobe vom Betriebspersonal bestimmt wurde, über den Zeitraum von September 2023 bis September 2024 (in Rot). Zudem ist in Blau der Durchfluss, der dem PLS entnommen wurde, auf einer zweiten vertikalen Achse aufgetragen. Es lässt sich feststellen, dass sich die AFS-Konzentration im Zeitraum der Versuchsphasen I bis III auf einem sichtbar geringeren Niveau bewegt als im vorangegangenen Zeitraum ohne Aktivkohledosierung. Bei Einbezug des Durchflusses ist häufig ein Zusammenhang mit der AFS-Konzentration ersichtlich, da die Spitzen der Feststoffkonzentration im Ablauf Ereignissen, die zu Durchflussspitzen führen, zuzuordnen sind. Im Zeitraum der Aktivkohledosierung liegen diese AFS-Spitzen jedoch nur noch im Bereich von maximal 5 mg/L, während im vorherigen Zeitraum bei ähnlich hohen Durchflussspitzen AFS-Höchstwerte von bis zu 15 mg/L zu beobachten sind.

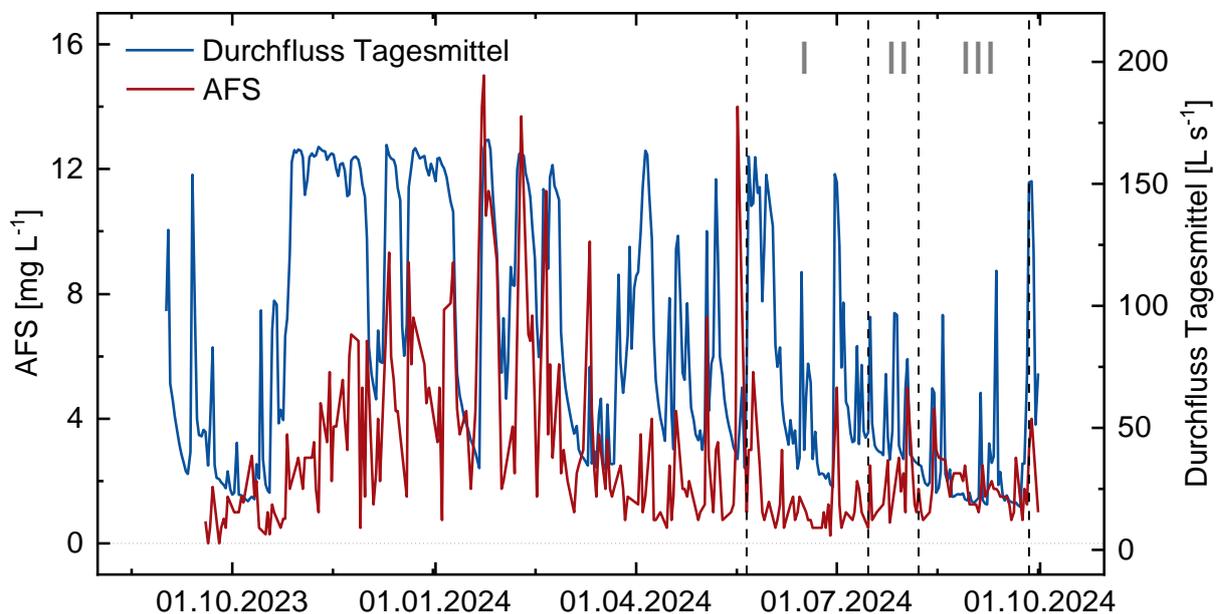


Abbildung 10: AFS-Konzentration (rot) und Durchfluss (blau) im Kläranlagenablauf im Zeitraum September 2023 bis September 2024.

Beim Zusammenhang der AFS-Konzentration und der Trübung im Kläranlagenablauf (Abbildung 11) ist, sind wie zu erwarten Ähnlichkeiten im Verlauf zu erkennen. Allerdings liegen die Trbungsspitzen in der ersten Phase des Dosierzeitraums auf gleichem oder höherem Niveau als im Zeitraum ohne PAK-Dosierung. In den Phasen II und III der Dosierung bewegt sich die Trübung auf einem niedrigeren Niveau als den vorherigen Monaten. Auch die Trbungsspitzen sind reduziert und liegen im Tagesmittel bei maximal 3 NTU im Regenwetterfall. Es lässt sich also vermuten, dass die Verlegung der Fällmitteldosierung auf den Zulauf der Nachklärung und somit nach der PAK-Dosierung eine Reduzierung der Trübung im Ablauf begünstigt. Allerdings kann auch ein Grund hierfür sein, dass sich das System in Phase I noch nicht im Gleichgewicht befand

und zusätzlich die durch Aufhebung der Anlagenstörungen bedingte erhöhte PAK-Dosis einen Einfluss auf diese Entwicklung hat.

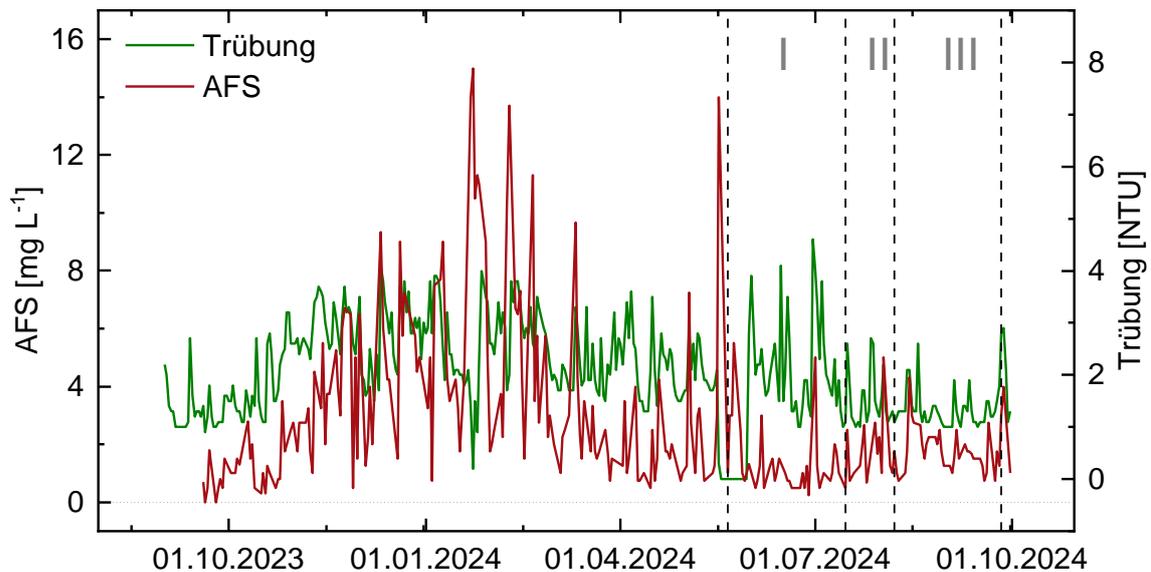


Abbildung 11: AFS-Konzentration (rot) und Trübung (grün) im Kläranlagenablauf im Zeitraum September 2023 bis September 2024.

Weiterhin wurde über ein Jahr der CSB-Gehalt einer filtrierten und einer unfiltrierten Stichprobe im Kläranlagenablauf werktäglich vom Betriebspersonal bestimmt (Abbildung 12). Es lässt sich feststellen, dass sowohl der durchschnittliche CSB-Gehalt als auch die Konzentrationsspitzen im Versuchszeitraum reduziert sind. Der Mittelwert über den Zeitraum vor PAK-Dosierung beträgt für unfiltrierte Probe 14 ± 5 mg/L, wohingegen der Mittelwert im Versuchszeitraum bei 10 ± 3 mg/L liegt, was einer Reduktion von mehr als 25 % entspricht. Die CSB-Konzentration der filtrierten Probe ist um mehr als 20 % reduziert (10 ± 4 mg/L vor der PAK-Dosierung vs. 7 ± 2 mg/L während der PAK-Dosierung). Es lässt sich also vermuten, dass der CSB insbesondere der der ungelösten Inhaltsstoffe, durch den Einsatz von Aktivkohle reduziert werden kann. Allerdings muss auch hier berücksichtigt werden, dass neben des PAK-Einsatzes weitere Faktoren wie saisonale Schwankungen und Temperaturschwankungen diesen Effekt beeinflussen können.

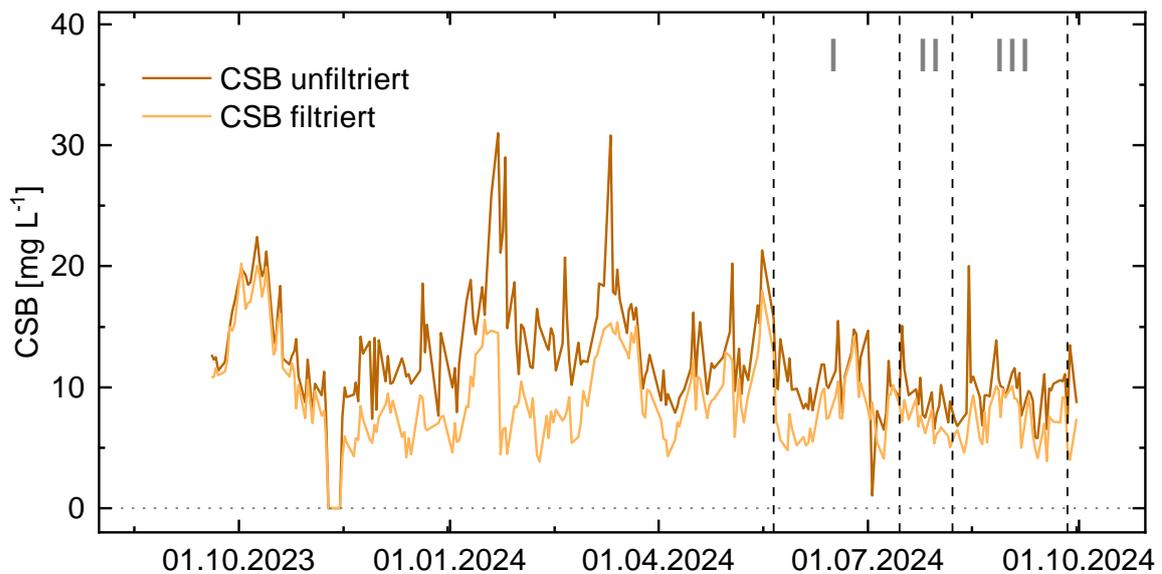


Abbildung 12: CSB-Konzentration einer unfiltrierten (braun) und einer filtrierten (gelb) Probe im Kläranlagenablauf im Zeitraum September 2023 bis September 2024. Ein Ausreißer vor dem Versuchszeitraum wurde ausgenommen.

Aufgrund der zu vermutenden Konkurrenz zwischen Phosphorelimination und PAK-Abtrennung beim Fällmitteleinsatz wurden zudem die Phosphatkonzentrationen im Kläranlagenablauf betrachtet. Dabei kann die Konzentration des Ortho-Phosphats als Näherungswert für die Gesamtposphorkonzentration gesehen werden (Abbildung 13). Es lässt sich feststellen, dass alle Messpunkte unterhalb der erklärten Grenze von 0,8 mg/L liegen und dass keine Verschlechterung der Phosphatablaufwerte durch die PAK-Dosierung und Verlegung der Fällmittelstelle beobachtet wurde. Zudem ist insbesondere gegen Ende der Phase I und in Phase II ein Abfall der Phosphatkonzentration auf unter 0,45 mg/L zu beobachten. Gegen Ende der Phase III liegt eine größere Schwankungsbreite vor, allerdings liegen die Spitzen immer niedriger als im Zeitraum vor der PAK-Dosierung, in welchem Spitzen von bis zu 0,7 mg/L zu sehen sind. Eine optimale Dosierstelle und -menge des Fällmittels müssten bei einem weiteren PAK-Betrieb umfassender evaluiert werden. Falls eine weitere Reduktion der Phosphorkonzentration im Ablauf gewünscht ist, wird zudem eine Optimierung der Fällmittelregelung empfohlen.

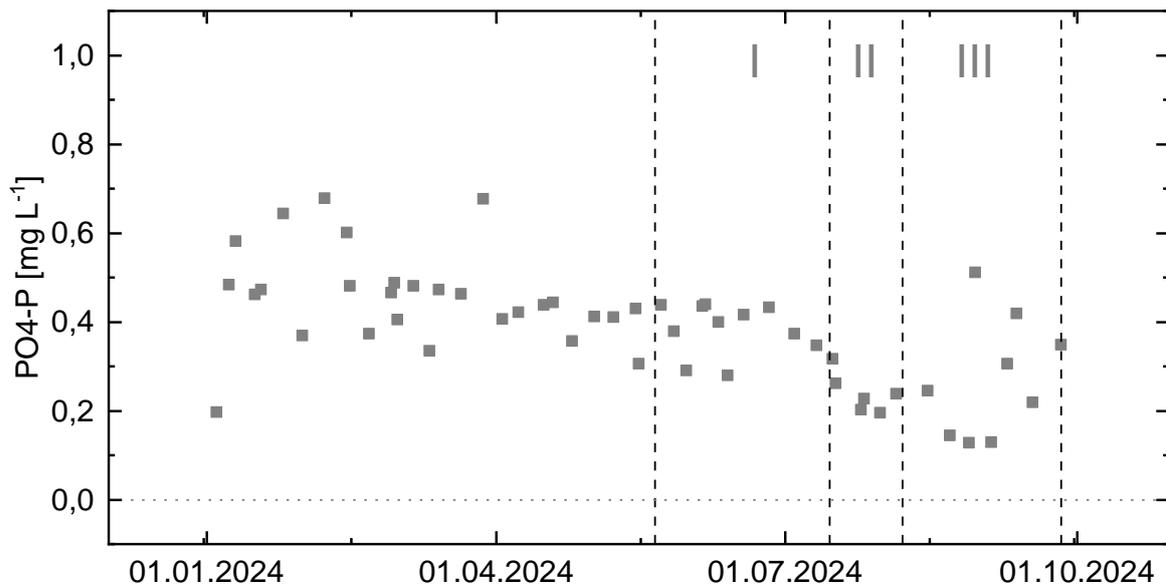


Abbildung 13: Phosphorkonzentration (Ortho-Phosphat) im Kläranlagenablauf im Zeitraum Januar 2024 bis September 2024.

3.2.2.2 PAK-Schlupf

In Untersuchungen zur Bestimmung der PAK-Konzentration im Kläranlagenablauf wurden unter anderem die Trübung und die AFS-Konzentration als Parameter herangezogen. Es wird berichtet, dass insbesondere bei geringen Werten kein Rückschluss aus Trübung sowie AFS auf den PAK Schlupf möglich ist (BORNEMANN et al., 2012). Im Projekt BePAK wurde unter anderem das Gradienten-Verfahren nach DIN 19539 für die Bestimmung der PAK-Konzentration durchgeführt, was vielversprechende Ergebnisse lieferte. Prinzip dieser Methode ist die Bestimmung und Differenzierung des Gehalts an organischem Kohlenstoff (TOC), anorganischem Kohlenstoff (TIC) und restlichem oxidierbarem Kohlenstoff (ROC) einer Probe. Da ein signifikanter Anteil der PAK in der letzten Fraktion zu vermuten ist, kann über eine Messung auf die Konzentration rückgeschlossen werden. Ein definiertes Probenvolumen wird zunächst auf einem Quarzglasfilter filtriert und getrocknet. Anschließend wird die Probe einer trockenen Verbrennung zunächst unter Sauerstoffatmosphäre bei 400°C unterzogen. Dabei wird der TOC-Anteil oxidiert und das entstehende CO₂-Signal kann gemessen werden. In einem nächsten Schritt wird der TIC bei 900°C unter Stickstoffatmosphäre umgesetzt. Anschließend wird bei gleicher Temperatur wieder Sauerstoff hinzugefügt, wodurch auch der ROC-Anteil oxidiert wird. Ein beispielhaftes Thermogramm mit dem Temperaturverlauf und den daraus entstehenden Signalen ist im Anhang A 1 gezeigt. Zunächst wird über eine solche Messung eine Analyse der verwendeten PAK durchgeführt, um den vorliegenden ROC-Gehalt der Aktivkohle zu bestimmen und auf die PAK-Konzentration der realen Proben rückschließen zu können. Um einen möglichen Hintergrund zu eliminieren, wird zudem im Vorfeld die Hintergrundmatrix mit dem Kläranlagenablauf ohne PAK und einer definierten Konzentration der verwendeten PAK durchgeführt (Matrixkalibrierung). Im

Fall der Kläranlage Bad Berleburg ergab die Analyse der Hintergrundmatrix, dass ohne PAK-Dosierung kein ROC-Signal in der Probe enthalten war. Daher wurde die Kalibrierung für verschiedene definierte PAK-Konzentrationen anhand des ROC-Anteils durchgeführt. Die Kalibrierkurve in Abbildung 14 zeigt eine sehr gute Korrelation der PAK-Konzentration und ROC-Konzentrationen in einem Bereich von 0,1-2,0 mg_{ROC}/L. In den folgenden Proben konnte die PAK-Konzentration somit über den gemessenen ROC in % C_{TM} (% C bezogen auf die Trockenmasse) ermittelt werden. Die Bestimmungsgrenze (BG) des Verfahrens liegt bei 0,1 mg/L.

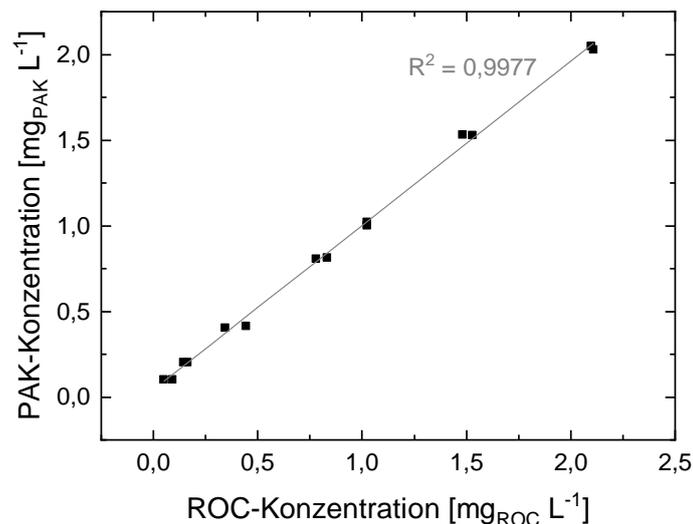


Abbildung 14: Kalibriergerade des TOC Gradienten-Verfahrens zur Bestimmung des PAK-Schlupfs.

Für die Bestimmung des PAK-Schlupfs im Kläranlagenablauf wurden 24-Stunden-Mischproben entnommen und analysiert. Abbildung 15 zeigt die PAK-Konzentrationen verschiedener Proben im Zeitraum der PAK-Dosierung gemeinsam mit dem AFS-Gehalt der jeweiligen Probe. In Phase I des Dosierzeitraums liegt die PAK-Konzentration zwischen 0,1 und 0,4 mg/L. Der Anstieg der gemessenen PAK-Konzentration (0,8 mg/L) am Tag der Verlegung der Fällmitteldosierung (Übergang zu Phase II) lässt sich wahrscheinlich durch die Betriebsumstellung erklären. Danach liegt die PAK-Konzentration im Kläranlagenablauf ohne Ausnahme im Bereich kleiner oder gleich der BG von 0,1 mg/L, was einem Rückhalt von mehr als 99 % entspricht. Diese Messergebnisse wurden in drei Proben aus dem Kläranlagenablauf der KA Bad Berleburg durch eine ergänzende, neuartige optische Methode zur Bestimmung des PAK-Schlupfs durch die Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) bestätigt (PULFER; OBRECHT; LUTZ; TOBIAS; CORVINI; GROSSENBACHE; HOCHSTRAT; THOMANN, 2024). Laut Literatur (VSA, 2024; KRAHNSTÖVER und WINTGENS, 2018) wird bei PAK-Dosierung mit nachgeschaltetem Filter eine PAK-Konzentration im Ablauf von 0,1 mg/L oder kleiner erwartet. Im vorliegenden Fall kann dieser Wert auch ohne nachgeschalteten Filter durch optimierte Strömungsführung in der Nachklärung sowie eine geeignete Stelle für die Fällmitteldosierung erreicht werden. Zudem ist ersichtlich, dass der PAK-

Schlupf unabhängig vom AFS-Gehalt ist und sich in einem viel geringeren Konzentrationsbereich befindet.

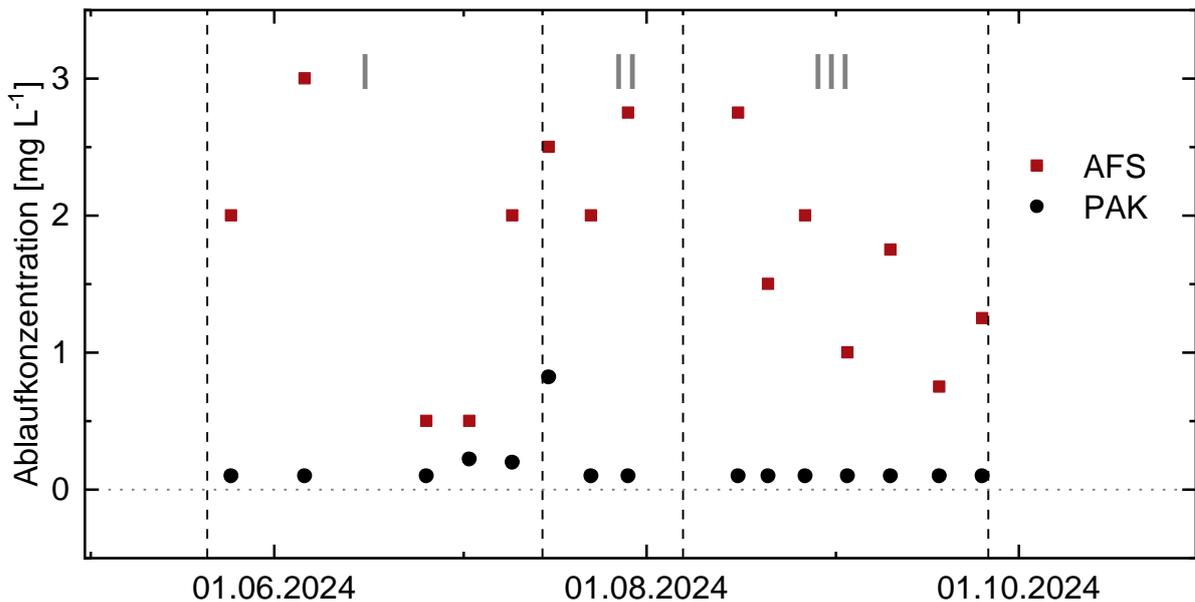


Abbildung 15: PAK-Konzentration (schwarz) und AFS-Konzentration (rot) im Kläranlagenablauf im Versuchszeitraum (Mai bis September 2024).

3.2.2.3 Spurenstoffelimination

Zur Verifizierung des angewendeten Verfahrens wurde die Spurenstoffelimination ermittelt. Hierfür wurden 24-Stunden-Mischproben aus dem Ablauf der Vorklärung und dem Ablauf der Nachklärung entnommen. Die Bestimmung der Spurenstoffe erfolgte für alle 12 genannten Leitsubstanzen nach der Novellierung der KARL mittels Flüssigchromatographie mit Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) nach DIN 38407-47. Die BG dieser Methode liegt für alle Leitsubstanzen bei 10 ng/L. Bei der Berechnung der Eliminationen wurden die Handlungsempfehlungen des Kompetenzzentrums Spurenstoffe (KomS) Baden-Württemberg berücksichtigt (KOMs, 2018). Demnach wurde für die Gesamtelimination einer Probe ein Mittel der Elimination aller Einzelsubstanzen gebildet. Dabei wurden die Einzeleliminationen nur berücksichtigt, wenn die Anfangskonzentration mindestens fünf Mal der BG entsprach. Für den Fall, dass die Endkonzentration unterhalb der BG lag, wurde die halbe BG als Endkonzentration angenommen. Eine Übersicht der absoluten Konzentrationen der Einzelstoffe im Ablauf der Vorklärung sowie die jeweiligen Einzeleliminationen ist in Anhang A 2 aufgeführt.

Abbildung 16 zeigt die Spurenstoffeliminationen gemittelt über alle Leitsubstanzen verschiedener Proben, die Ende der Phase II und in Phase III entnommen wurden. Die mittlere Spurenstoffelimination liegt in einem Bereich von 80-95 %, womit die zu erwartende Anforderung einer Mindestelimination von 80 % erfüllt ist.

Auf der x-Achse der Abbildung 16 ist zudem die spezifische PAK-Dosierung bezogen auf die DOC-Konzentration im Ablauf der Nachklärung im Zeitraum der Probenahme angegeben. Dieser Zusammenhang wird häufig gewählt, da die Adsorption gelöster Organik in Konkurrenz mit der Spurenstoffadsorption steht und daher eine Berücksichtigung der DOC-Konzentration bei der PAK-Dosiermenge sinnvoll ist (DWA M 285-2; WORCH, 2021; KOMS, 2018). Laut DWA M 285-2 ist bei simultaner PAK-Dosierung eine spezifische Dosis von mindestens 1,5-2,5 $\text{mg}_{\text{PAK}}/\text{mg}_{\text{DOC,NK}}$ für eine Elimination von 80 % erforderlich. Die spezifische PAK-Dosis im vorliegenden Fall, berechnet anhand der DOC-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung von 24-Stunden-Mischproben, liegt zwischen 3,2-13,0 $\text{mg}_{\text{PAK}}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ und ist somit gemessen an den Empfehlungen für eine Simultandosierung als hoch einzuordnen. Dies ist mit den im Versuchszeitraum tatsächlich angefallenen Durchflüssen, die deutlich geringer waren als der im Vorfeld berechnete Trockenwetterzufluss, zu erklären. Bei der niedrigsten spezifischen Dosiermenge von 3,2 $\text{mg}_{\text{PAK}}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ wurde ein Eliminationsmittel von 80 % erreicht. Durch die hohe spezifische PAK-Dosis konnte zwar eine effiziente Feststoffabtrennung im Worst-Case bei hoher Belastung nachgewiesen werden, allerdings sollte hinsichtlich der Spurenstoffelimination in weiteren Versuchen untersucht werden, ob eine solche Elimination auch für geringere (DOC-spezifische) PAK-Dosiermengen erzielt werden kann, um die eingesetzte PAK-Menge zu reduzieren.

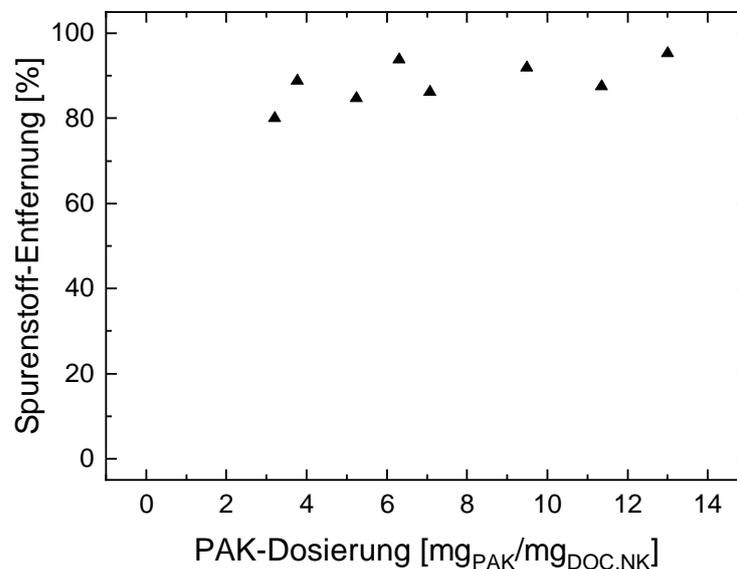


Abbildung 16: Mittlere Spurenstoffentfernung in Abhängigkeit der DOC_{NK} -spezifischen PAK-Dosiermenge.

Als Zusatz zur Spurenstoffbestimmung und für die schnelle Überwachung des PAK-Effekts vor Ort wurde der spektrale Absorptionskoeffizient bei einer Wellenlänge von 254 nm (SAK_{254}) verwendet. Laut DWA M 285-2 ist eine Korrelation von der Reduzierung des SAK_{254} mit der Elimination diverser Spurenstoffe beim Einsatz von PAK zu erwarten. Dies gilt insbesondere für

den unteren Bereich der SAK₂₅₄-Elimination bis 40 %. Im darüber liegenden Bereich erreicht der Zusammenhang von Spurenstoffelimination und SAK₂₅₄-Reduktion eine Sättigung, da sich die Spurenstoffelimination dem Maximum von 100 % weiter nähert (DWA M 285-2). Im vorliegenden Fall liegt die SAK₂₅₄-Reduktion bei allen Messungen auf einem höheren Niveau als 40 %. Zudem liegt die Spurenstoffelimination über 80 %. Daher zeigt dieser Zusammenhang keine eindeutige Korrelation (Anhang A 3).

3.2.2.4 Anmerkungen aus dem Betrieb

Das Betriebspersonal der KA Bad Berleburg berichtete, dass durch das angewendete Verfahren eine verbesserte Entwässerbarkeit des Überschussschlamm festgestellt wurde. Der Feststoffgehalt erhöhte sich dabei von etwa 29 % auf ca. 31 % während der Versuchszeit mit PAK-Dosierung. Allerdings traten auch Störungen bei den fotometrischen Trockensubstanz-Messungen im Schlamm auf, welche auf das verwendete Sondenmodell zurückzuführen und zu beheben sind.

3.3 Modellbasierte Übertragbarkeit auf andere Anlagen

3.3.1 Arbeitsschritte und Ergebnisse

3.3.1.1 Voruntersuchung und Versuchsbegleitung

Die hydrograv GmbH definierte im Zuge der Ausrüstung der Kläranlage Bad Berleburg mit hydrograv Adapt die auf die Anlage wirkenden Belastungen. Diese Belastungswerte wurden nachfolgend in Lastfälle für die in 2013 durchgeführten und validierten Simulationsstudien überführt, welche primär zur Dimensionierung der im Anschluss konstruierten und in Bad Berleburg ausgerüsteten adaptiven Einlauftechnologie dienten. Zu Beginn des Projektes "Schwarzes Gold" wurden die bestehenden Lastfälle mit den aktuellen Belastungswerten verglichen und unter Verwendung aktueller Simulationsmodelle erneut bewertet. Ein für die Versuchsdurchführung elementarer Bestandteil der Bewertung lag in der Reevaluation der Adapt-Steuerungsparameter hinsichtlich der nun erstmalig einzusetzenden und innovativen Kombination einer adaptiven Einlauftechnologie in einem Nachklärbecken mit vorgeschalteter PAK-Dosierung. Mit CFD-Simulationen stellte das Konstruktions- und Simulationsteam bereits vor dem Versuchsbeginn am digitalen Zwilling der Nachklärung sicher, dass sowohl das hydrograv Adapt als auch dessen Steuerungsparameter die PAK mit der resultierenden Flockenfilterwirkung im stabilen Schlammbett bestmöglich auf der Kläranlage zurückhalten. Diese einzigartige Rückhaltewirkung ist mit konventionellen starren Zuläufen ohne eine nachgeschaltete Filtration über das gesamte Belastungsspektrum der Nachklärung nicht realisierbar.

Parallel zum Versuchsverlauf wurden die Nachklärbeckenbelastung sowie die Steuerungsparameter des hydrograv Adapt regelmäßig analysiert, um die Betriebssicherheit und Verfahrensstabilität zu gewährleisten. Die adaptive hydrograv Maschinenteknik registrierte im gesamten Versuchsverlauf keine Störungen. Auf der angebundenen Datenplattform wurden lediglich einzelne Ausreißer in der Schlammspiegelmessung registriert, die allerdings als Falsch-Positive zu bewerten sind. Da die Steuerung des hydrograv Adapt auf einer internen Routine zur Schlammspiegelbestimmung beruht, haben derartige Falsch-Positive auch keinerlei Auswirkungen auf die Einlaufhöhensteuerung des hydrograv Adapt. Zusammenfassend wurde sichergestellt, dass die adaptive Einlauftechnologie während der gesamten Versuchsdurchführung im Automatikbetrieb den Zulauf optimal in das Schlammbett eingeleitet und der dadurch erzielte Flockenfiltereffekt die beladene Aktivkohle im Schlammbett bestmöglich zurückgehalten hat.

3.3.1.2 CFD-Simulationen am digitalen Anlagenmodell und deren Validierung

Mit den Erkenntnissen des Referenzbetriebs sowie des Betriebs mit PAK-Zuführung wurden versuchsbegleitend am digitalen Anlagenmodell CFD-Simulationen durchgeführt, um die Vorhersagegenauigkeit der Schlammspiegellage zwischen dem CFD-Modell sowie den Mess- und Sensordaten zu bestätigen bzw. bei Abweichungen die verwendeten Absetz- und Rheologiemodelle so anzupassen, dass die Auswirkungen der PAK-Zuführung auf das Schlammbett und die Schlammspiegellage in der Folge zur Übertragung auf weitere Kläranlagen exakter abgebildet werden können.

Aus Sicht der elementaren Schlammparameter sank der ISV mit der Zugabe von PAK von 84 mL/g (Mittelwert der ersten 5 Monate aus 2024) auf 79 mL/g ab. Unter Berücksichtigung der ISV-Reduktion wurde für den gesamten Versuchszeitraum eine sehr gute Übereinstimmung der mittels CFD prognostizierten und auf der Anlage real erfassten Schlammspiegellagen festgestellt. Damit kristallisierte sich schon recht zeitig anhand der Schlammspiegellagen immer stärker heraus, dass keine Anpassung der verwendeten Simulationsmodelle notwendig ist. Um dies auch mit Zahlenwerten zu belegen, wurden am 18. und 19. September 2024 (Phase III) Validierungsmessungen auf der Kläranlage Bad Berleburg durchgeführt. In einer umfangreichen Messkampagne wurden die Schlammverteilung und die Schlammkonzentration im Becken aufgenommen und im Anschluss erfolgreich in einer nun umfangreicheren Datenreihe den erzielten Simulationsergebnissen gegenübergestellt. Die Auswertung der aufgenommenen Schlammkonzentrationsprofile in Abbildung 17 bestätigt, dass die bestehenden Simulationsmodelle auch für Nachklärbeckenströmungen unter Zugabe von PAK eine sehr hohe Vorhersagegenauigkeit aufweisen. Sowohl die Lage des Schlammspiegels als auch die Konzentrationsverteilung werden damit korrekt bestimmt.

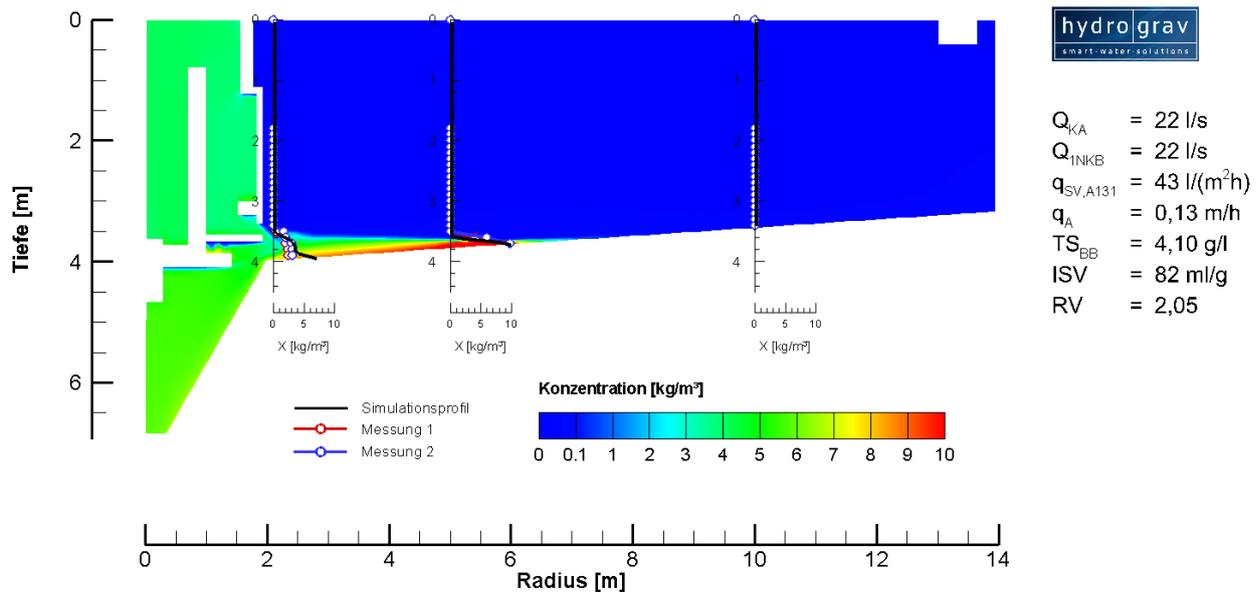


Abbildung 17: Abgleich der CFD-Simulation mit der gemessenen Schlammkonzentration im adaptiven Regelbetrieb.

Die initial projektierte Messung der PAK-Anteile im Tiefenprofil des Schlammbetts per Saug-Stichprobe konnte auf Grund des überwiegend geringen Schlammspiegels auf der Kläranlage nicht durchgeführt werden. Ergänzend wurden daher mit einer akustischen Dopplersonde (ADV-Sonde) die Strömungsgeschwindigkeiten an geeigneten Referenzpunkten im Nachklärbecken gemessen, um eventuelle rheologische Auswirkungen der PAK-Zugabe auf das Geschwindigkeitsfeld zu detektieren. Die aufwendigen Messungen wurden bei einem Beckenradius von $R = 2,5$ m sowie $R = 5,0$ m bestimmt. Die vorangegangenen CFD-Simulationen, zeigen an diesen radialen Positionen ausgeprägte Geschwindigkeiten (Richtung & Betrag), die sich für die Messung sehr gut eignen. In Abbildung 18 sind die Mittelwerte der Geschwindigkeitskomponenten als schwarze Rhomben sowie deren Schwankungsbreite als schwarze Linie mit senkrechten Abschlüssen dargestellt. Die Schwankungsbreite wurde aus 5 %- und 95 %-Perzentilen als linker und rechter Rand der Schwankung bestimmt. Aufgrund des hochgradig instationären Geschwindigkeitsfeldes wurden zwei unabhängige Messungen durchgeführt. Die Simulation zeigt anhand der Geschwindigkeitskomponenten eine gute bis sehr gute qualitative Vergleichbarkeit mit den Messungen auf der Kläranlage Bad Berleburg. Die vereinzelt detektierten, quantitativen Abweichungen sind sehr wahrscheinlich auf Besonderheiten im Betrieb der Anlage zurückzuführen. Durch die intermittierende Belüftung in der Belebungsstufe kommt es zu periodischen Stoßbelastungen im Zulauf der Nachklärung, die in der Simulation nicht aufgelöst werden. Wie bereits im Fall der Schlammkonzentrationsverteilung zeigen die Simulationen auch für das Geschwindigkeitsfeld eine für die ingenieurtechnische Praxis gute Vorhersagegenauigkeit.

Grundlegend unterliegt die Messung von Geschwindigkeitsprofilen im Nachklärbecken starken Schwankungen, die von transienten Effekten im hochdynamischen Strömungsfeld hervorgerufen werden. Daher wurden die Geschwindigkeitskomponenten an einer Stützstelle stets über eine längere Aufnahmedauer mit hoher Abtastfrequenz aufgenommen und die Datensätze je Stützstelle im Anschluss statistisch ausgewertet, um aussagekräftige Geschwindigkeitswerte abzuleiten.

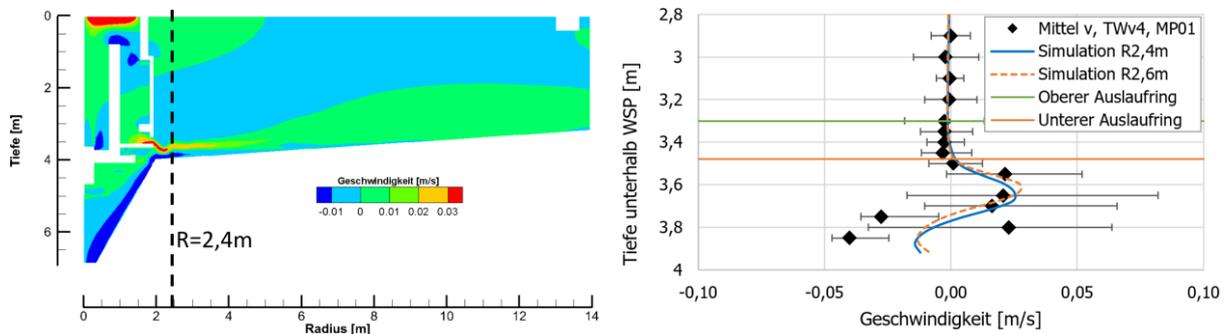


Abbildung 18: Links: Verteilung der radialen Geschwindigkeitskomponente als Ergebnis der CFD-Simulation. Gestrichelte schwarze Linie kennzeichnet die Position der Messung. Rechts: Gegenüberstellung der Messung mit der CFD-Simulation bei Adapt-Regelbetrieb.

Die durchgeführte Messkampagne bestätigt zusammenfassend, dass die bestehenden CFD-Modelle die realen Strömungsverhältnisse im System Adapt-PAK mit ausreichend hoher Genauigkeit abbilden. Die Entwicklung neuer Modelle war damit entgegen der initialen Planung nicht erforderlich. Durch den Einsatz bestehender und unveränderter Modelle wird weiterhin sichergestellt, dass sich die Projektergebnisse aus Sicht der Nachklärbeckenströmung auch einwandfrei auf Anlagen weiterer Größenklassen übertragen lassen, da die verwendeten Modelle auch auf anderen Kläranlagen mit ebenso umfangreichen Messungen erfolgreich validiert wurden.

3.3.1.3 Gegenüberstellung der Schadstoffelimination im Adapt-PAK-System mit einer konventionellen Zulaufgestaltung nach DWA-Empfehlung

Mit der Unterstützung des Anlagenpersonals wurden weitere Belastungsszenarien durchgeführt, um die Leistungsfähigkeit des adaptiven Einlaufsystems im Hinblick auf die Reinigungsleistung sowie die Elimination von Mikroschadstoffen nachzuweisen. Dabei stellten wir die Eliminationsleistung des adaptiven Einlaufsystems einem nach wie vor weit verbreiteten konventionellen starren Nachklärbeckenzulauf nach DWA-Vorgaben gegenüber. Hierzu wurde der Automatikbetrieb des adaptiven Einlaufsystems deaktiviert. Der Zulauf wurde auf eine fixe Einlaufhöhe von 1,25 m oberhalb der Trichteroberkante eingestellt. Dies entspricht der DWA Empfehlung von 1,0 m bis 1,5 m über der Trichteroberkante (DWA, 2016b). Ebenso wurde die Öffnungsweite des adaptiven Einlaufsystems so angepasst, dass der Energieeintrag in das Nachklärbecken minimiert wird. Mit einer Öffnungsweite von 0,4 m resultiert bei den gegebenen

Randbedingungen eine für den minimalen Energieeintrag optimale densimetrische Froude-Zahl. Abbildung 19 zeigt die dabei eingestellten Zulaufvarianten ebenso wie die vorherrschenden Strömungszustände anhand von CFD-Simulationen. Auch im Betrieb mit starrer Zulaufhöhe führte die hydrograv GmbH Messungen zur Aufnahme der Schlammkonzentrationsprofile durch. Abbildung 20 zeigt für diesen Fall erneut eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Simulationsergebnissen und den real vorherrschenden Schlammkonzentrationen.

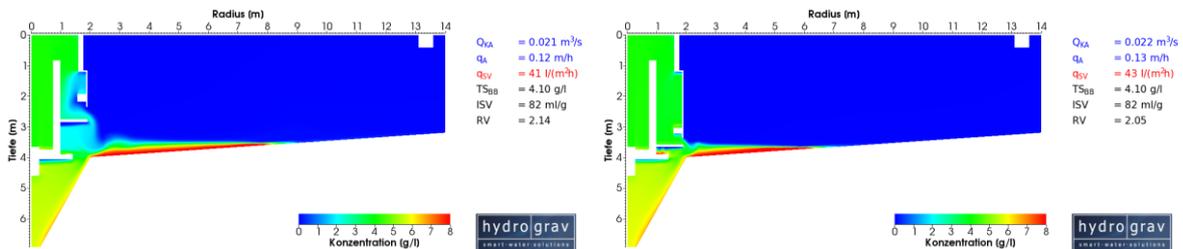


Abbildung 19: Simulation der am Tag der Messung gegenübergestellten Varianten bei Trockenwetter. Links: Starrer Zulauf nach (DWA, 2016b)-A131, rechts: hydrograv Adapt im Regelbetrieb.

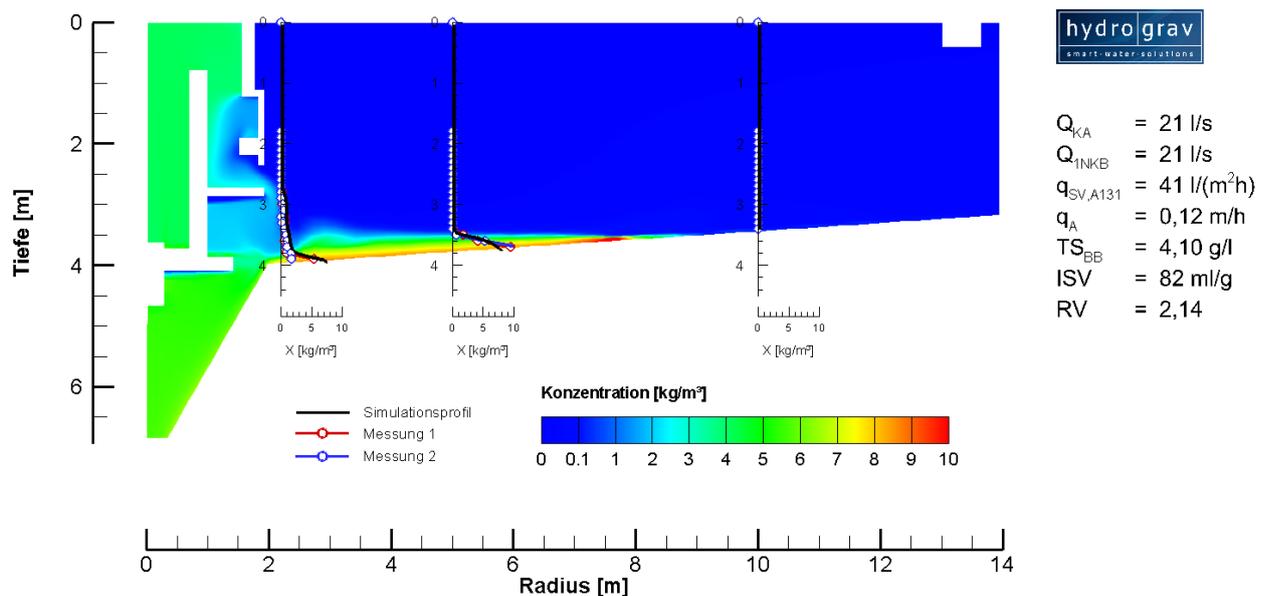


Abbildung 20: Abgleich der CFD-Simulation mit der gemessenen Schlammkonzentration für eine starre Zulaufgestaltung nach DWA-A131.

Als direkte Auswirkung stellten die Simulationsingenieure eine deutliche Zunahme der am Ablauf gemessenen Trübung fest. Die zum Beginn der Messungen per Online-Sonde am Ablauf der Kläranlage festgestellte Trübung von 1,1 NTU stieg nach dem Hochfahren des adaptiven Einlaufsystems auf die nach DWA empfohlene Zulaufhöhe auf einen Wert von 2,3 NTU im 2-Stunden-Mittelwert mit einzelnen Spitzen auf bis zu 2,8 NTU im 15-Minuten-Mittelwert an. Die Trübung hat sich damit - wie in Abbildung 21 dargestellt - bei einer Einlaufgestaltung nach DWA-Empfehlung mehr als verdoppelt. Dieser Effekt wurde zum Zeitpunkt der Messungen auch optisch

registriert: Der einst klare und mit einem durch den PAK-Einsatz hervorgerufenen Schimmer behaftete Abfluss trübte sich wahrnehmbar ein. Der hier deutlich über dem Schlamm Spiegel angeordnete Zulauf führt aufgrund des Dichtegradienten im Nachklärbecken zu einer nach unten gerichteten Dichteströmung. Diese Dichteströmung stört beim Auftreffen auf den Schlamm Spiegel das stabile Schlamm Bett und bildet Schlammflocken, die schlussendlich auftreiben und von der Strömung im Nachklärbecken zum Abfluss transportiert werden. Dadurch wird bei einer konventionellen Einlaufgestaltung an der Stelle Turbulenz induziert, an welcher sie zur verfahrenstechnischen Optimierung dringend vermieden werden muss. Beim anschließenden Übergang in den Automatikbetrieb des hydrograv Adapt mit automatischer Anpassung der optimalen Zulaufhöhe kehrte die Trübung nach kurzer Zeit wieder auf das Anfangsniveau von 1,0 NTU zurück.

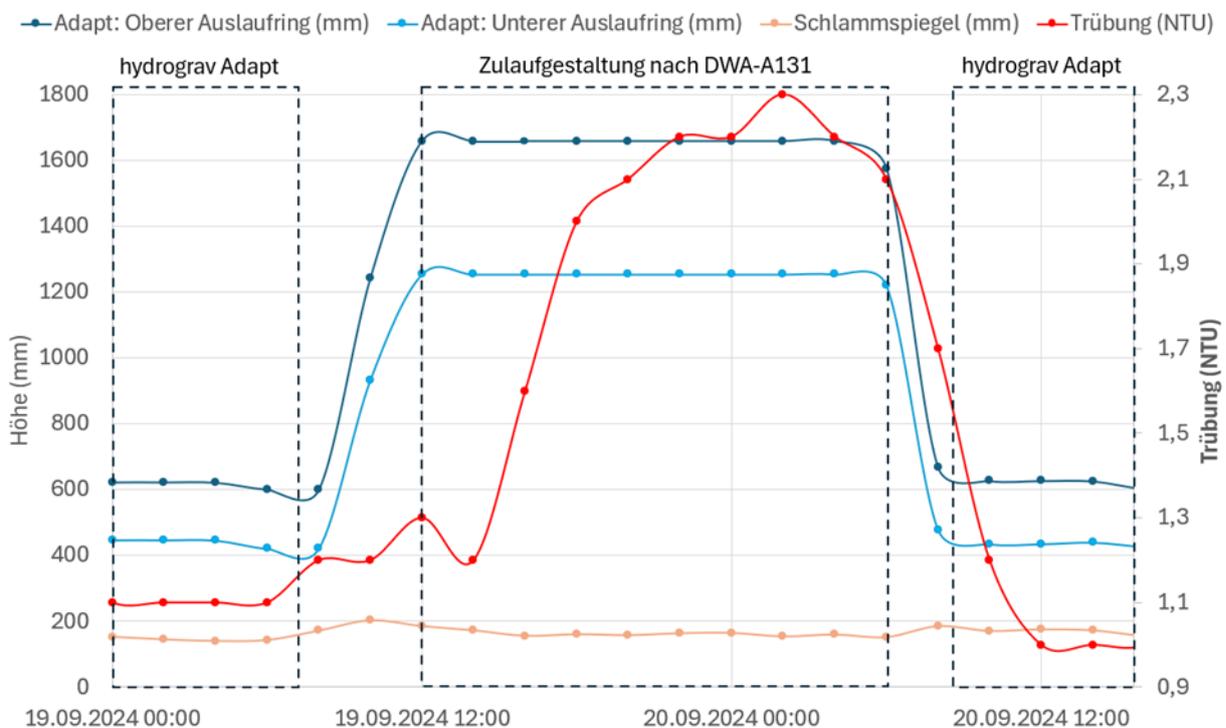


Abbildung 21: Online-Messungen am Versuchstag zeigen die Zunahme der Trübung bei Einlaufgestaltung nach DWA-Standard.

Die generellen Auswirkungen einer konventionellen, starren Einlaufgestaltung zeigen sich nicht nur in einem Anstieg der abfiltrierbaren Stoffe im Nachklärbeckenablauf sowie der gemessenen Trübung, sondern damit auch im deutlich reduzierten PAK-Rückhalt und infolgedessen einer erheblich reduzierten Mikroschadstoffelimination. So lag der PAK-Schlupf im gesamten Versuchszeitraum mit optimaler Einlaufgestaltung durch hydrograv Adapt typischerweise im Bereich der Nachweisgrenze ($\leq 0,1$ mg/L) und damit auch im Bereich der mit großtechnischen Filteranlagen erzielbaren PAK-Eliminationsleistungen. Im Kontrast dazu zeigte das System mit starrer Zulaufgestaltung nach DWA-Empfehlung im Vergleichszeitraum einen deutlich höheren

PAK-Schlupf von 0,4 mg/L an, welcher primär durch das Einleiten des Zulaufes deutlich oberhalb des Schlammspiegels und dem aus Verwirbelungen resultierenden Feststoffaustrag verursacht wird.

3.3.1.4 Anbindung der Datenübertragung an die hydrograv Datenplattform

Um den Schlamm Spiegel als für die Steuerung des adaptiven Einlaufsystems elementaren Parameter versuchsbegleitend engmaschig zu kontrollieren und die Leistungsfähigkeit in Verbindung mit der PAK-Dosierung und der Mikroschadstoffelimination beurteilen zu können, wurde die Anlage Bad Berleburg zu Projektbeginn an die hydrograv Datenplattform angebunden. Damit wurde sichergestellt, dass die Datenströme in ausreichend hoher Auflösung erfasst und in der Analyseplattform eingehen, um darauf aufbauend im Anschluss mit KI-Algorithmen die Adapt-Steuerungsparameter für maximalen PAK-Rückhalt weiter zu optimieren. Abbildung 22 zeigt eine entsprechende Zeitreihe aus Bad Berleburg im Nutzerinterface der Analyseplattform.

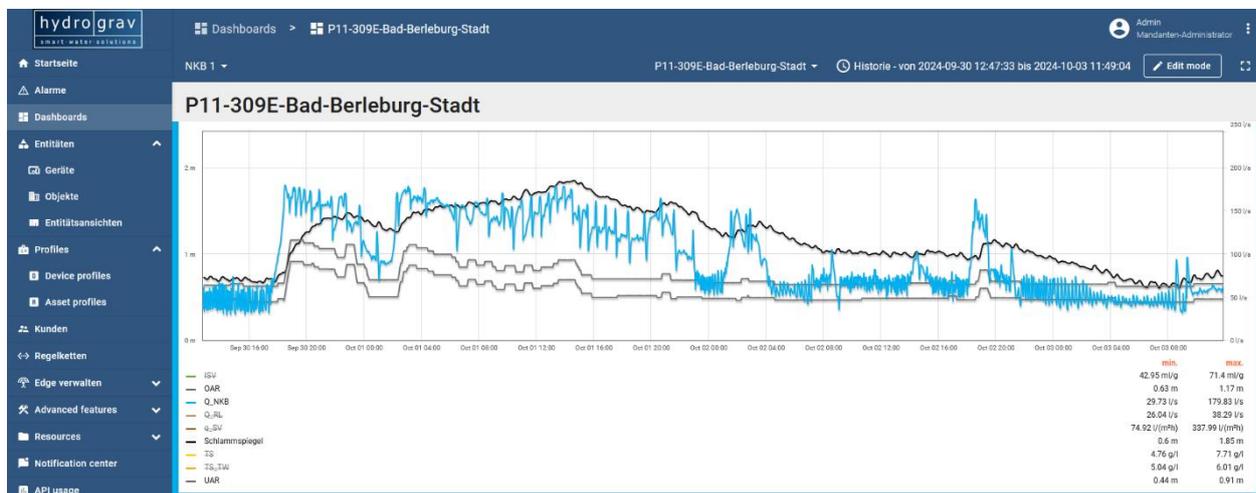


Abbildung 22: Belastungsdaten und Adapt-Telemetriedaten der Anlage Stadt Bad Berleburg in der hydrograv-Analyseplattform.

3.3.2 Einordnung und Diskussion

Der Schlamm Spiegel im Adapt-PAK-System zeigte im gesamten Versuchszeitraum keine Anomalien, die auf die PAK-Zugabe zurückzuführen wären. Entgegen der initialen Projektplanung war damit auch keine Anpassung der am digitalen Zwilling eingesetzten Simulationsmodelle erforderlich, was anhand einer umfangreichen Messkampagne nachwies wurde: Die vorhandenen Simulationsmodelle bilden die Belastung des Nachklärbeckens weiterhin erfolgreich ab. Damit ist sichergestellt, dass die Projektergebnisse mittels CFD-Unterstützung auch problemlos auf Anlagen dieser und weiterer Größenklassen übertragen werden können.

Die mit CFD-Simulationen validierte Steuerungsstrategie des hydrograv Adapt stellt sicher, dass die mit Mikroschadstoffen beladene Aktivkohle bestmöglich im Schlammbett zurückgehalten wird. Um diesen Effekt nachzuweisen, wurde auf der Anlage Bad Berleburg ein Vergleich mit einer konventionellen Einlaufgestaltung nach DWA-Empfehlung durchgeführt, indem das adaptive

Einlaufsystem auf eine nach DWA-A131 empfohlene statische Zulaufhöhe eingestellt wurde. Die dabei registrierte Verdopplung der Trübung sowie der Anstieg des Aktivkohleschlupfs belegt, dass die mittels hydrograv Adapt optimierte Zulaufgestaltung elementar für den Rückhalt von Feststoffen im Schlammbett und damit auch elementar für die Mikroschadstoffelimination im Adapt-PAK-System ist.

Der im Automatikbetrieb gemessene PAK-Schlupf am Ablauf lag nachhaltig unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 mg/L. Damit zeigen die Messungen im System Adapt-PAK einen PAK-Rückhalt, der sonst nur mit einer nachgeschalteten Filtrationsanlage erreichbar ist, die jedoch deutlich höhere Kosten-, Wartungs- und Energieaufwände zur Folge hat. Das hydrograv Adapt steigert damit nicht nur die generelle Leistungsfähigkeit und Reinigungsleistung der Kläranlage im „Flaschenhals“ Nachklärbecken – durch die Sicherung der Flockenfilterwirkung im Nachklärbecken ist hydrograv Adapt auch ideal für den Rückhalt von Aktivkohle und die Elimination von Spurenstoffen geeignet.

3.4 Ökobilanzielles Screening, Kostenvergleichsrechnung und Nutzwertanalyse

3.4.1 Arbeitsschritte

Bei den Arbeitsschritten des ökobilanziellen Screenings (LCA – life cycle assessment), der Kostenvergleichsrechnung und der Nutzwertanalyse wurde seitens der atd GmbH das adaptive Einlaufsystem der hydrograv GmbH (hydrograv Adapt) mit weiteren marktüblichen Systemen zur Abscheidung von Pulveraktivkohle (PAK) verglichen. Dafür wurden als Vergleichssysteme ein diskontinuierlicher Sandfilter (Variante 1), ein kontinuierlicher Sandfilter in Stahltankbauweise (Variante 2), ein kontinuierlicher Sandfilter in Betonbeckenbauweise (Variante 3) und ein Tuchfilter (Variante 4) gewählt. Das adaptive Einlaufsystem stellt Variante 5 dar. Das Ziel war es, neben der herkömmlichen wirtschaftlichen Betrachtung auch die Umweltauswirkungen hinsichtlich der CO₂e (CO₂ Äquivalente) unterschiedlicher Varianten mittels Entscheidungsmatrix im Rahmen der Nutzwertanalyse zu integrieren.

3.4.1.1 Ökobilanzielles Screening

In Anlehnung an DIN14040 und 14044 wurden im Rahmen des ökobilanziellen Screenings Sachbilanzen für jede Variante aufgestellt, um die Massenströme zu erfassen. Die Abschreibungszeiträume und die daraus resultierenden Reinvestitionen innerhalb des Betrachtungszeitraums von 30 a sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Abschreibungszeiträume und Reinvestitionen

Kategorie	Abschreibungszeitraum [a]	Anzahl Reinvestitionen (Stck.)
Bautechnik	30	0
Maschinenteknik	15	1
Elektrotechnik	10	2

Zudem wurden für die Sachbilanzen der jährliche Energiebedarf und die anfallenden Transporte der Baumaterialien und Hilfsstoffe zum Projektstandort Bad Berleburg über den Zeitraum von 30 Jahren aufsummiert.

Bei den kontinuierlichen Filtern wurde die Filteranzahl auf sechs Filter festgelegt. Die Betonbauwerke der Filtervarianten wurden mit einer Wandstärke von 0,4 m angenommen und der Bodenaushub wurde als Grundfläche des Bauwerks multipliziert mit zwei Metern Tiefe pauschal angenommen. Weiterhin wurde für jeden Kubikmeter verbauten Betons ein Bewehrungsstahlanteil von 150 kg angenommen. Darüber hinaus wurde für Varianten V1, V2 und V3 eine Förderhöhe von 6 m, für Variante V4 eine Förderhöhe von 1 m angenommen und mit einem Strombedarf von 5 Wh/m³/m ein Energiebedarf abgeschätzt. Für V5 entfällt ein zusätzlicher Energiebedarf, da das System in das bestehende Nachklärbecken integriert ist und im Freigefälle durchfließen wird. Lediglich der Energiebedarf zur automatischen Einstellung der Einströmhöhe wurde angesetzt. Der Energieaufwand für die Spülungen wurde gem. Herstellerangaben mit 10 Wh/m³ bei V1 bis V3 respektive 2 Wh/m³ bei V4 angesetzt. Zur Abschätzung der Filtermaterialmengen wurde bei V1 eine Filterschichthöhe von 1,4 m angenommen. Die für die Filter benötigte Ablaufleitung wurde auf ca. 60 Meter geschätzt und in der Ökobilanz als STB DN 800er Rohr betrachtet. Der Abriss des Königsstuhls des Nachklärbeckens zur Installation des adaptiven Einlaufsystems am Projektstandort wurde nicht berücksichtigt, da in den meisten Fällen der bereits vorhandene Königsstuhl bestehen bleiben kann und so eine Übertragung bzw. Skalierung der Ergebnisse auf andere Kläranlagen ermöglicht wird. Die Stahlmasse für die Maschinenteknik (Förderpumpen) wurden aus einem Produktdatenblatt einer ausgewählten Referenzpumpe ermittelt. Von diesen Referenzpumpen wurden drei Stück gewählt, wovon eine als Redundanz dient. Für den Transport der Anlagenteile, Produkte und Verbrauchsstoffe zum Projektstandort wurden möglichst nahe gelegene beispielhafte Lieferanten ausgewählt. Eine tabellarische Übersicht der Entfernungen vom Produktionsstandort zum Projektstandort (hier Kläranlage Bad Berleburg) befindet sich im Anhang B 1.

Alle weiteren Materialangaben wurden von Herstellerangaben und bestehenden Planungen der atd GmbH übernommen und ggf. auf die Ausbaugröße der Kläranlage skaliert. Die entsprechenden Filterbemessungen erfolgten zur besseren Vergleichbarkeit mit dem adaptiven Einlaufsystem auf den Mischwasserzufluss (Q_M) von 183 L/s. Zudem erfolgte die Bemessung der

Filtersysteme auf einen maximalen AFS-Wert von 25 mg/L im Filterzulauf. Eine Gegenüberstellung, wie die Varianten bemessen wurden, befindet sich im Anhang B 2. Alle Kunststoffe wurden näherungsweise als „PP-Kunststoffprofil mit Glasfaseranteil“ zusammengefasst, da keine exakteren Angaben der Hersteller vorlagen. Alle weiteren Metalle wurden als Edelstahl angenommen, mit Ausnahme der Schaltschränke, hier wurde zusätzlich ein Anteil Kupfer abgeschätzt. Die Herstellerangaben sind im Anhang B 3 bis Anhang B 5 in detaillierten Tabellen aufgelistet.

Die Mengenangaben der Sachbilanz wurden mit den Emissionsfaktoren für die jeweiligen Materialien multipliziert. Die Emissionsfaktoren geben an, wie viele CO₂-Äquivalente (CO₂e) in Kilogramm bei der Herstellung von 1 kg des entsprechenden Materials emittiert werden und können aus entsprechenden Datenbanken abgerufen werden. Für die Erstellung der Ökobilanz im Rahmen des Projektes „Schwarzes Gold“ wurde dabei bei den meisten Daten auf die frei verfügbare Datenbank „ÖkobaDat“ zugegriffen. Die GWP-Werte (Global Warming Potential ausgedrückt in CO₂e) zur Herstellung von Aktivkohle wurden aus einem Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 entnommen (DWA, 2016a). Der Arbeitsbericht gibt für frische Aktivkohle aus Steinkohle einen GWP-Wert von 11–18 kg_{CO₂e}/kg_{Kohle} an. Für Aktivkohlen aus Braunkohle wird ein Wert von 14–18 kg_{CO₂e}/kg_{Kohle} angegeben und für eine frische Aktivkohle aus Kokosnussschalen ein Wert von 5–7 kg_{CO₂e}/kg_{Kohle}. Für die projektspezifische Ökobilanz wurden die entsprechenden Werte auf 14, 16 und 7 kg_{CO₂e}/kg der entsprechenden Kohle gewählt. Um die verwendete Pulveraktivkohle aus Holz zu berechnen, wurde näherungsweise der GWP-Wert für die Aktivkohlen aus Kokosnussschalen gewählt, da die Kokosnussschalen, ebenso wie Holz, im Gegensatz zur Braunkohle und Steinkohle nachwachsende Rohstoffe sind. Zudem wurde bei der Erstellung der Ökobilanz eine Aktivkohledosis von 20 mg/L einkalkuliert, was als konservative Annahme betrachtet werden kann. Eine tabellarische Übersicht mit allen weiteren GWP-Werten und ihren Quellen befindet sich im Anhang B 6. Die aufgelisteten GWP-Werte beinhalten die Emissionen der Rohstoffgewinnung, des Transportes zur Produktionsstätte, die benötigte Energie zur Produktion und die benötigte Infrastruktur (Fabriken, Maschinen, etc.) zur Fertigung („Cradle2Gate“). Anschließend wurde mit einem GWP-Wert für LKW-Transporte der Transport von der Produktionsstätte zur Baustelle bzw. Kläranlage berücksichtigt. Die Rückfahrten der LKWs wurde mit dem Faktor von 0,5 der Hinfahrt einkalkuliert, da keine Annahmen über Leerfahrten oder Speditionsfahrten getroffen werden konnten. Der Abbruch setzte sich aus dem GWP-Wert des Abbruchs und dem GWP-Wert für den Abtransport des Abbruchmaterials zusammen. Der GWP-Wert vom prognostizierten Strommix ergibt sich aus Mittelwerten des Strommixes bis 2050 (ARIADNE, 2021; Anhang B 7). Eine schematische Abbildung befindet sich im Anhang B 7.

3.4.1.2 Kostenvergleichsrechnung

Die Kostenvergleichsrechnung (KVR) wurde in Anlehnung an die Vorgaben der LAWA durchgeführt (DWA, 2012). Die Kosten für den diskontinuierlichen Sandfilter wurden überschlägig auf einen Betrag von ca. 1,5 Mio. € ermittelt (SCHRÖDER, 1998). Dabei wurde eine prozentuale Preissteigerung (186%, 1993 bis 2024) auf Grundlage von Werten des statistischen Bundesamtes für Ortskanäle mitberücksichtigt. Anschließend wurde bei allen Filtersystemen die durchschnittliche prozentuale Kostenverteilung nach SCHRÖDER (1998) angewendet, um die ermittelten Kosten auf die Positionen Bautechnik, Maschinenteknik und Elektrotechnik aufzuteilen. Zusätzliche Kosten durch Baumaterialien für die kontinuierlichen Sandfilter in Beckenbauweise wurden über das Baupreislexikon in Abhängigkeit der ermittelten Massen einkalkuliert. Der aktuelle Nettostrompreis pro Kilowattstunde Strom wurde zu 0,32 €/kWh angesetzt. Für die jährlichen Wartungskosten der kontinuierlichen Sandfilter und Tuchfilter liegen Herstellerangaben vor. Zudem wurde für die Personalkosten ein Arbeitszeiteinsatz von 7 h/Woche für betriebseigenes Personal bei allen Filtervarianten (V1-V4) mitberechnet. Als Realzinssatz (Wertsteigerung des Geldes) wird von der LAWA-Leitlinie eine prozentuale Steigerung von 2,99 % empfohlen. Als jährliche Preissteigerungen (Inflation) wurden jährliche Preissteigerungen von der Bautechnik um 2 %, der Maschinenteknik um 3 % und der Elektrotechnik um 4 % angenommen. Die Abschreibungszeiträume der einzelnen Kategorien stimmen mit den Abschreibungszeiträumen der Ökobilanz überein (siehe Tabelle 3).

3.4.1.3 Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse ist als Bewertungsmatrix umgesetzt worden. Dabei werden verschiedenen Kategorien und Unterkategorien prozentuale Gewichtungen zugeteilt und anschließend mit einem Notensystem (Note 1 – sehr gut, Note 6 – ungenügend) multipliziert, um die Varianten V1 bis V5 zu bewerten.

Im Falle der Kategorien Kosten (aus KVR), Platzbedarf (aus Herstellerangaben) und CO_{2e} (aus ökobilanziellem Screening) wurden die berechneten Werte mittels linearer Interpolation in Schulnoten umgerechnet. Die Schulnoten für die technischen Kriterien, die nicht in Zahlen ausgedrückt werden können – z.B. Betriebssicherheit, Flexibilität usw. –, wurden im Projektteam besprochen und festgelegt.

3.4.2 Ergebnisse

3.4.2.1 Ökobilanzielles Screening

Aufgrund der Ziele der europäischen und deutschen Klimapolitik wird das Erreichen des prognostizierten Strommixes als wahrscheinlich angesehen. Im Folgenden werden daher lediglich die Ergebnisse der ökobilanziellen Screenings dargestellt, die mit dem prognostizierten Strommix (zukünftig deutliche Zunahme des regenerativen Anteils beim Strommix) berechnet

wurden. Eine Übersicht mit den Ergebnissen des aktuellen Strommixes befindet sich der Vollständigkeit halber im Anhang B 8 und Anhang B 9. Der prognostizierte Strommix wurde jedoch nicht auf die Produktion von Aktivkohle angewendet, da der Anteil von Strom zu Herstellung von Aktivkohle vernachlässigbar gering ist (DWA, 2016a). Zukünftig kann sich dies grundsätzlich ändern (z.B. Betrieb der Reaktivierungsöfen mit Strom oder Wasserstoff an Stelle von Gas/Öl). Eine einigermaßen belastbare Prognose ist hier aber bislang nicht möglich, die vorliegenden Berechnung können damit in Bezug auf die zukünftigen CO₂e der Aktivkohle als konservativ angesehen werden.

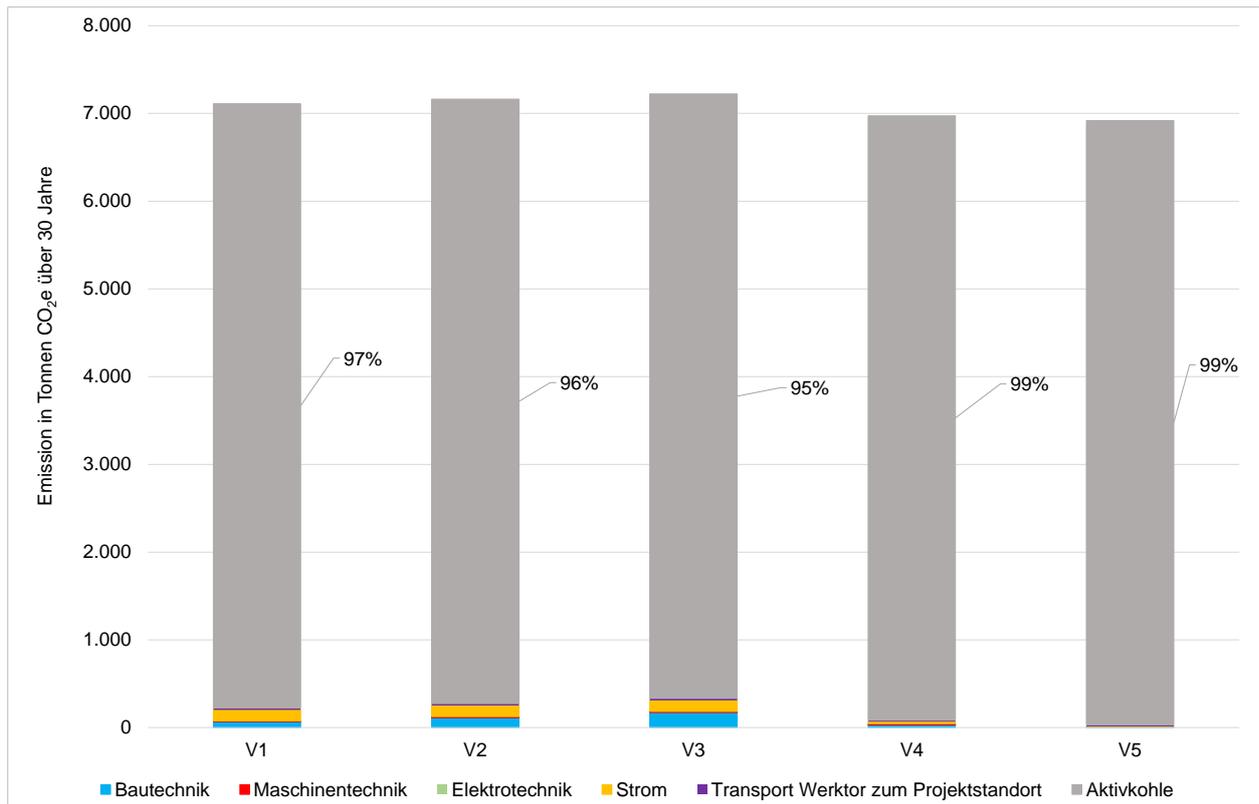


Abbildung 23: CO₂e Emission der Varianten V1 bis V5 mit Aktivkohle über 30 Jahre mit prognostiziertem Strommix

Abbildung 23 stellt die CO₂e Emissionen von Variante 1 (V1 – diskontinuierlicher Sandfilter), Variante 2 (V2 – kontinuierlicher Sandfilter in Stahltankbauweise), Variante 3 (V3 – kontinuierlicher Sandfilter in Betonbeckenbauweise), Variante 4 (V4 – Tuchfilter in Stahltankbauweise) und Variante 5 (V5 – adaptives Einlaufsystem) in Tonnen CO₂e über den Betrachtungszeitraum von 30 Jahren dar. Dabei wird der Anteil der Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik, sowie des Stroms, des Transportes vom Werktor zur Baustelle und der Aktivkohle aufgezeigt. Die Datenbeschriftung zeigt den prozentualen Anteil der Aktivkohle. Da die Pulveraktivkohledosierung unabhängig vom gewählten Abscheideverfahren gleich ist, ist auch die aus der Aktivkohle resultierende CO₂e Emission von 5.850 t CO₂e unabhängig von der gewählten Variante. Diese Emission nimmt bei jeder Variante einen Anteil der Gesamtemission

von >95% ein. Daher wird in Abbildung 24 die verursachte Emission für Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik sowie Strom und Transport zur Baustelle dargestellt.

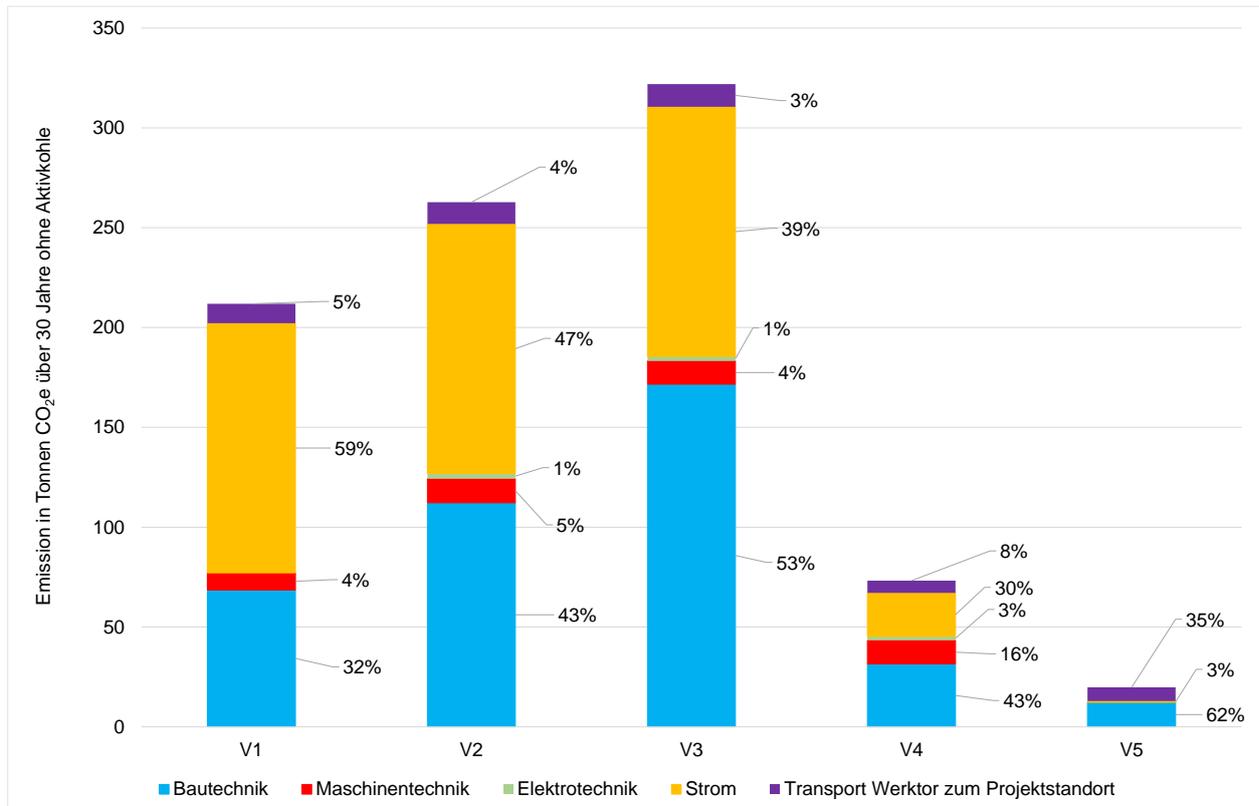


Abbildung 24: CO_{2e} Emission ohne Aktivkohle über 30 Jahre mit prognostiziertem Strommix

Ohne Pulveraktivkohle belaufen sich die CO_{2e} Emission der Varianten auf ca. 210 t (V1), ca. 260 t (V2), ca. 320 t (V3), ca. 70 t (V4) und ca. 20 t (V5). Bei den vier Filtersystemen (V1–V4) stellen – abgesehen von der Aktivkohle – der prognostizierte Stromverbrauch und die Bautechnik mit >70% die größten Emittenten dar. Die Elektrotechnik verursacht mit ca. 1% bis 3% mit Abstand die geringste Emission.

3.4.2.2 Kostenvergleichsrechnung

Die Betriebs- und Investitionskosten der verschiedenen Varianten wurden mit den Reinvestitionen und entsprechenden Preissteigerungen über 30 Jahre zu Projektkostenbarwerten geschätzt. Der Brutto-Betrag dieser Barwerte ist in der Abbildung 25 dargestellt. Dabei stellt sich das adaptive Einlaufsystem mit großem Abstand als kostengünstigste Variante dar. Anschließend folgen der Tuchfilter, der kontinuierliche Sandfilter als Beckenbauweise, der kontinuierliche Sandfilter in Stahltankbauweise und mit deutlichem Abstand der diskontinuierliche Sandfilter.

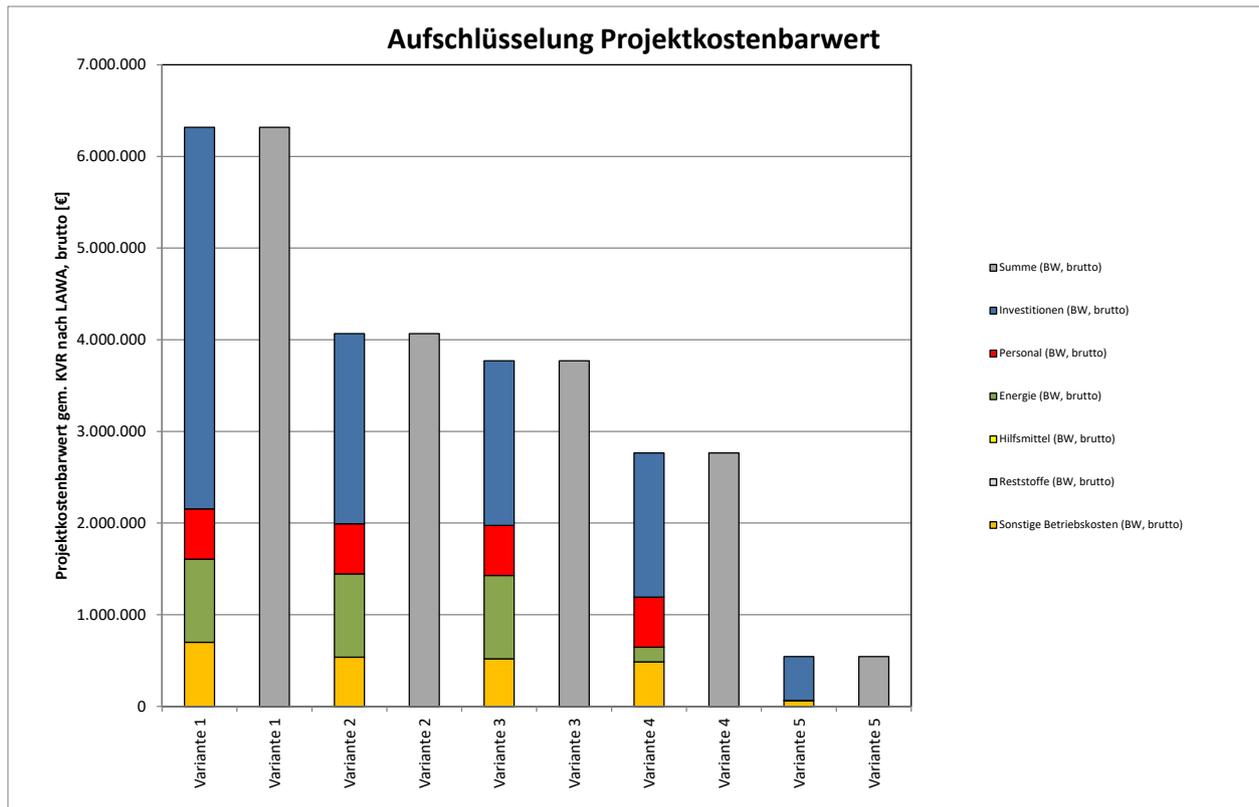


Abbildung 25: Projektkostenbarwerte [brutto] nach KVR bei einem Betrachtungszeitraum von 30 Jahren

3.4.2.3 Nutzwertanalyse

Nachdem jeder Kategorie Noten und Gewichtungen zugeordnet wurden, ergeben sich die Bewertungsmatrizen gem. Anhang B 10 bis Anhang B 14 für die Verfahren V1 bis V5. Zunächst ohne Betrachtung der Kosten ergibt sich folgende Reihenfolge beginnend mit dem vorteilhaftesten Verfahren $V5 > V4 > V1 > V2 > V3$. Mit Berücksichtigung der Kosten gem. KVR ergibt sich folgende Reihenfolge wiederum beginnend mit dem vorteilhaftesten Verfahren: $V5 > V4 > V2 > V1 > V3$.

3.4.3 Einordnung und Diskussion

3.4.3.1 Ökobilanzielles Screening

Das ökobilanzielle Screening zeigt unter Betrachtung des prognostizierten Strommix, dass die Aktivkohle mit ca. 6.900 t CO_{2e} in 30 Jahren mit einem Anteil von jeweils > 95% den mit Abstand größten Emittenten bei allen Varianten darstellt. Würde eine Pulveraktivkohle aus Braunkohle verwendet werden, würde dieser Wert auf ca. 15.700 t CO_{2e} ansteigen (Abbildung im Anhang B 15). Hierbei sei erneut angemerkt, dass es derzeit keine Prognosen gibt, mit welchen Emissionsfaktoren Pulveraktivkohle zukünftig produziert werden könnte, deshalb wurden die derzeitigen Emissionsfaktoren für Pulveraktivkohle angesetzt. Um diese Werte einzuordnen, bietet sich ein Vergleich mit dem durchschnittlichen CO_{2e} Ausstoß eines Menschen in Deutschland (ca. 10 t CO_{2e} pro Jahr) an. Die PAK-Dosierung würde jährlich eine Masse CO_{2e} von 230 t (PAK aus Kokosnussschalen), 460 t (PAK aus Steinkohle) und von ca. 525 t (PAK aus Braunkohle) emittieren. Somit entspricht die PAK-Dosierung aus Kokosnussschalen der Emission von ca. 23 Menschen pro Jahr, die von PAK aus Steinkohle ca. 46 Menschen pro Jahr und die von PAK aus Braunkohle ca. 53 Menschen pro Jahr. Laut ELWAS-WEB betrug die Anzahl der an die Kläranlage Bad Berleburg angeschlossenen Einwohner (ohne Einwohnerequivalente) im Jahr 2024 zum Vergleich 8.040 E. Der Anteil der Emissionen aus dem Betrieb einer 4. Reinigungsstufe im Vergleich zu den angeschlossenen Einwohnern erscheint zunächst gering. Es sei hier aber angemerkt, dass es sich bei den zum Vergleich angesetzten 10 t CO_{2e} pro Jahr und Einwohner in Deutschland, um einen aktuellen Wert handelt, der zukünftig aufgrund des Wandels im Bereich Wohnen/Heizen und Mobilität sehr stark sinken dürfte. Zukünftig wird es von entscheidender Bedeutung sein die CO_{2e} Emissionen nicht nur mit den bekannten großen Stellschrauben (z.B. Stromproduktion) zu senken, sondern auch Produktionsprozesse für Bau und Hilfsstoffe (Betonklinker, Aktivkohle, Bewehrungsstahl usw.) entsprechend umzugestalten und eine lange Lebensdauer der Bauwerke zu forcieren, um weitestgehende Klimaneutralität zu erlangen.

3.4.3.2 Kostenvergleichsrechnung

Das adaptive Einlaufsystem (V5) hat von allen Varianten die niedrigsten Projektkostenbarwerte (Abbildung 26). Deutlich wird bei allen Varianten der überproportionale Anteil der Aktivkohle an den Kosten. Lediglich beim diskontinuierlich gespülten Filter liegen die hohen investiven Kosten in der gleichen Größenordnung wie die der Aktivkohle.

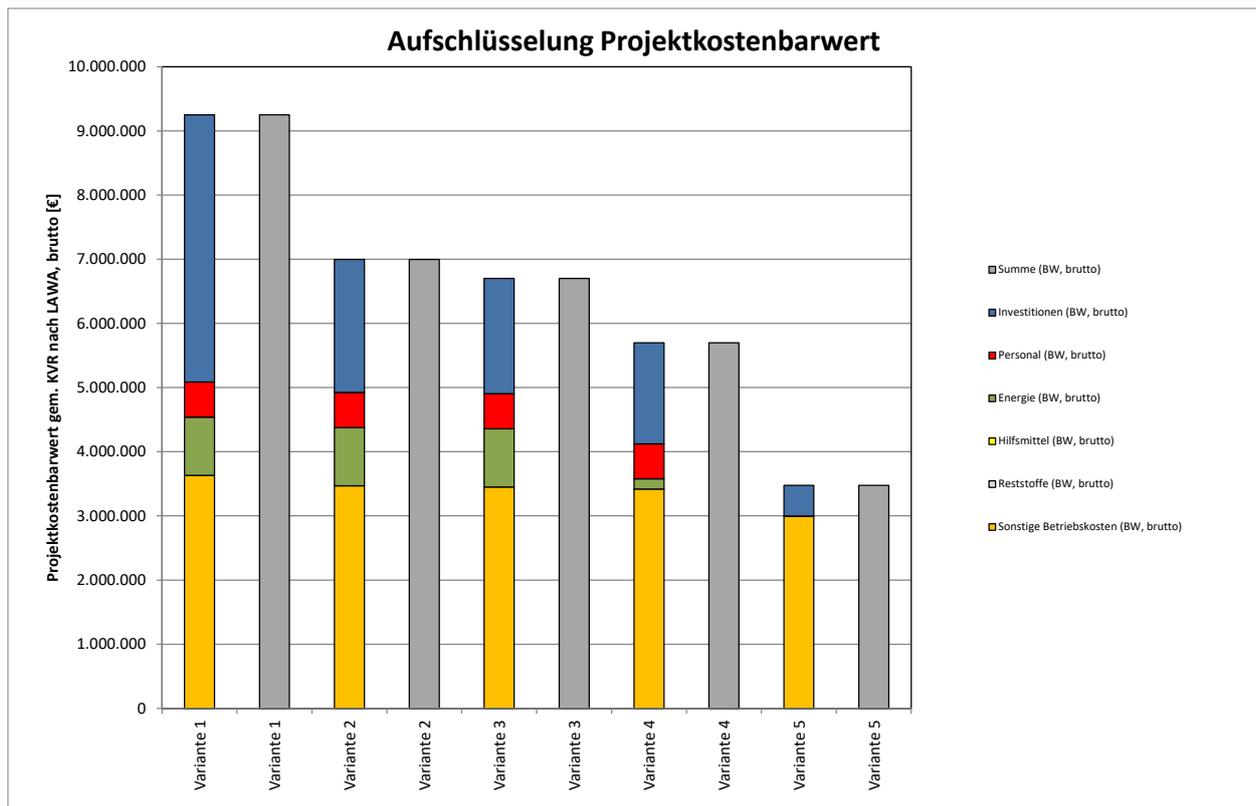


Abbildung 26: Projektkostenbarwerte inklusive Aktivkohle als Sonstige Betriebskosten (brutto)

3.4.3.3 Nutzwertanalyse

Die unter den gewählten Kriterien vorteilhafteste Variante ist das adaptive Einlaufsystem. Nach derzeitigem Stand ist die hiermit erzielte Ablaufqualität selbst dann als hinreichend zur Abscheidung der PAK zu bewerten, wenn die PAK gemeinsam mit Fällmittel in den Zulauf des Nachklärbeckens und damit ins Adaptsystems dosiert wurde.

Der gewählten Methodik geschuldet müssen bei der Bewertung der Variante zwei Einschränkungen bedacht werden:

- Generell ist die Dimensionierung eines Filters (V1 bis V4) auch auf einen Teilstrom denkbar (z.B. Q_T). Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden hier aber alle Filter – ebenso wie prinzipbedingt das adaptive Einlaufsystem – auf Q_M ausgelegt. Hierdurch ließen sich prinzipiell Einsparungen an Kosten und CO₂e bei den Filtern (V1 bis V4) erzielen.
- Raumfilter können je nach Bauart dazu genutzt werden PAK direkt in ihren Zulauf zu dosieren und dadurch eine Anreicherung von PAK im Filterbett zu bewirken. Dadurch kann durch die erfolgte Festphasenanreicherung eine Reduktion der PAK-Dosis bewirkt werden, was zu einer Reduktion der Kosten und der emittierten CO₂e führt. Dies gilt nach derzeitigem Stand für den diskontinuierlichen Raumfilter, für den es mit Abstand die meisten Referenzen gibt und der die höchste Ablaufqualität aller Varianten bietet.

4 Bewertung der Vorhabenergebnisse

Die technologische Innovation des vorliegenden Verfahrens bestehend aus einem im Nachklärbecken integrierten adaptiven Einlaufsystem und PAK-Dosierung im Zulauf der Nachklärung liegt darin, dass im Gegensatz zu bisher verfügbaren Verfahren zur simultanen PAK-Dosierung kein (kosten- und wartungsintensiver) nachgeschalteter Filter, wie beispielsweise ein Sand- oder Tuchfilter, notwendig ist, um die PAK hinreichend abzuscheiden. In Deutschland gibt es hier beispielsweise seitens der DWA noch keine exakt quantifizierten Grenzwerte in Bezug auf diesen sogenannten PAK-Schlupf, insbesondere deshalb, weil eine erprobte analytische Methode erst seit kurzen existiert. In der Schweiz wurde im Oktober 2024 seitens der VSA das sogenannte „Faktenblatt Aktivkohle-Rückhalt“ veröffentlicht (VSA, 2024). Dieses fordert einen Aktivkohlerückhalt von $> 97 \%$. Bei einer Dosierung von 20 mg/l PAK entspricht das einem PAK-Schlupf von $< 0,6 \text{ mg/l}$. Laut dem Stand der Technik kann bei nachgeschalteten Filtern eine PAK-Konzentration von kleiner/gleich $\leq 0,1 \text{ mg/L}$ erreicht werden. Der PAK-Schlupf wurde beim hydrograv Adapt mittels der TOC-Gradienten Methode ermittelt und liegt selbst bei hoher PAK-Dosierung im Bereich $\leq 0,1 \text{ mg/L}$ und damit deutlich unter den in der Schweiz für Abtrennverfahren geforderten $0,6 \text{ mg/L}$ (entsprechend $> 97 \%$ Rückhalt).

Mit der Reduktion der AFS-Konzentration und des CSB-Gehalts zeigen sich weitere positive Einflüsse auf den Kläranlagenablauf. Auch die stabilere Schlammentwässerung ist vor allem aus betrieblicher Sicht als positiv zu bewerten. Für Anlagenbetreiber ergeben sich im Einsatz des Adapt-PAK-Systems außerdem weitere elementare Vorteile, da das adaptive Einlaufsystem sowohl die hydraulische Leistungsfähigkeit der Nachklärung und damit auch die Reinigungsleistung der gesamten Kläranlage steigert. Mit dem Einsatz eines leistungssteigernden adaptiven Einlaufsystems können Nachklärbeckenerweiterungen kompakter und damit auch ressourcen- und kostenschonender ausgeführt werden. Im Gegensatz zu einem Raumfilter ist allerdings systembedingt keine weitergehende Anreicherung der Aktivkohle (im Filterbett) möglich, die eine höhere Spurenstoffbeladung und damit Reduzierung des Aktivkohleverbrauchs ermöglichen könnte.

Ziel des Projekts war neben der Erprobung einer neuen, integrierten (und damit Platz und Bauressourcensparenden) Technologie zur PAK-Abtrennung die großtechnische Erprobung von Aktivkohle aus biogenen Ressourcen. Es wurde eine geeignete PAK mit ausreichender Marktreife und Effizienz in der Spurenstoffentfernung ermittelt und eingesetzt. Die mittlere Spurenstoffelimination aller 12 Leitsubstanzen ist zu allen gemessenen Zeitpunkten in der Versuchszeit bei mindestens 80% und zeitweise bis zu 95% . Somit sind die Anforderungen der EU-KARL Novelle erfüllt. Im ökobilanziellen Screening ergeben sich für biogene PAK zudem nur etwa die Hälfte der Emissionen verglichen mit PAK aus fossilem Ursprung, was die ökologische Entlastung und Notwendigkeit von Aktivkohlen aus biogenen Ressourcen verdeutlicht.

Zudem wurden im Rahmen des ökobilanziellen Screenings mehrere Verfahrensvarianten evaluiert. Diese sind neben dem adaptiven Einlaufsystem Varianten mit einem diskontinuierlichen Filter, einem kontinuierlichem Sandfilter in Stahltanks, einem kontinuierlichem Sandfilter in Betonbeckenbauweise und einem Tuchfilter. Bei dieser Methodik wurden wie auch in der folgenden Kostenvergleichsrechnung in der Bewertungsmatrix verschiedene Annahmen beispielsweise hinsichtlich prognostizierten Strommix, Bewehrungsstahlanteil und Transportdistanzen getroffen. Sowohl für die Kostenvergleichsrechnung als auch für das ökobilanzielle Screening wurde ein Betrachtungszeitraum von 30 Jahren angenommen. Die Emissionen aus dem Verbrauch von PAK über 30 Jahre stellt mit 90 % den überwiegenden Anteil der CO₂e-Emission bei allen Varianten dar. Daher sind die Aktivkohleproduktion und der Aktivkohletransport die mit Abstand maßgeblichsten Faktoren bei der Emission von CO₂e.

Abgesehen von der PAK stellen die Bautechnik und der Stromverbrauch relevante Ursachen für CO₂e Emissionen dar. Im Ergebnis verursacht die Verfahrensvariante mit hydrograv Adapt die geringsten Emissionen, gefolgt vom Tuchfilter. Zudem ist positiv zu bewerten, dass kein Platz für zusätzliche Filterbecken oder -tanks beim adaptiven Einlaufsystem benötigt wird.

Bei der Kostenvergleichsrechnung schneidet das adaptive Einlaufsystem als kostengünstigste Variante ab. Somit ist beim Vergleich der Investitionskosten und einem potenziellen Investitionsrisiko das adaptive Einlaufsystem so viel günstiger, dass entsprechend höhere Betriebskosten aufgefangen werden können und sich das Risiko der Investitionsentscheidung minimiert. Zudem sind die Betriebskosten in Bezug auf Ausgaben für Energie und Wartung beim adaptiven Einlaufsystem im Vergleich zu den betrachteten Filtern geringer anzusetzen. Bei der Nutzwertanalyse schneidet das adaptive Einlaufsystem ebenfalls als geeignetste Variante ab.

Die Übertragbarkeit und weitere Verwertung der Vorhabenergebnisse wurden durch den Einsatz von CFD-Simulationen sichergestellt. Die Simulationen ermöglichen eine präzise Beschreibung des Systems, basierend auf umfangreich validierten Modellen und Messungen. Der Einsatz von Aktivkohle zeigt keine relevanten Einflüsse auf Schlamm und Prozesse in der Nachklärung, was die Stabilität des Verfahrens unterstreicht. In einer umfangreichen Messkampagne wurde nachgewiesen, dass die bestehenden Simulationsmodelle ihre Gültigkeit auch im System Adapt-PAK behalten und dieses so genau beschreiben, dass auch eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Anlagen unter Einsatz dieser Modelle problemlos möglich ist.

In Bezug auf die Vermarktungsstrategie wird die Publikation der Projektergebnisse angestrebt, begleitet von einer aktiven Akquise im bestehenden hydrograv-Kundenstamm. Die langjährige Erfahrung zeigt, dass die Implementierung von Adapt-Systemen die Notwendigkeit mit sich bringt, die Detailgeometrie des Maschinenbaus, dessen praktisches Verhalten und daraus resultierend auch dessen Steuerstrategie mittels Strömungssimulationen exakt auf die jeweiligen

anlagenbedingten Besonderheiten auszulegen. Zu groß sind die Auswirkungen scheinbarer Detailänderungen im Maschinenbau auf die Effizienz der Gesamtlösung, als dass es ökonomisch erscheinen könnte, diese nicht strömungstechnisch abzusichern. Dies erfordert regelmäßig mehrere hundert CFD-Simulationen innerhalb eines Implementierungsprojektes. Für beide Seiten – sowohl für den Anwender wie auch für den Anbieter hydrograv GmbH – ergibt sich hierfür aus der Projekterfahrung der hydrograv GmbH der klare Vorteil eine entsprechend hohe Anzahl von CFD-Simulationen für Nachklärbecken mit den eigens entwickelten Werkzeugen zeit- und kosteneffizient umzusetzen.

5 Öffentlichkeitsarbeit

Im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit wurde das Projekt bereits in verschiedenen Formaten beispielsweise durch das ISA beim Kölner Kanal- und Kläranlagenkolloquium 2024 präsentiert, was auf reges Interesse hinsichtlich des anstehenden Berichts gestoßen ist. Zur finalen Vorstellung der Projektergebnisse wird außerdem durch das ISA ein Zeitschriftenartikel (z.B. Korrespondenz Abwasser, acwa aktuell) geplant.

Die Projektergebnisse werden sowohl auf der hydrograv-Website als auch im hydrograv LinkedIn-Kanal veröffentlicht. Kunden mit bestehenden Adapt-Installationen werden per Mailing über die Projektergebnisse informiert. Auf der IFAT 2024 wurde eine positive Erwartungshaltung von Anlagenbetreibern und Ingenieurbüros signalisiert, an die mit validierten Fakten aus Bad Berleburg angeknüpft wird, um weitere Demonstratoren zu erzielen. Die Projektergebnisse fließen in die Werbekampagne und Demonstratoren der hydrograv GmbH für die IFAT 2026 ein. Zudem wird ein möglicher Fachzeitschriftenartikel unterstützt, da diese Zeitschrift einen elementaren Marketingbestandteil für die Verbreitung der adaptiven Einlauftechnologie sowie zur Simulation und Optimierung wasserwirtschaftlicher Infrastruktur darstellt.

Die atd GmbH wird die Ergebnisse als Teilaspekte von Vorträgen zum Themenkomplex „Ökobilanzielle Screenings“ auf Tagungen wie beispielsweise der Essener Tagung 2025 präsentieren und das Adapt-System als potentielle Verfahrensvariante zur Umsetzung von 4. Reinigungsstufen auf kommunalen Kläranlagen berücksichtigen. Konkrete Maßnahmen und deren Status werden in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Übersicht Öffentlichkeitsarbeit.

Maßnahme	Verantwortlichkeit	Status
Vortrag Kölner Kanal- und Kläranlagenkolloquium „Entwicklungen bei der Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser mit Pulveraktivkohle“	ISA RWTH	Durchgeführt (17.09.2024)
Projektvorstellung beim 74. DWA Nachbarschaftstag (Olpe / Siegen / Oberberg)	ISA RWTH	Durchgeführt (30.10.2024)
Projektvorstellung auf dem DWA Webinar zur weitergehenden Abwasserreinigung	atd GmbH	Durchgeführt (21.11.2024)
Akquise/Planung des Adapt-Systems	hydrograv GmbH	Laufend
Einbindung des Adapt-Systems als eine mögliche Variante im Planungsprozess von 4. Reinigungsstufen auf kommunalen Kläranlagen	atd GmbH	Laufend
Vortrag Essener Tagung 2025 „Ökobilanzielle Screenings in der Siedlungswasserwirtschaft“	atd GmbH	Abstract eingereicht und genehmigt
20. Ökobilanzwerstatt an der TU Darmstadt	atd GmbH	Einreichung Abstract geplant
Tagungsbeitrag 16. Aachener Tagung Wassertechnologie	ISA RWTH, atd GmbH, hydrograv GmbH	Einreichung Abstract geplant
Zeitschriftenartikel (z.B. Korrespondenz Abwasser, acwa aktuell)	ISA RWTH	Einreichung Artikel geplant
Präsentation der Projektergebnisse auf der IFAT 2026	hydrograv GmbH	In Planung

6 Fazit

Die PAK-Abtrennung mithilfe des adaptiven Einlaufsystems stellt einen Fortschritt im Bereich des aktiven und nachhaltigen Gewässerschutzes dar. Die Qualität des Ablaufs, sowohl in Bezug auf die AFS-Konzentration als auch auf Mikroschadstoffe in Verbindung mit Aktivkohle, wird durch die adaptive Gestaltung des Einlaufs auch ohne den Einsatz einer nachgeschalteten Filtration erheblich gesteigert. Der PAK-Rückhalt liegt bei mehr als 99 % und ist somit genauso effizient wie die Abscheidung bei der Verwendung eines nachgeschalteten Filters.

Sowohl in der ökobilanziellen Betrachtung als auch in der Kostenvergleichsrechnung und Nutzwertanalyse von Verfahren zur PAK-Abscheidung zeigt sich die Verfahrenswahl mit adaptivem Einlaufsystem als die effizienteste und ressourcenschonendste Lösung. Dabei ist jedoch bei der ökobilanziellen Evaluierung anzumerken, dass die PAK über 90 % des Anteils der CO₂e-Emissionen über den gewählten Betrachtungszeitraum ausmacht. Dies macht deutlich, dass die Produktion von Aktivkohle und deren Ursprung entscheidende Faktoren bei der Ökobilanzierung darstellen. Eine nachhaltige Optimierung dieser Aspekte könnte das Gesamtergebnis weiter verbessern und die Umweltfreundlichkeit des Verfahrens erheblich steigern. Ferner ist anzumerken, dass im Gegensatz zu einem Raumfilter systembedingt keine weitergehende Anreicherung der Aktivkohle (im Filterbett) möglich ist, die eine höhere Spurenstoffbeladung und damit Reduzierung des Aktivkohleverbrauchs ermöglichen könnte.

Derzeit werden in DE, CH und AU Forschungsvorhaben zur Herstellung von Aktivkohlen aus alternativen, nachhaltigen Rohstoffen (z.B. Rechengut kommunaler Kläranlagen, Grünschnitt, Fraktionen von Kompostierungsanlagen) im labor- und halbtechnischen Maßstab an öffentlichen Forschungsreinrichtungen durchgeführt. Die Erkenntnisse dieser zum Teil noch laufenden Forschungsprojekte und die aktuellen Projekte zur nachhaltigen Produktion von PAK der kommerziellen Aktivkohlelieferanten wurden im Rahmen eines sogenannten „Expertengesprächs“ seitens der DWA im Frühjahr 2024 zusammengeführt. Hierzu wird eine Veröffentlichung in der Fachzeitschrift Korrespondenz Abwasser in 2025 erwartet (mündl. Mitteilung Frank Benstöm).

Für eine umfassendere Bewertung des Adapt-PAK-Einlaufsystems ist es wichtig, längere Zeiträume zu betrachten, um dadurch auch jahreszeitliche Schwankungen zu berücksichtigen. In weiteren Versuchen sollte zudem untersucht werden, ob eine vergleichbare hohe Elimination von Spurenstoffen auch bei geringeren DOC-spezifischen PAK-Dosiermengen erzielt werden kann. Eine Reduzierung der eingesetzten PAK-Menge wäre nicht nur wirtschaftlich vorteilhaft, sondern auch für die ökologische Bilanz des Verfahrens wichtig. Darüber hinaus ist eine umfassendere Evaluierung der optimalen Dosierstelle und -menge des Fällmittels bei einem weiteren PAK-Betrieb notwendig. Falls eine weitere Reduktion der Phosphorkonzentration im Ablauf angestrebt

wird (wie durch KARL gefordert), muss die Fällmittelregelung weiter optimiert werden. So kann das Verfahren optimiert und die Anwendbarkeit unter verschiedenen Bedingungen sichergestellt werden.

Durch den praktischen Nachweis der Wirksamkeit des Verfahrens hinsichtlich hinreichender Spurenstoffelimination und PAK-Abscheidung wird das Risiko für den Verfahrensausgang deutlich reduziert, was zu einem erhöhten Reifegrad der Technologie und einem geringeren Investitionsrisiko führt. Dies wird dadurch unterstützt, dass die Übertragbarkeit und Verwertung der Vorhabensergebnisse durch den Einsatz von CFD-Simulationen sichergestellt wurde. So kann in bestehenden Kläranlagen eine Spurenstoffentfernung integriert werden, ohne dass dafür zusätzliche Reinigungsstufen errichtet werden müssten. Dies ermöglicht eine kosteneffiziente und ressourcenschonende Erweiterung bestehender Anlagen zur Erfüllung der geforderten Umweltstandards und damit einen entscheidenden Beitrag zu einer erheblichen Umweltentlastung vor allem in Bezug auf Spurenstoffe.

Literaturverzeichnis

ARIADNE (2021): Report: Deutschland auf dem Weg zur Klimaneutralität 2045 - Szenarien und Pfade im Modellvergleich | Ariadne, 2021. Online verfügbar unter

<https://ariadneprojekt.de/publikation/deutschland-auf-dem-weg-zur-klimaneutralitat-2045-szenarienreport/>, Zugriff am: 06.01.2025.

BASTIAN, D. (2023): Das Membranbelebungsverfahren mit simultaner Dosierung von Pulveraktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung. RWTH Aachen University.

BENISCH, M.; NEETHLING, J. B.; HAMMER, G.; ARMBRUSTER, M. (2018): Stress Testing of a Secondary Clarifier with an Adaptive Inlet Structure. *proc water environ fed* 2018 (7): 5133–5147. DOI: 10.2175/193864718825138655.

BÖHLER, M.; HERNANDEZ, A.; PHILIPP, M.; MACCAGNAN, A.; MCARDELL, C. S. (2022): Erneuerbare Pulveraktivkohlen für den Einsatz zur Spurenstoffelimination aus kommunalem Abwasser.

BORNEMANN, C.; PINNEKAMP, J.; YÜCE, S.; HERR, J.; JAGEMANN, P.; LYKO, S.; BENSTRÖM, F.; MONTAG, D.; WELT, M.; BIEBERSDORF, N.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y.; ROLFS, T.; STEPKES, H. (2012): Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (Mikroflock).

CSC GmbH (2024): Spezifikation - CSC-Aktivkohle pharmA-Clean. PAK zur Spurenstoffelimination aus Abwasser in der 4. Reinigungsstufe. CSC GmbH (Hrsg.).

DIN 19539 (2016): Untersuchung von Feststoffen – Temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs (TOC400, ROC, TIC900).

DIN 38407-47 (2017): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung –Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) –Teil 47: Bestimmung ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe und weiterer organischer Stoffe in Wasser und Abwasser – Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS oder -HRMS) nach Direktinjektion (F 47).

DWA (2016a): Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung, Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 „Aktivkohleeinsatz auf Kläranlagen“. *Korrespondenz Abwasser* 63 (12).

DWA (2016b): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. DWA-Regelwerk Arbeitsblatt DWA-A, Band 131, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 3887213319.

DWA (2021): Einsatz von Aktivkohle. Verfahrensgrundsätze und Bemessung. DWA-Regelwerk, Band M 285-2. 1. Auflage, September 2021. Aufl., Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef, ISBN 978-3-96862-141-8.

DWA (2022): Ermittlung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. DWA-Regelwerk, Band A 198, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef.

DWA (2024): Kommunalabwasserrichtlinie mit Augenmaß umsetzen. wasserwirtschaftliche Klimafolgenanpassung deutlich forcieren. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Online verfügbar unter <https://de.dwa.de/de/presseinformationen-volltext/kommunalabwasserrichtlinie-mit-augenmass-umsetzen-wasserwirtschaftliche-klimafolgenanpassung-deutlich-forcieren.html>, Zugriff am: 06.01.2025, Hennef.

EBERT, I.; KONRADI, S.; HEIN, A.; AMATO, R. (2014): Arzneimittel in der Umwelt. vermeiden, reduzieren, überwachen. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/01.08.2014_hintergrundpapier_arzneimittel_final_.pdf, Zugriff am: 06.01.2025.

KOMS (2018): Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination. Online verfügbar unter https://koms-bw.de/cms/content/media/KomS_Handlungsempfehlung_Stand_07.2018_korrigiert.pdf, Zugriff am: 06.01.2025.

KOMS (2023): Spurenstoffentnahme auf der Kläranlage mittl. Glemstal (Leonberg). Online verfügbar unter https://koms-bw.de/cms/content/media/KomS_%20Steckbrief_%20KA_%20mittleres%20Glemstal_Stand%2005-2023.pdf, Zugriff am: 06.01.2025.

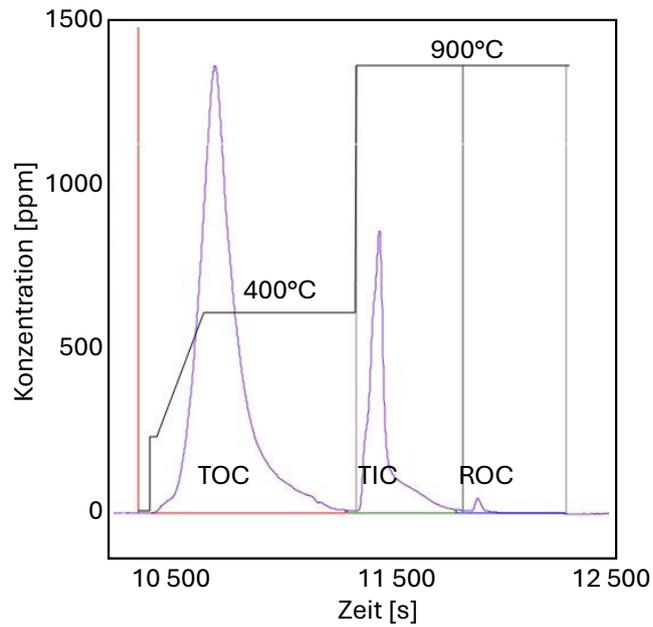
KRAHNSTÖVER, T.; WINTGENS, T. (2017): Aktivkohle-Nachweis im Abwasser. Aqua & Gas, Band 1.

KRAHNSTÖVER, T.; WINTGENS, T. (2018): Aktivkohle-Schlupf aus Reinigungsstufen zur Elimination von Mikroverunreinigungen. Projektbericht an den Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“.

MALMS, S.; KRAHNSTÖVER, T.; MONTAG, D.; WINTGENS, T.; BENSTRÖM, F.; FISCHER, J.; SEGADLO, S.; SCHUMACHER, S.; PINNEKAMT, 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. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/Abschlussbericht_BePAK_Druck.pdf, Zugriff am: 06.01.2025.

-
- MARGOT, J.; KIENLE, C.; MAGNET, A.; WEIL, M.; ROSSI, L.; ALENCASTRO, L. F. de; ABEGGLEN, C.; THONNEY, D.; CHÈVRE, N.; SCHÄRER, M.; BARRY, D. A. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? *The Science of the total environment* 461-462: 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.
- OBRECHT; THOMANN; STOLL; FRANK; SOBASZKIEWICZ; BOLLER; FREISLER (2015): PAK-Dosierung ins Belebungsverfahren. Alternative zur Nachgeschalteten Pulveraktivkohleadsorption. *Aqua & Gas* (2).
- PINNEKAMP, J.; LODERHOSE, M.; MIETHIG, S.; SEIBERT-ERLING, G.; SCHMITZ, M.; GREDIGK-HOFFMANN, S.; BOLLE, F. W.; OOMS, K.; GRAMLICH, E.; KOENEN, S.; RIßE, H.; SCHRÖDER, M.; WÖFFEN, B. (2018): Energie in Abwasseranlagen: Handbuch NRW. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein- Westfalen. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Siedlungsabfallwirtschaft und Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH-2018-226253.
- PULFER; OBRECHT; LUTZ; TOBIAS; CORVINI; GROSSENBACHE; HOCHSTRAT; THOMANN (2024): Mathematical image processing analysis of activated carbon (MIPA2C) in wastewater treatment plant effluents, 2024. Unveröffentlicht.
- RÖßLER; MEIER (2019): Praxiserfahrungen zum Einkauf und zur Qualitätskontrolle von Pulveraktivkohle bei der kommunalen Abwasserbehandlung. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* (2): 125–132. Online verfügbar unter https://koms-bw.de/cms/content/media/2019_04_11_Projektmappe_Veroeffentlichungen_Praxiserfahrungen_zum_Einkauf.pdf, Zugriff am: 06.01.2025.
- SCHAUB UMWELTTECHNIK GMBH (2024): MOPAK – mobile pulveraktivkohle Dosieranlage. Online verfügbar unter <https://www.schaub-systems.com/referenzen/mopak-mobile-pulveraktivkohledosierungsanlage>, Zugriff am: 06.01.2025.
- VSA (2024): Faktenblatt Aktivkohle-Rückhalt. Unter Mitarbeit von Online verfügbar unter <https://micropoll.ch/wp-content/uploads/2024/12/Faktenblatt-Aktivkohle-Rueckhalt.pdf>,
- WORCH, E. (2021): Adsorption technology in water treatment. Fundamentals, processes, and modeling. 2nd, revised edition. Aufl., De Gruyter, Berlin, Boston, ISBN 9783110715507.
- ZÖLLIG, H.; BUTZ, H.; MESSMER, H. (2017): PAK-Stufe ARA Herisau. *Aqua & Gas* 1: 14–23.

Anhang A



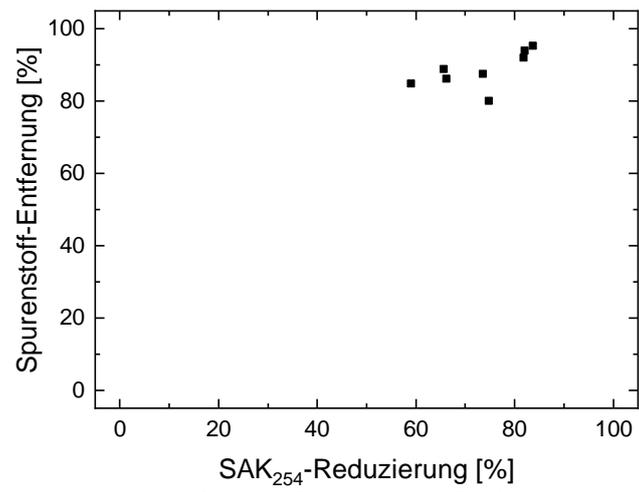
Anhang A 1: Thermogramm der TOC-Gradienten-Methode zur Bestimmung des PAK-Schlupfs nach (DIN 19539, 2016), Methode B). Abkürzungen: TOC = Total Organic Carbon; TIC = Total Inorganic Carbon; ROC = Residual Organic Carbon.

Anhang A 2: Spurenstoffkonzentrationen ausgewählter Spurenstoffe und deren mittlere Elimination.

Probe	Benzo- triazol	Carba- mazepin	Clari- thromycin	Diclofenac	Metoprolol	Amisulprid	Candesartan	Citalopram	Hydrochlo- rothiazid	Irbesartan	∑4-/5- Methyl- benzotriazol	Venlafaxin	Mittlere Elimination
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
1	81,7	89,1	90,7	91,1	96,3	99,0	60,8	96,5	80,3	86,9	71,7	90,1	86,2
2	83,7	92,4	X	86,3	97,7	X	74,0	X	88,8	84,1	X	93,6	87,6
3	88,5	91,9	97,0	89,6	96,1	98,0	66,4	94,4	78,0	88,2	87,8	90,8	88,9
4	93,0	95,1	X	90,1	97,4	98,0	76,1	97,4	90,0	94,1	85,7	94,9	92,0
5	95,0	96,9	X	94,6	98,7	97,7	83,0	97,6	92,9	98,1	97,4	96,5	95,3
6	95,1	95,9	X	92,6	98,1	99,2	79,6	97,2	90,5	93,7	96,6	94,1	93,9
7	77,4	90,1	X	82,5	96,4	97,5	55,2	94,5	81,0	83,5	86,2	88,6	84,8
8	77,4	85,4	95,0	80,0	92,9	97,0	55,7	79,4	73,3	70,9	71,2	83,1	80,1

Probe	Benzo- triazol	Carba- mazepin	Clari- thromycin	Diclofenac	Metoprolol	Amisulprid	Candesartan	Citalopram	Hydrochlo- rothiazid	Irbesartan	∑4-/5- Methyl- benzotriazol	Venlafaxin
	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
1	1460	198	53,5	2470	1890	486	2910	141	659	182	98,4	450
2	1550	169	X	1630	1490	X	3140	X	666	131	X	352
3	2160	193	169	1580	1350	250	2660	90	558	100	280	356
4	1830	278	X	1540	1670	249	3800	192	759	202	133	594
5	3420	418	X	3700	2790	214	5730	206	1250	264	195	881
6	3560	500	X	3400	2960	592	6230	181	1270	290	348	690
7	1000	170	X	893	1200	199	1910	91,1	428	83,5	165	304
8	1510	283	99,3	1410	984	168	2280	78,7	487	80,3	152	301

X) Gestrichen nach KomS-Handlungsempfehlung (KOMs, 2018), da die Zulaufkonzentration kleiner ist als das 5-fache der Bestimmungsgrenze von 10 ng/L.



Anhang A 3: Gegenüberstellung von mittlerer Spurenstoff-Entfernung und SAK₂₅₄-Reduzierung.

Anhang B

Anhang B 1: Übersicht der Standorte von beispielhaften Lieferanten.

Bauteil	Distanz [km]	Ladegewicht LKW [t]
Filter	150	18
Beton	5	18
Bewehrungsstahl	60	18
Aktivkohle	180	18
Betonrohre	70	30
Sand	170	18
adapt Einlauf	130	18
Stahl (M-Tech)	130	18

Anhang B 2: Bemessungswerte der Varianten bezogen auf den Durchfluss und AFS-Werte beim Einsatz von Fällmittel.

Variante	AFS _{max} , Zulauf [mg/l]	AFS _{max} , Ablauf [mg/l]	Q _M [l/s]	Bemerkung
V1 - diskont. Sandf.	25	<5	183	Bemessungswerte 2024
V2 - kont. Sandf. (B)	25	<5	183	Bemessungswerte 2024
V3 - kont. Sandf. (St)	25	<5	183	Bemessungswerte 2024
V4 - Tuchfilter	25	<5	183	Bemessungswerte 2024
V5 - adapt. Einl.	entfällt, da in integriert in Nachklärbecken	<5	165	Bemessungswerte 2013 (Bau des adaptives Einlaufsystem)

Anhang B 3: Materialangabe kontinuierlicher Sandfilter (Stahltankbauweise).

Massenangaben kontinuierliche Sandfilter Bad Berleburg - 12 Filter Stahl tanks				
	Anzahl	Edelstahl [kg]	andere Metalle [kg]	Kunststoff [kg]
Filtertank + Plattform	12	19.200		
Filtereinbauten	12	3.840		
Mammutpumpe	12			120
Sandwäscher	12			360
Quetschventil	1		30	2
Absperrklappen	12	12		84
Druckmessung	1			5
Zwischenbühne + RL-Halterung	1		2.500	
Leiter + Halterung	1		400	
Elektroschrank	1	180	1	19
Pneumatikschrank	1		5	45
interne Rohrleitung	1			3.750
Material - Gesamt		23.232	2.936	4.385
Gesamt			30.553	

Anhang B 4: Materialangabe Tuchfilter (Beckenbauweise).

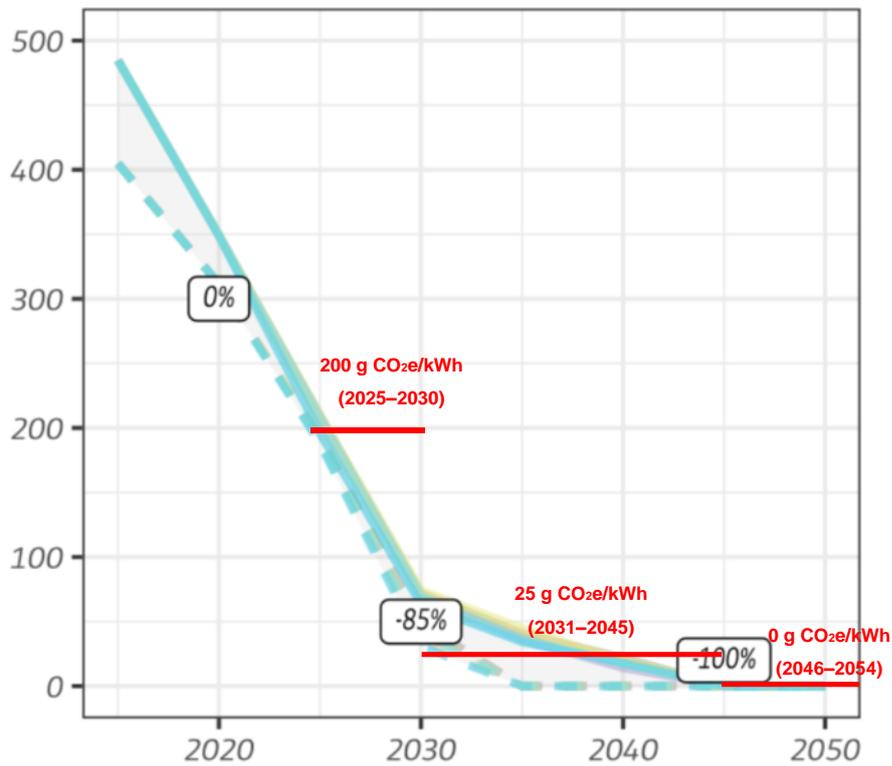
Massenangaben kontinuierlicher Sandfilter Bad Berleburg - 12 Filter Betonbeckenbau				
	Anzahl	Edelstahl [kg]	andere Metalle [kg]	Kunststoff [kg]
Konus	12	4.560		
Filtereinbauten	12	3.840		
Mammutpumpe	12			120
Sandwäscher	12			360
Quetschventil	1		30	2
Absperrklappen	2	4		30
Druckmessung	1			5
Rahmen-/Trägerkonstruktion	12	600	1.920	
Gitterroste V2A	12	1.800		
Leiter + Halterung	0		0	
Elektroschrank - GFK	2	0	2	160
Pneumatikschrank - GFK	2	0	10	30
interne Rohrleitung	2			3.750
Material - Gewicht in kg		10.804	1.962	4.457
Gesamtgewicht in kg			17.223	

Anhang B 5: Materialangabe Tuchfilter (Stahltankbauweise).

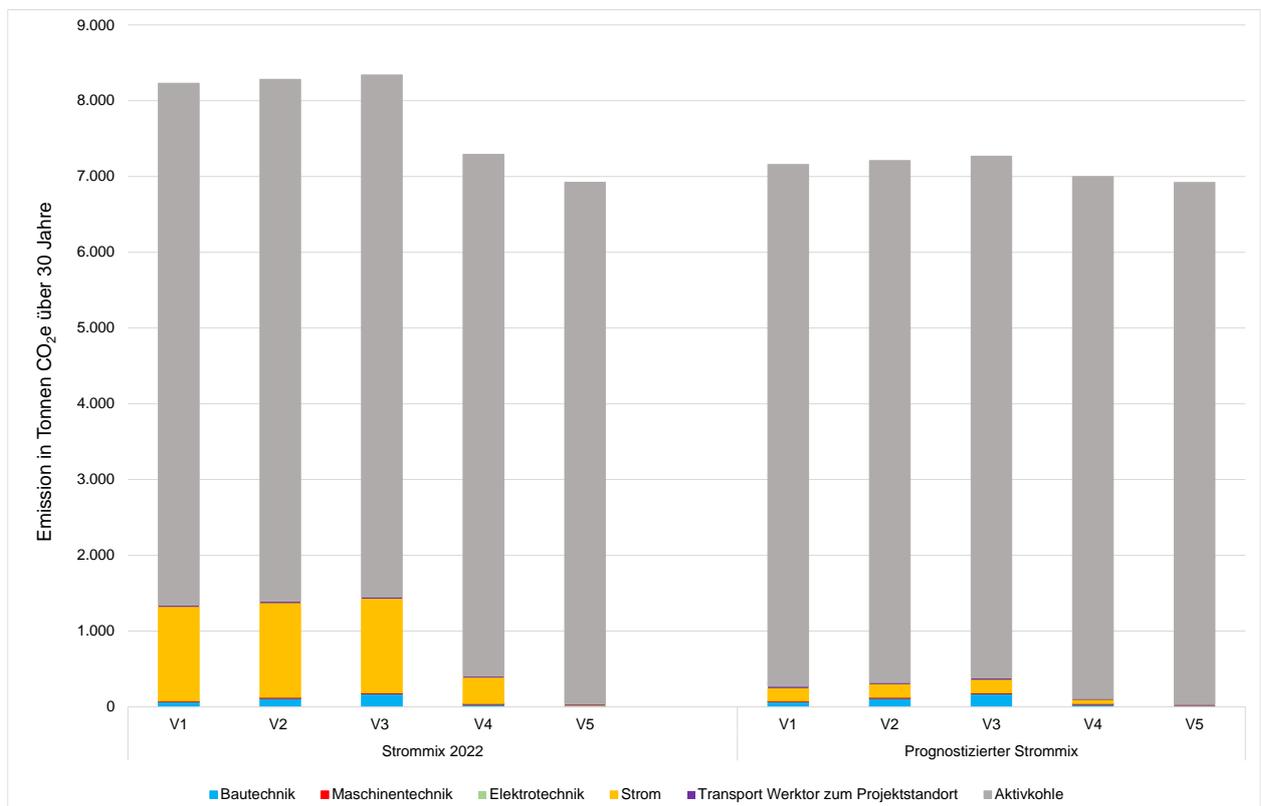
Massenangaben Tuchfilter Bad Berleburg - 1 Filter Stahltank				
	Anzahl	Edelstahl [kg]	andere Metalle [kg]	Kunststoff [kg]
Tank	1	2.800		100
Zentraltrommel	1	580		
Rahmen	1	810		10
Antriebsmotor	1	5	10	1
Antriebskette	1		300	
Kassette/Scheibe	360	100		620
Polstoffgewebe	360	0		10
Rückspül-/Schlammumpfen	8	50	210	0
Absaugschuhe	18			90
interne Plattform	2	1.500		
Elektroschrank - Edelstahl	1	150	15	10
sonstiges	1	500	75	60
Material - Gewicht in kg		6.495	610	901
Gesamtgewicht in kg			8.006	

Anhang B 6: Übersicht GWP-Werte (Emissionsfaktoren).

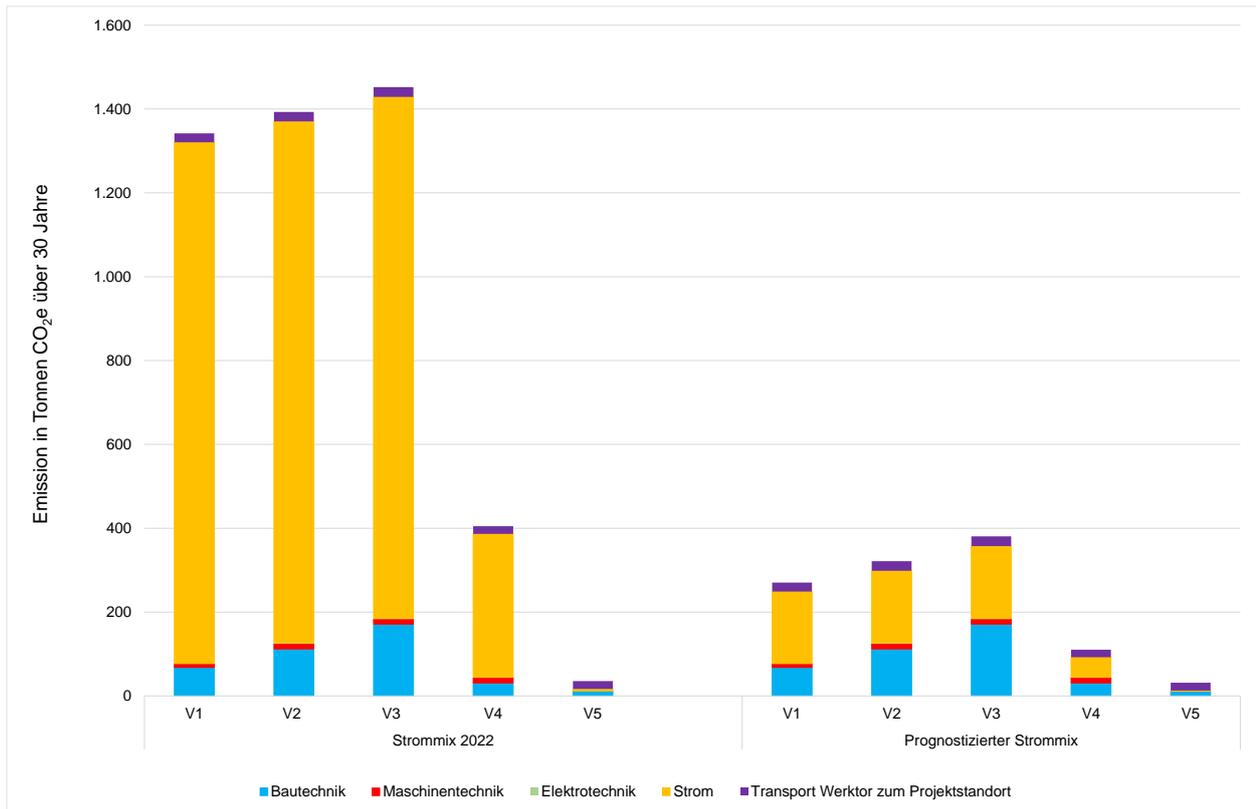
Material	Einheit	Global Warming Potential GWP [kg CO ₂ e]					Quelle
		Herstellung [A1-A3]	Transport der Rohmaterialien [A4]	Einbau [A5]	Abbruch [C1]	Transport des fertigen Produktes [C2]	
Beton C30/37	1 m ³	196	4,35	0,874	3,32	10,3	Ökobaudat; 2023; Deutschland
Edelstahl	1 kg	3,658	n/a	n/a	0	0,003406	Ökobaudat; 2023; Deutschland
Bewehrungsstahl	1 kg	0,6422	n/a	n/a	0,0003294	0,004645	Ökobaudat; 2023; Deutschland
Sand (Kies 2/32)	1 kg	0,002854	n/a	n/a	0,000659	0,002553	Ökobaudat; 2018; Deutschland
PE/PP-Folie	1 kg	0,676	n/a	n/a	n/a	0,0011615	Ökobaudat; 2023; Deutschland
Aktivkohle [Kokosnussschalen]	1 kg	7	n/a	n/a	n/a	n/a	DWA Arbeitsgruppe KA-8.6; 2016
Aktivkohle [Steinkohle]	1 kg	14	n/a	n/a	n/a	n/a	DWA Arbeitsgruppe KA-8.6; 2016
Aktivkohle [Braunkohle]	1 kg	16	n/a	n/a	n/a	n/a	DWA Arbeitsgruppe KA-8.6; 2016
Kunststoffprofil PP mit Glasfaseranteil	1 kg	2,709	n/a	n/a	0,00009064	0,004004	Ökobaudat; 2023; Deutschland
Kupfer	1 kg	5,06	n/a	n/a	n/a	0,00426	Ökobaudat; 2023; Deutschland
LKW	1 t/km	n/a	0,08969	n/a	n/a	n/a	Ökobaudat; 2018; Deutschland
Bodenaushub (Bagger 100 kW)	1 m ³	n/a	n/a	1,373	n/a	n/a	Ökobaudat; 2023; Deutschland



Anhang B 7: Ermittlung des Strommix "Prognose" von 2025 bis 2054 [g CO₂e/ kWh] (ARIADNE, 2021).



Anhang B 8: Übersicht des ökobilanziellen Screenings für Strommix 2022 (l.) und prognostizierten Strommix (r.) mit Aktivkohle.



Anhang B 9: Übersicht des ökobilanziellen Screenings für Strommix 2022 (l.) und prognostizierten Strommix (r.) ohne Aktivkohle.

Anhang B 10: Bewertungsmatrix V1 – diskontinuierlicher Sandfilter.

Kriterium	Gewichtung	V1 - diskontinuierlicher Sandfilter	
		Note	gewichtet
Betrieb / Handhabung	10,00		
Wartungsfreundlichkeit (Zugänglichkeit, Wartung mit eigenem Personal möglich etc.)	3,00	3,00	0,09 diverse Aggregate und Antriebe
Betriebssicherheit (Anfalligkeit gegenüber Störungen etc.)	3,00	2,00	0,06 hohe Sicherheit durch Raumfiltration
Betriebliche Flexibilität (Auswirkungen Ausfall der Anlagenstufe auf Gesamtanlage)	2,00	1,00	0,02 Redundanz durch mehrere Filterzellen
Qualifikation des Betriebspersonals (Besondere Ausbildung Personal)	1,00	4,00	0,04 sehr komplexe Verfahrensstufe
Logistischer Betriebsaufwand (Koordination/Einweisung von Lieferanten)	1,00	2,00	0,02 Bestellung PAK
Verfahrensspezifische Eigenschaften	6,00		
Zukunftsfähigkeit (Anpassungsfähigkeit des Verfahrens an andere Anforderungen)	2,00	3,00	0,06 Als Vorbehandlung für GAK, Ozonung oder BAK verwendbar
Druckverlust	2,00	4,00	0,08 delta h > 2m
AFS Elimination	2,00	1,00	0,02 Höchste AFS Elimination, Verwendung im Bereich Trinkwasser
Bemessung / Bauablauf	9,00		
Planungssicherheit/Referenzen zur AFS-Elimination	2,00	1,00	0,02 sehr viele, über 50 Jahre Erfahrungen auch bei Trinkwasser
Planungssicherheit/Referenzen zur PAK-Elimination	2,00	1,00	0,02 viele
Bauzeit	2,00	4,00	0,08 keine Vorfertigung, höchste Komplexizität
Auswirkungen der Bauphase auf andere Verfahrensstufen	3,00	2,00	0,06 gering, da separate Stufe
Nachhaltigkeit	35,00		
CO _{2e} -Emissionen für 30 Jahre Betrachtungszeitraum (Bau und Betrieb ohne Aktivkohle)	30,00	4,17	1,25 210 t
Platzbedarf	5,00	5,03	0,25 78,03
Bewertung ohne Kosten	60,00		2,07
Kosten			
Projektkostenbarwert (informativ)			9.250.000 € gem. KVR
Bewertung Projektkostenbarwert	40,00	6,00	2,40
Bewertung nur Kosten	40,00		2,40
Gesamtbewertung mit Kosten	100,00		4,47

Schulnote (Punktwertung):

1 = sehr gut // 2 = gut // 3 = befriedigend // 4 = ausreichend // 5 = schlecht // 6 = sehr schlecht

Anhang B 11: Bewertungsmatrix V2 – kontinuierlicher Sandfilter (Stahlbau).

Kriterium	Gewichtung	V2 - kont. Sandfilter (Stahlbau)	
		Note	gewichtet
Betrieb / Handhabung	10,00		
Wartungsfreundlichkeit (Zugänglichkeit, Wartung mit eigenem Personal möglich etc.)	3,00	3,00	0,09
			diverse Aggregate und Antriebe
Betriebssicherheit (Anfälligkeit gegenüber Störungen etc.)	3,00	2,00	0,06
			hohe Sicherheit durch Raumfiltration
Betriebliche Flexibilität (Auswirkungen Ausfall der Anlagenstufe auf Gesamtanlage)	2,00	1,00	0,02
			Redundanz durch mehrere Filterzellen
Qualifikation des Betriebspersonals (Besondere Ausbildung Personal)	1,00	3,00	0,03
			komplexe Verfahrensstufe
Logistischer Betriebsaufwand (Koordination/Einweisung von Lieferanten)	1,00	2,00	0,02
			Bestellung PAK
Verfahrensspezifische Eigenschaften	6,00		
Zukunftsfähigkeit (Anpassungsfähigkeit des Verfahrens an andere Anforderungen)	2,00	3,00	0,06
			Als Vorbehandlung für GAK, Ozonung oder BAK verwendbar
Druckverlust	2,00	4,00	0,08
			delta h > 2m
AFS Elimination	2,00	2,00	0,04
			Hohe AFS-Elimination
Bemessung / Bauablauf	9,00		
Planungssicherheit/Referenzen zur AFS-Elimination	2,00	2,00	0,04
			sehr viele, über 25 Jahre Erfahrungen
Planungssicherheit/Referenzen zur PAK-Elimination	2,00	3,00	0,06
			wenige
Bauzeit	2,00	3,00	0,06
			hoher Vorfertigungsgrad
Auswirkungen der Bauphase auf andere Verfahrensstufen	3,00	2,00	0,06
			gering, da separate Stufe
Nachhaltigkeit	35,00		
CO _{2e} -Emissionen für 30 Jahre Betrachtungszeitraum (Bau und Betrieb ohne Aktivkohle)	30,00	5,00	1,50
			260 t
Platzbedarf	5,00	4,69	0,23
			71,52
Bewertung ohne Kosten	60,00		2,35
Kosten			
Projektkostenbarwert (informativ)			7.000.000 €
			gem. KVR
Bewertung Projektkostenbarwert	40,00	4,04	1,62
Bewertung nur Kosten	40,00		1,62
Gesamtbewertung mit Kosten	100,00		3,97

Schulnote (Punktwertung):

1 = sehr gut // 2 = gut // 3 = befriedigend // 4 = ausreichend // 5 = schlecht // 6 = sehr schlecht

Anhang B 12: Bewertungsmatrix V3 – kontinuierlicher Sandfilter (Betonbeckenbauweise).

Kriterium	Gewichtung	V3 - kont. Sandfilter (Betonbecken)	
		Note	gewichtet
Betrieb / Handhabung	10,00		
Wartungsfreundlichkeit (Zugänglichkeit, Wartung mit eigenem Personal möglich etc.)	3,00	3,00	0,09
			diverse Aggregate und Antriebe
Betriebssicherheit (Anfalligkeit gegenüber Störungen etc.)	3,00	2,00	0,06
			hohe Sicherheit durch Raumfiltration
Betriebliche Flexibilität (Auswirkungen Ausfall der Anlagenstufe auf Gesamtanlage)	2,00	1,00	0,02
			Redundanz durch mehrere Filterzellen
Qualifikation des Betriebspersonals (Besondere Ausbildung Personal)	1,00	3,00	0,03
			komplexe Verfahrensstufe
Logistischer Betriebsaufwand (Koordination/Einweisung von Lieferanten)	1,00	2,00	0,02
			Bestellung PAK
Verfahrensspezifische Eigenschaften	6,00		
Zukunftsfähigkeit (Anpassungsfähigkeit des Verfahrens an andere Anforderungen)	2,00	3,00	0,06
			Als Vorbehandlung für GAK, Ozonung oder BAK verwendbar
Druckverlust	2,00	4,00	0,08
			delta h > 2m
AFS Elimination	2,00	2,00	0,04
			Hohe AFS-Elimination
Bemessung / Bauablauf	9,00		
Planungssicherheit/Referenzen zur AFS-Elimination	2,00	2,00	0,04
			sehr viele, über 25 Jahre Erfahrungen
Planungssicherheit/Referenzen zur PAK-Elimination	2,00	3,00	0,06
			wenige
Bauzeit	2,00	3,00	0,06
			hoher Vorfertigungsgrad
Auswirkungen der Bauphase auf andere Verfahrensstufen	3,00	2,00	0,06
			gering, da separate Stufe
Nachhaltigkeit	35,00		
CO _{2e} -Emissionen für 30 Jahre Betrachtungszeitraum (Bau und Betrieb ohne Aktivkohle)	30,00	6,00	1,80
			320 t
Platzbedarf	5,00	6,00	0,30
			96,90
Bewertung ohne Kosten	60,00		2,72
Kosten			
Projektkostenbarwert (informativ)			6.700.000 €
			gem. KVR
Bewertung Projektkostenbarwert	40,00	3,78	1,51
Bewertung nur Kosten	40,00		1,51
Gesamtbewertung mit Kosten	100,00		4,23

Schulnote (Punktwertung):

1 = sehr gut // 2 = gut // 3 = befriedigend // 4 = ausreichend // 5 = schlecht // 6 = sehr schlecht

Anhang B 13: Bewertungsmatrix V4 – Tuchfilter.

Kriterium	Gewichtung	V4 - Tuchfilter	
		Note	gewichtet
Betrieb / Handhabung	10,00		
Wartungsfreundlichkeit (Zugänglichkeit, Wartung mit eigenem Personal möglich etc.)	3,00	4,00	0,12
Betriebssicherheit (Anfälligkeit gegenüber Störungen etc.)	3,00	3,00	0,09
Betriebliche Flexibilität (Auswirkungen Ausfall der Anlagenstufe auf Gesamtanlage)	2,00	1,00	0,02
Qualifikation des Betriebspersonals (Besondere Ausbildung Personal)	1,00	3,00	0,03
Logistischer Betriebsaufwand (Koordination/Einweisung von Lieferanten)	1,00	4,00	0,04
Verfahrensspezifische Eigenschaften	6,00		
Zukunftsfähigkeit (Anpassungsfähigkeit des Verfahrens an andere Anforderungen)	2,00	3,00	0,06
Druckverlust	2,00	2,00	0,04
AFS Elimination	2,00	2,00	0,04
Bemessung / Bauablauf	9,00		
Planungssicherheit/Referenzen zur AFS-Elimination	2,00	3,00	0,06
Planungssicherheit/Referenzen zur PAK-Elimination	2,00	3,00	0,06
Bauzeit	2,00	3,00	0,06
Auswirkungen der Bauphase auf andere Verfahrensstufen	3,00	2,00	0,06
Nachhaltigkeit	35,00		
CO ₂ -Emissionen für 30 Jahre Betrachtungszeitraum (Bau und Betrieb ohne Aktivkohle)	30,00	1,83	0,55
Platzbedarf	5,00	1,96	0,10
Bewertung ohne Kosten	60,00		1,33
Kosten			
Projektkostenbarwert (informativ)			5.700.000 €
Bewertung Projektkostenbarwert	40,00	2,91	1,17
Bewertung nur Kosten	40,00		1,17
Gesamtbewertung mit Kosten	100,00		2,49

Schulnote (Punktwertung):

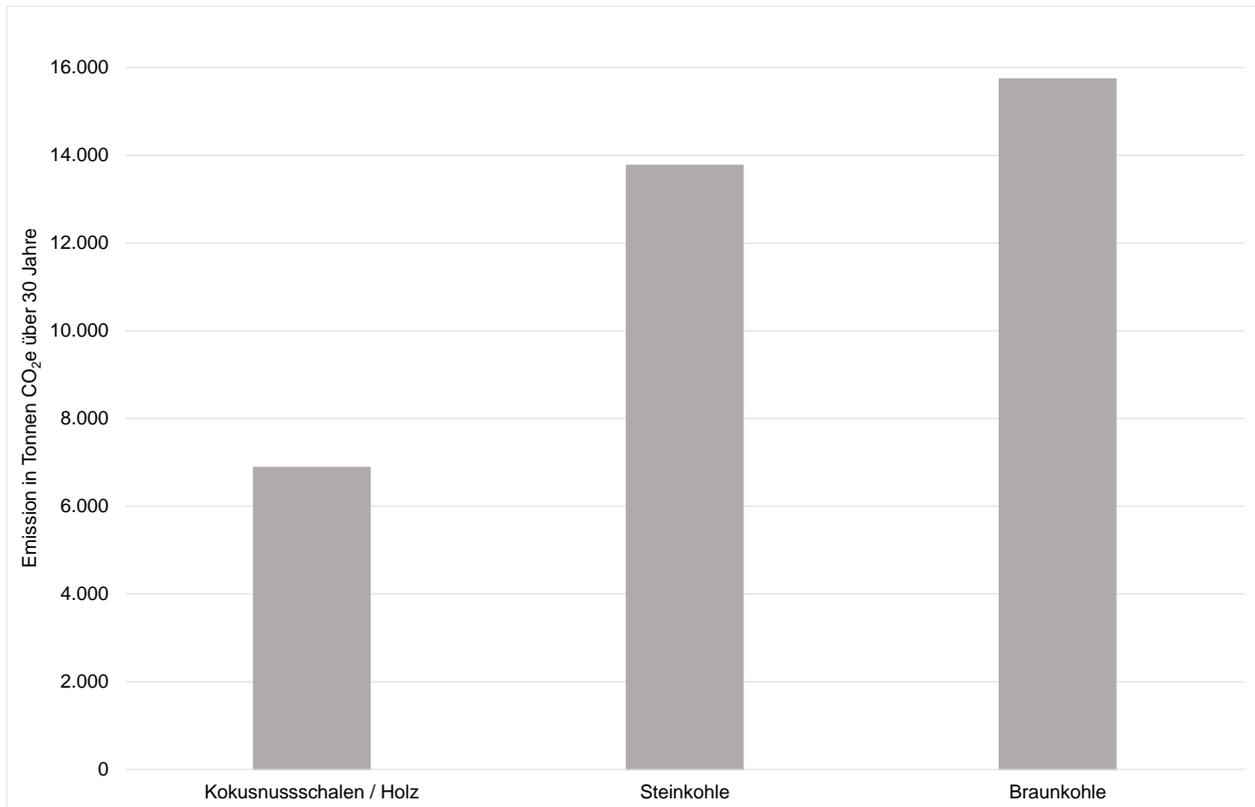
1 = sehr gut // 2 = gut // 3 = befriedigend // 4 = ausreichend // 5 = schlecht // 6 = sehr schlecht

Anhang B 14: Bewertungsmatrix V5 – adaptives Einlaufsystem.

Kriterium	Gewichtung	V5 - adaptives Einlaufsystem	
		Note	gewichtet
Betrieb / Handhabung	10,00		
Wartungsfreundlichkeit (Zugänglichkeit, Wartung mit eigenem Personal möglich etc.)	3,00	1,00	0,03
			praktisch wartungsfrei
Betriebssicherheit (Anfälligkeit gegenüber Störungen etc.)	3,00	2,00	0,06
			keine Redundanz, aber hohe passive Sicherheit / einfaches System
Betriebliche Flexibilität (Auswirkungen Ausfall der Anlagenstufe auf Gesamtanlage)	2,00	1,00	0,02
			System direkt in Nachklärung integriert / keine separate Stufe
Qualifikation des Betriebspersonals (Besondere Ausbildung Personal)	1,00	2,00	0,02
			einfaches System
Logistischer Betriebsaufwand (Koordination/Einweisung von Lieferanten)	1,00	2,00	0,02
			Bestellung PAK
Verfahrensspezifische Eigenschaften	6,00		
Zukunftsfähigkeit (Anpassungsfähigkeit des Verfahrens an andere Anforderungen)	2,00	3,00	0,06
			Als Vorbehandlung für GAK, Ozonung oder BAK verwendbar
Druckverlust	2,00	1,00	0,02
			delta h ~ 0 m
AFS Elimination	2,00	3,00	0,06
			AFS-Elimination im Flockenfilter der Nachklärung
Bemessung / Bauablauf	9,00		
Planungssicherheit/Referenzen zur AFS-Elimination	2,00	3,00	0,06
			viele, über 25 Jahre Erfahrungen
Planungssicherheit/Referenzen zur PAK-Elimination	2,00	4,00	0,08
			nur Ergebnisse F&E Projekt Schwarzes Gold
Bauzeit	2,00	1,00	0,02
			sehr hoher Vorfertigungsgrad, geringe Komplexizität
Auswirkungen der Bauphase auf andere Verfahrensstufen	3,00	4,00	0,12
			hoher Einfluss auf Verfahrenskette, da in Nachklärung integriert
Nachhaltigkeit	35,00		
CO _{2e} -Emissionen für 30 Jahre Betrachtungszeitraum (Bau und Betrieb ohne Aktivkohle)	30,00	1,00	0,30
			20 t
Platzbedarf	5,00	1,00	0,05
			Kein zusätzlicher Platzbedarf
Bewertung ohne Kosten	60,00		0,92
Kosten			
Projektkostenbarwert (informativ)			3.500.000 €
			gem. KVR
Bewertung Projektkostenbarwert	40,00	1,00	0,40
Bewertung nur Kosten	40,00		0,40
Gesamtbewertung mit Kosten	100,00		1,32

Schulnote (Punktwertung):

1 = sehr gut // 2 = gut // 3 = befriedigend // 4 = ausreichend // 5 = schlecht // 6 = sehr schlecht



Anhang B 15: CO₂e-Emission in Tonnen über 30 Jahre von frischer Pulveraktivkohle aus unterschiedlichen Rohstoffen bei einer Dosierung von 20 mg/L (Daten gemäß DWA, 2016a).