

Abschlussbericht zum

# Testfilterbetrieb Flussbad Berlin 2017 bis 2021

Heribert Rustige und Prof. Dr.-Ing. Jens Nowak

AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner mbB, Wattstr. 10, 13355 Berlin

mail@akut-umwelt.de

Berlin, 27.4.2021

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>VERANLASSUNG</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>VERSUCHSBETRIEB</b>	<b>3</b>
<b>3.1</b>	<b>STANDORT</b>	<b>3</b>
<b>3.2</b>	<b>VERSUCHSANLAGE</b>	<b>4</b>
<b>3.3</b>	<b>BEPROBUNG UND ANALYTIK</b>	<b>6</b>
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE</b>	<b>7</b>
<b>4.1</b>	<b>WASSERQUALITÄT IM SPREEKANAL</b>	<b>7</b>
<b>4.2</b>	<b>ALLGEMEINE BIOLOGISCHE BETRIEBSERGEBNISSE DER FILTER</b>	<b>10</b>
<b>4.3</b>	<b>HYDRAULISCHE LEISTUNG DER FILTER</b>	<b>11</b>
<b>4.4</b>	<b>FILTERWIRKSAMKEIT</b>	<b>14</b>
4.4.1	REGULÄRER FILTERBETRIEB	14
4.4.2	MISCHWASSERVERSUCHE	17
<b>4.5</b>	<b>WIRKSAMKEIT DER UV-NACHBEHANDLUNG</b>	<b>19</b>
<b>4.6</b>	<b>WASSERQUALITÄT IM FRISCHWASSERBECKEN</b>	<b>20</b>
<b>5</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN</b>	<b>21</b>
<b>5.1</b>	<b>WASSERBEHANDLUNGSBEDARF</b>	<b>21</b>
<b>5.2</b>	<b>FILTERBEMESSUNG</b>	<b>22</b>
<b>5.3</b>	<b>REINIGUNGSKONZEPT</b>	<b>23</b>
<b>6</b>	<b>AUSBLICK FÜR DIE PROJEKTENTWICKLUNG</b>	<b>24</b>
<b>7</b>	<b>DANKSAGUNG</b>	<b>25</b>
<b>8</b>	<b>LITERATUR</b>	<b>25</b>

## 1 Zusammenfassung

Von 2017 bis 2021 wurden in der Berliner Innenstadt im Spreekanal verschiedene Biofilter für die Behandlung von Flusswasser im Pilotmaßstab getestet. Das innerstädtische Gewässer wird regelmäßig durch Überläufe aus der Mischwasserkanalisation verschmutzt. Die zusätzlichen Belastungen durch Überlaufereignisse lassen sich dabei deutlich trennen. Insgesamt sind die Schwebstoffgehalte und die biologischen Belastungsindikatoren in dem Untersuchungszeitraum weiter zurückgegangen. Ziel der Behandlung war vornehmlich die Erfüllung der Qualitätsanforderungen nach EU-Badegewässerrichtlinie (Europäisches Parlament 2006). Mit der großtechnischen Anlage soll gemäß Konzeption ein Volumenstrom von  $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$  behandelt werden. Die Überprüfung der Bemessungsansätze (Flussbad Berlin e.V. 2015) führte zu nachfolgenden Ergebnissen und Optimierungsvorschlägen.

Als Ergebnis des Testfilterbetriebs konnte als bester von vier getesteten Filtertypen ein mit Schilf bepflanzt und mit rundkörnigem, porösen Blähton der Körnung 8/16 mm bestückter Filter (Typ 4) mit einer Tiefe von 1,5 m identifiziert werden. Bei einer mittleren Flächenbelastung von etwa 12 m/d (Median 9 m/d) wurden keine Kolmationserscheinungen in zwei Jahren beobachtet. Andere Filter mit kleineren Korngrößen neigten dagegen zu höheren Druckverlusten. Die ursprünglich geplanten Kiesfilter der Körnung 2/8 haben sich nicht als geeignet erwiesen. Aus den Versuchen resultiert ein Flächenbedarf von maximal  $4.800 \text{ m}^2$  wenn das ursprüngliche Konzept mit vollflächigem Filter zwischen Gertrauden- und Schleusenbrücke umgesetzt werden soll.

Bei einem ressourcenschonenden Ansatz, der auf einer Verringerung des notwendigen Wasserdurchsatzes beruht, wäre eine Fläche von  $1.800 \text{ m}^2$  ausreichend. In diesem Fall könnte der Filter seitlich im Kanal angeordnet und dadurch auf den Hochwasserdüker unter dem Filter verzichtet werden. Damit würde der bauliche Aufwand für das Projekt deutlich verringert und die Ausführung sehr erleichtert. Wegen dieser erheblichen Effekte ist der Ansatz für die weitere Planung empfehlenswert.

Aufgrund der durchgeführten Tests wird ein Multibarrierenkonzept zur Flusswasserbehandlung vorgeschlagen. Dies besteht aus der Ausnutzung des Sedimentationsraumes im Spreekanal oberhalb des Wehres bzw. des geplanten Filters, einer Tauchwand, einem nachfolgenden Biofilter und einer zuschaltbaren UV-Anlage für die kurzfristige Elimination von Belastungsspitzen. Auf die UV-Anlage könnte verzichtet werden, wenn nach Mischwasserüberläufen der Durchfluss durch den Spreekanal kurzfristig unterbunden wird, ohne dass Einschränkungen bei der Gewässernutzung (Baden) notwendig sind. Die Zustände normaler und hoher Belastung lassen sich dabei klar trennen und durch die Onlineüberwachung der BWB-Pegel an den Pumpstationen unmittelbar identifizieren. Diese Onlineüberwachung steht dabei zur Prozesssteuerung des Flussbad Berlin zur Verfügung.

## 2 Veranlassung

Der gemeinnützige Verein Flussbad Berlin e.V. verfolgt das Ziel, die Wasserqualität eines zentralen Teils des urbanen Gewässersystems der Spree in Berlin nachhaltig zu verbessern. Ein rund 800 m langer Abschnitt des Spreekanals soll eine ästhetisch ansprechende, hygienisch unbedenkliche und ökologisch gute Wasserqualität aufweisen, die auch den menschlichen Kontakt und Baden in dem Gewässer erlaubt. Hierzu wurde im Rahmen einer Machbarkeitsstudie (Flussbad Berlin e.V. 2015) untersucht, ob der Einbau eines bewachsenen Filters als Querbauwerk im Fluss (gemäß Ursprungskonzept) für diesen Zweck geeignet erscheint.

Von SenUVK VIII D2 wurde mit Stellungnahme v. 11.8.2015 gefordert, folgende Punkte im Rahmen der weiteren Planung und im Rahmen von technischen Versuchen besonders zu vertiefen:

- „Kolmationsgefahr/ Dimensionierung; dauerhafte Sicherung der hydraulischen Funktionsfähigkeit (zur Bemessung der Anlagen sind u.a. auch die limnologischen Eingangsgrößen zu überarbeiten)
- Bedeutung und Umgang mit erhöhten Anteilen von makroskopisch fädigen Algen sowie benthischen Kieselalgen im Filter (Aufwuchs)
- Wartung der Anlage/ Errichtung der Anlage ohne Wasserhaltung

Mit Stellungnahme vom 29.3.2019 (Sagebiel 2019) forderte das Landesamt für Gesundheit und Soziales eine Ausweitung des Untersuchungszeitraums auf 4 Jahre, mit einem umfassenden Monitoring, und weiteren Untersuchungsparametern. Mit dem vorliegenden Bericht sollen die wesentlichen Ergebnisse aus dem Testfilterbetrieb zusammengefasst und Planungs- und Betriebsanforderungen begründet werden. Detaillierte Informationen zu einzelnen und weiterführenden Fragestellungen befinden sich auch in den jährlichen Betriebsberichten (AKUT 2018, 2019, 2020).

### 3 Versuchsbetrieb

#### 3.1 Standort

Alle Versuche wurden an dem geplanten Standort der großtechnischen Filteranlage im Abschnitt zwischen Gertraudenbrücke und Schleusenbrücke durchgeführt. Damit sollten absolut vergleichbare Verhältnisse bezüglich Wasserqualität und der sonstigen Umweltbedingungen (Klimaeinflüsse) gewährleistet werden.

Es ist zu erwarten, dass die Wasserqualität im Spreekanal von der Qualität in der Hauptspreeweiher abweicht, wenn durch diesen Arm nur ein geringer Teilstrom von weniger als 1 m<sup>3</sup>/s abgeleitet wird. In diesem Fall können sich Absetzvorgänge sehr gut auswirken, weil es in dem Kanal keinen Schiffsverkehr gibt, der zu einer ständigen Aufwirbelung von Sedimenten führen würde. Lediglich im Hochwasserfall bzw. bei abgesenktem Wehr im Spreekanal werden dort sehr viel größere Durchflüsse erzeugt. Für den Filterbetrieb der großtechnischen Anlage soll der Durchfluss in dieser Fließstrecke auf 0,25 bis 0,5 m<sup>3</sup>/s gedrosselt werden.

Seit 2014 ist der Gesamtabfluss von Spree und Kupfergraben aufgrund verschiedener Einflüsse im Einzugsgebiet deutlich zurückgegangen. Der Durchfluss im Spreekanal ist zudem abhängig von der Betriebsführung der Wehre am Mühlendamm und im Kupfergraben. Während Reparaturarbeiten am Wehr im Spreekanal im Juli und August 2017 sowie von Mai bis Juli 2021 gab es dort keinen Abfluss. In den Monaten während der Filter Beprobungen von Mai bis Oktober 2018 – 2020, d.h. in den regulären Jahren ohne Betriebsstilllegungen, wurden die folgenden Durchflüsse aufgezeichnet.

*Tabelle 1 Abflüsse (Perzentile) im Spreekanal während der Sommermonate in den Versuchsjahren*

	2018	2019	2020
Q	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s
85-Perzentil	5,3	9,2	1,2
Median	1,3	1,1	1,0
15-Perzentil	1,0	0,8	0,9

Im Winterhalbjahr 2017/18 wurde außergewöhnlich viel, d.h. etwa die Hälfte des Spreeabflusses, über den Spreekanal geleitet (vergl. Abbildung 1). In den Sommermonaten Mai bis Oktober der Jahre

2018 bis 2020 lagen insgesamt geringe Abflüsse um 1 bis 1,3 m<sup>3</sup>/s vor (vergl. Tabelle 1). Diese Untersuchungszeiträume können also sehr gut für die zu erwartende Qualität im Zulauf des Filters bei einem zukünftigen geplanten niedrigen Durchfluss von 0,5 m<sup>3</sup>/s herangezogen werden.

Die Testfilter wurden in Behältern auf einem historischen Lastkahn realisiert, der sich während des Sommers (Mai bis Oktober) an dem o.g. Standort ca. 50 m oberhalb des Wehres an der rechten Uferseite befand und während der Wintermonate stromaufwärts im historischen Hafen geparkt wurde.

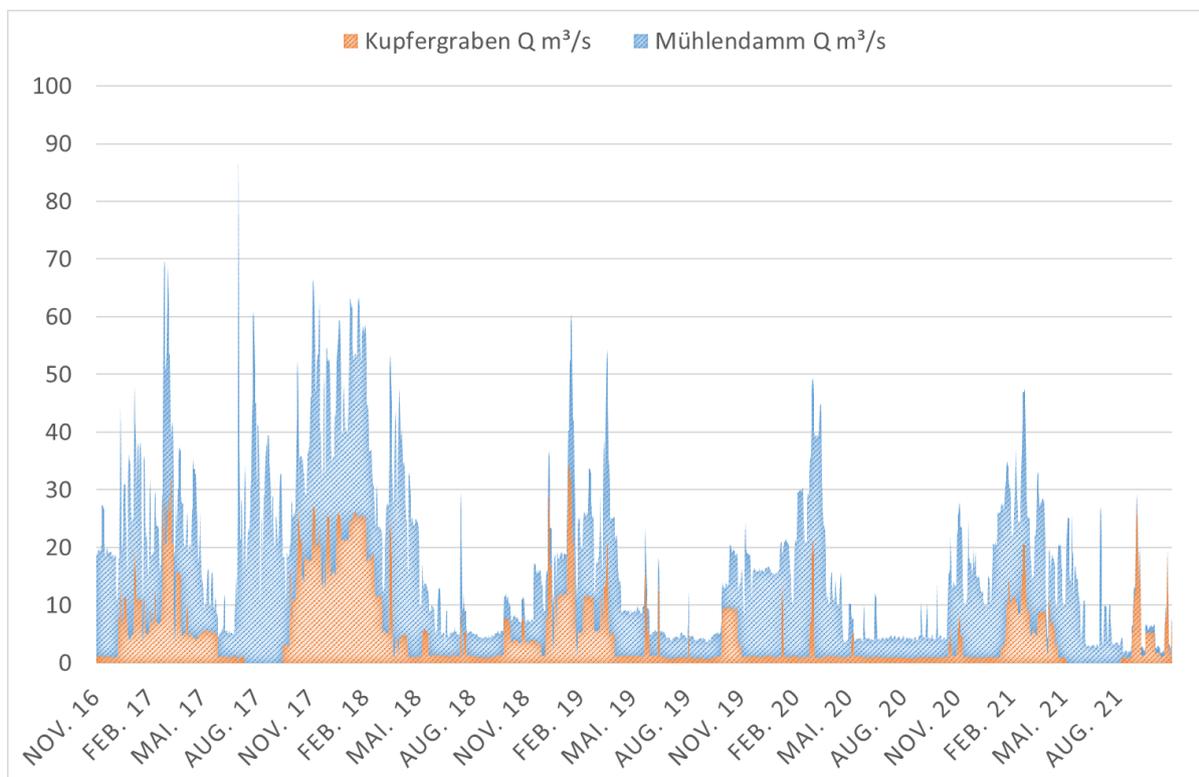


Abbildung 1 Abfluss [m<sup>3</sup>/s] - SOW plus Kupfergraben (gestapelt). Messstellen SOW Schleuse Mühlendamm und Wehr 582721 sowie Kupfergraben Wehr 582723

### 3.2 Versuchsanlage

Die Versuchsanlage beinhaltete fünf parallele mit HDPE-Folie ausgekleidete Becken, die unterschiedlich mit Filtermedien und Makrophyten bestückt waren. Die Filterbecken 1 bis 3 waren mit einer optional zu betreibenden Belüftungsanlage ausgestattet. Das größte Becken wurde zum Test des aufbereiteten Wassers (Frischwasser) verwendet. Eines der Becken war von 2017 bis 2018 mit Zebra- muscheln bestückt. Dieser Muschelreaktor konnte wahlweise als Vorbehandlung für einen der Filter eingesetzt werden. In den Folgejahren wurde dieses Becken (Filter 4) ebenfalls zu einem Filter umgerüstet. Der Ablauf eines jeden Beckens konnte wahlweise zur Nachbehandlung zusätzlich über eine UV-Anlage geführt werden.

Die Abmessungen der Testfilter sowie die ermittelten Volumina ergeben sich aus dieser Tabelle:

Tabelle 2 Abmessungen Filterbecken, Bettvolumina und Makroporenvolumina

	Ober- fläche m <sup>2</sup>	Filterschicht Tiefe m	Filter-volu- men m <sup>3</sup>	Poren- anteil %	Poren- volumen m <sup>3</sup>	Über- stand m	Wasser- volumen m <sup>3</sup>
Filter 1	11,75	1,07	12,6	32,7%	4,1	0,51	10,1
Filter 2	11,75	1,10	12,9	48,2%	6,2	0,53	12,5
Filter 3	11,75	1,04	12,2	39,0%	4,8	0,3	8,3
Filter 4	5,2	1,49	7,7	39,2%	3,0	0,26	4,4

Alle Filter wurden mit Pumpen beschickt und entwässert. Die Zulaufpumpen befanden sich außerhalb der zur Flussmitte hin gerichteten Bordwand und haben das Wasser bei einer Gewässertiefe von > 3 m aus einer Tiefe von ca. 30 cm- 50 cm gefördert. Dies entspricht der Situation einer großtechnischen Filterbeschickung mit oberflächennahem Flusswasserabzug nach einer Tauchwand zur Rückhaltung von Schwimmstoffen.

Die Filterbeaufschlagung erfolgte jeweils einseitig an einer Filterbreite, um die großtechnische Lösung der Beschickung mit einer seitlichen, horizontalen Anströmung über dem Filterbett zu simulieren. Die Wasserentnahme erfolgte an der Filtersohle unter Verwendung von Rigolenkörpern der Firma Rehau, um einen flächenhaften Abzug mit minimalem Druckverlust in der Drainage zu testen.

Hinsichtlich der vertikalen Strömung entsprechen die Versuche mit einer Filtertiefe von mindestens einem Meter im Maßstab 1:1 dem zu testenden Filterkonzept. Die Wassertiefe des Frischwasserbereichs entspricht einer Mindesttiefe von 2,0 m. Der Spreekanal selbst ist an dieser Stelle rund 3,0 m tief. Die Testfilteroberfläche von rund 6 m<sup>2</sup> bzw. 12 m<sup>2</sup> je Filter entsprach einem Vielfachen der Mindestgröße von 1 m<sup>2</sup>, die üblicherweise für bepflanzte Filter verwendet wird. Die Wasserverteilung bzw. die Durchströmung wurde mit Hilfe von Tracerversuchen zu verschiedenen Zeitpunkten überprüft. Zu keinem Zeitpunkt konnten Kurzschlussströmungen festgestellt werden. Somit können eventuell messbare Randeffekte durch die Verwendung dieses Maßstabs ausgeschlossen werden.

Die Durchflussmengen wurden mit Hilfe von MIDs überwacht bzw. durch Auslitern über die Pumpenlaufzeiten ermittelt. Der planmäßige Wasserüberstand sollte entsprechend der großtechnischen Filteranlage ca. 30 cm – 50 cm betragen. Aufgrund des vertikalen Filterbetriebs konnte der Druckverlust anhand der Wasserspiegeldifferenz zwischen Überstand und Ablaufschacht gemessen werden.

Die Durchflüsse wurden mit Hilfe von Schrägsitzventilen einreguliert oder bei geöffneten Ventilen über die Laufzeiten (Taktgeber) der Pumpen gesteuert. Alle Wasserspiegel und Durchflüsse wurden in 5-Min Intervallen per Datenlogger aufgezeichnet. Durchflüsse, Wasserstände und Alarmlmeldungen wurden per Fernabfrage übermittelt. Die Testfilteranlage wurde während des gesamten Zeitraums intensiv örtlich betreut.

Die Testfilter 1 bis 3 wurden 2017 in Betrieb genommen, so dass diese in der darauffolgenden Saison 2018 bereits eingefahren waren und sich ein typischer Biofilm ausgebildet hatte. Filter 3.1 und Muschelfilter wurden im Jahr 2019 zu Filter 3.2 und Filter 4 umgebaut und wieder in Betrieb genommen, so dass diese ab 2020 für die Versuche eingefahren waren. Generell wurden die Filter das ganze Jahr über betrieben, d.h. auch im Winter am Standort Historischer Hafen. Damit wurde gewährleistet, dass die Gesamtbelastung eines Filters vergleichbar ist mit einem ganzjährigen Betrieb der großtechnischen Anlage. Außerdem sollte damit der Biofilm erhalten bleiben und sich entsprechend dem jahreszeitlichen Verlauf entwickeln.

*Tabelle 3 Ausstattung Filter*

	Filter-medium	Körnung	Produkt-bezeichnung	Besonderheiten	Vegetation	Versuchs-zeitraum
Filter 1	Blähton	4/8 mm	Liapor UK rot	rund, geschl. Partikeldichte > 1	unbepflanz	2018 - 2021
Filter 2	Lava	8/16 mm	Stolz, Werk Hohenfels	Schotter, porös	submers	2018 - 2021
Filter 3.1	Kies	2/8 mm	Baustoff	gewaschen	emers	2018
Filter 3.2	Kies	4/8 mm	Baustoff	gewaschen	emers	2020
Filter 4	Blähton	8/16 mm	ARGEX AR 8/16-340	rund, porös, Partikeldichte < 1	emers	2020 - 2021

Die Filter waren mit unterschiedlichen Filtermedien ausgestattet und wurden teilweise bepflanz. Damit sollten praktische Erfahrungen gesammelt und die beste Konfiguration gefunden werden (vergleiche Tabelle 3). Die Filter wurden für die Versuche in unterschiedlichen Kombinationen ohne und mit Vorklärung durch den Muschelfilter (2018) und ggf. mit nachgeschalteter UV-Entkeimung betrieben. Im Spätsommer 2020 und 2021 wurden zum Abschluss der Saison zusätzliche Hochbelastungsversuche mit künstlich angereichertem Flusswasser in den Filtern 1 und 4 durchgeführt, um Mischwasserereignisse zu simulieren und dabei die Auswirkung unterschiedlicher Filtergeschwindigkeiten auf die Reinigungsleistung zu erproben.

### 3.3 Beprobung und Analytik

Die Testfilter wurden regelmäßig zunächst im wöchentlichen und später im vierzehntägigen Rhythmus beprobt. Dazu wurden in der Regel Schöpfproben aus dem Wasserkörper (Fluss, Filterüberstand) oder bei den Filterabläufen und der UV-Anlage über Probenahmeventile aus den Druckleitungen als Stichproben entnommen.

Zum Zeitpunkt von Mischwasserüberlaufereignissen wurden Messkampagnen mit Hilfe von automatischen Probenehmern durchgeführt. Mit diesen wurden 1-Stunden Mischproben genommen, die je nach Bedarf zu 2-Stunden oder 4-Stunden Mischproben vereinigt wurden. Es wurde ein Probenehmer der Firma Endres + Hauser mit Probenraumtemperierung über eine Kühlpatrone verwendet.

Die Proben wurden in vorbereiteten Probenflaschen eines akkreditierten Labors abgefüllt und bei Bedarf bis zur Abholung im Kühlschrank aufbewahrt. In der Regel wurden die Proben innerhalb von wenigen Stunden ins Labor gebracht. Von 2017 bis 2020 erfolgten die Analysen im Labor von AGROLAB (Potsdam) und 2021 im Labor der Firma ÖHMI (Magdeburg). In der Regel wurden keine Mehrfachbestimmungen durchgeführt. Jedoch wurden alle Ergebnisse anschließend einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Teilweise wurden unterschiedliche Bestimmungsgrenzen angegeben.

Tabelle 4 Bestimmungsmethoden Mikrobiologie

Labor	Zeitraum	Koloniezahl 36°C	Coliforme	<i>E. coli</i>	Intestinale Enterokokken	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
AGROLAB	2017 - 2020, Okt 2021	DIN EN ISO 6222 (07- 1999)	76/160 EWG : 1975- 15 und UBA Bundesgesundheits- blatt : 1995-10	DIN EN ISO 9308-3 (07- 1999)	DIN EN ISO 7899-1 (07- 1999)	DIN EN ISO 16266 (K11)(05.08)
Landeslabor	Okt 2021	DIN EN ISO 6222 (07- 1999)	76/160 EWG : 1975- 15 und UBA Bundesgesundheits- blatt : 1995-10	DIN EN ISO 9308-3 (07- 1999)	DIN EN ISO 7899-1 (07- 1999)	DIN EN ISO 16266 (05- 2008)
ÖHMI	30.6.21 bis 15.8.21	DIN EN ISO 6222 (07- 1999)	DIN EN ISO 9308-1 (09-2017)	DIN EN ISO 9308-1 (09- 2017)	DIN EN ISO 7899-2 (11- 2000)	DIN EN ISO 16266 (05- 2008) <sup>1</sup>
ÖHMI	ab 16.8.21, Okt 2021	DIN EN ISO 6222 (07- 1999)	DIN EN ISO 9308-2 (06-2014)	DIN EN ISO 9308-3 (07- 1999)	DIN EN ISO 7899-1 (07- 1999)	DIN EN ISO 16266 (05- 2008) <sup>1</sup>
AGROLAB	Untere	Best.Gr. KBE/100 ml	15	15	30	0
	Obere	Best.Gr. KBE/100 ml	35.000	35.000	11.000	100

<sup>1</sup> unplausibel mit systematischem Fehler: Werte konnten im Ringtest in 6 Proben nicht bestätigt werden

Bei den mikrobiologischen Analysen kam es häufig zu einer Unter- oder Überschreitung der Messbereiche, so dass die Werte nur mit kleiner oder größer der Bestimmungsgrenze angegeben wurden. In Auswertungen wurden diese Über- oder Unterschreitungen mit dem halben bzw. doppelten Messwert angezeigt, um die Information beschreibend berücksichtigen zu können. Bei der Berechnung von Reduktionsraten wurden diese geschätzten Werte nicht mit einbezogen.

Insbesondere bei mikrobiologischen Analysen sind die angewendeten Bestimmungsmethoden zu beachten, weil es hier teilweise Abweichungen gab. Die mit unterschiedlichen Methoden bestimmten Gehalte, z.B. für die Parameter Coliforme oder *P. aeruginosa*, wurden nicht als einheitliche Gruppen statistisch ausgewertet.

Die Probenahme und Analyse von Benthos und Plankton wurde von Limnolabor (Berlin) durchgeführt. Phytoplankton-Proben wurden geschöpft, mit Lugolscher Lösung fixiert und unter dem Mikroskop bestimmt und gezählt. Makrozoobenthos wurde mittels Kescher eingefangen und mit Alkohol fixiert.

Zwei zusätzliche Multiparametersonden dienten zeitweise zur Aufzeichnung der Qualitätsparameter Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll-a und Trübung an zwei Messstellen. Im Vergleich zu den Laboranalysen stellten sich diese Sonden vor allem hinsichtlich Chlorophyll-a und Trübung in dem niedrigen Messbereich als wenig zuverlässig heraus.

Die täglichen Niederschlagshöhen im Einzugsgebiet der Mischwasserkanalisation wurden aus den zugehörigen Rasterdatensätzen des Deutschen Wetterdienstes (REGNIE) bestimmt.

## 4 Ergebnisse

Die einzelnen Ergebnisse der verschiedenen Projektphasen wurden in den zugehörigen Betriebsberichten (AKUT 2018, 2019, 2020) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die Ergebnisse hinsichtlich der vorliegenden Fragestellung zusammengefasst.

### 4.1 Wasserqualität im Spreekanal

In den letzten zwei Jahrzehnten haben wasserwirtschaftliche Maßnahmen und sonstige Einflüsse zu einer deutlichen Verringerung der Gewässerbelastung geführt.

Im Verlaufe des Testbetriebs wurde hier regelmäßig die Rohwasserqualität im Zulauf der Testfilter untersucht. Die Werte beschreiben die Wasserqualität im Spreekanal an dieser Stelle. Als Leitparameter für die Bewertung der mikrobiologischen Gewässergüte wird der Parameter *E. coli* herangezogen (DIN EN ISO 9308-3 (07-1999)). Die Konzentration Intestinaler Enterokokken korrelierte mit diesen sehr deutlich und linear ( $R^2 = 0,86$ ).

Abbildung 2 zeigt die Messwerte und die Zeiträume des Jahres, in denen Analysen durchgeführt wurden. Hierin sind die Ergebnisse aus den vom Flussbad e.V. und den vom KWB während des Sommers am Schiff genommenen Proben aufgeführt. Zum Vergleich sind die von den BWB berechneten Überlaufmengen aus der Berliner Mischwasserkanalisation der entsprechenden Einzugsgebiete eingetragen. Diese zeigen eindeutig den Zusammenhang zwischen der mikrobiologischen Verunreinigung und dem Zeitpunkt der Entlastung.

Es zeigt sich, dass für die Beschreibung der mikrobiologischen Wassergüte zwei prinzipielle Qualitätszustände unterschieden werden können. Einerseits existiert ein Zustand mit „hoher Belastung“. Das sind die kurzen Phasen, in denen sich im relevanten Abschnitt des Mischwassergebiets ab der Eisenbrücke Mischwasserentlastungen ereignet haben. Diese führen unter Einbezug der Strömungsverhältnisse zu einer Belastung der Wasserqualität im Spreekanal. Dem gegenüber existiert der Zustand

„normaler Belastung“, also der überwiegenden Zeit ohne die zusätzlichen Einleitungen aus der Mischwasserkanalisation.

Für die Beurteilung der Badegewässerqualität ist die Häufigkeit der Unterschreitung von Grenz- oder Zielwerten über einen längeren Zeitraum entscheidend. Nachfolgend (Tabelle 5) sind die berechneten 90. und 95. Perzentile der gemessenen Konzentrationen von vier Indikatororganismen für den gesamten vierjährigen Zeitraum zusammengestellt (Tagesmittel oder eine Stichprobe je Tag). Für die Parameter *E. coli* und Intestinale Enterokokken existieren entsprechende Bewertungsmaßstäbe nach Anlage 1 der Berliner Badegewässerverordnung (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2008).

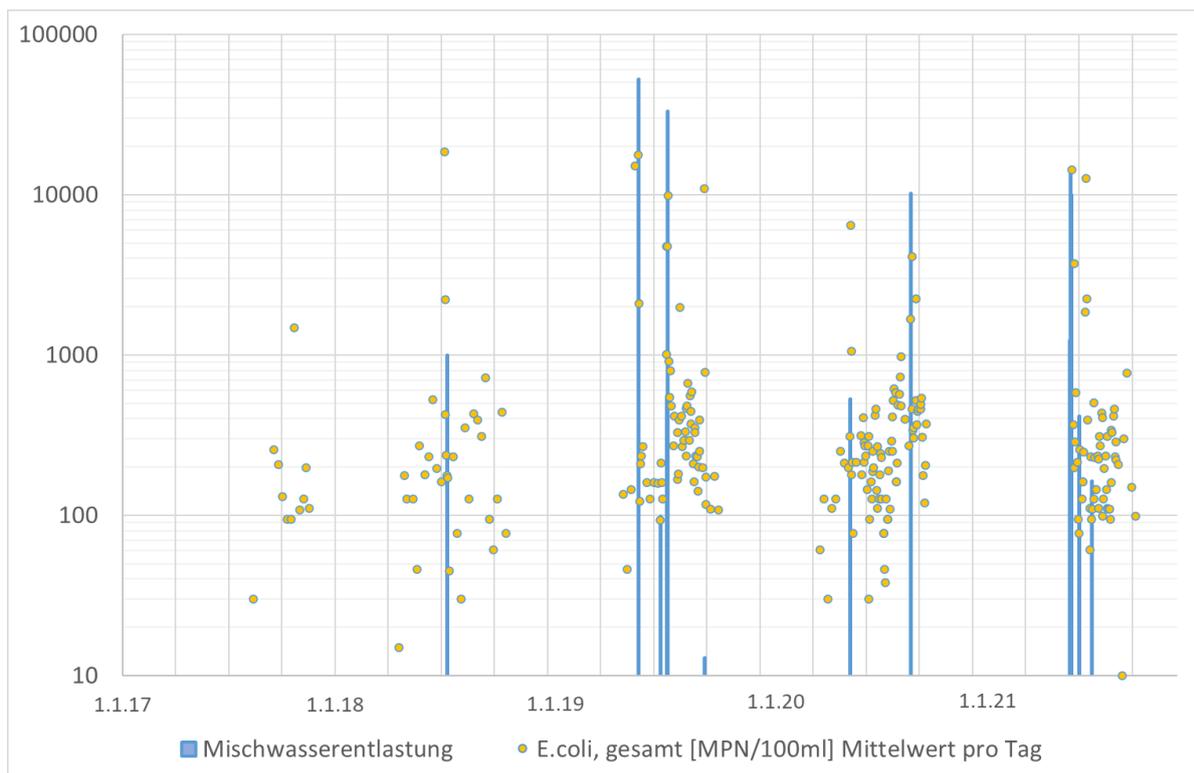


Abbildung 2 *E. coli* Konzentration im Spreekanal oberhalb des Wehres [MPN/100 ml] versus Mischwasserentlastungsmengen [m³]. Stichproben eines Tages und Tagesmittelwerte bei Vorliegen von mehreren Einzelwerten. Logarithmische Darstellung.

Hinsichtlich *E. coli* und auch Intestinale Enterokokken entspricht die Qualität dieses Gewässerabschnitts den Anforderungen der Spalte D, d.h. knapp „ausreichend“, wenn man das 90. Perzentil als maßgeblich betrachtet und die höhere Anforderung für das 95-Perzentil nicht berücksichtigt.

Tabelle 5 *Unterschreitungshäufigkeiten Mikrobiologische Parameter im Spreekanal (je Tag eine Stichprobe oder ein Tagesmittelwert zugrundeliegend)*

	<i>E. coli</i> [KBE/100 ml]	Intest. Enterok. [KBE/100 ml]	Coliforme [KBE/100 ml]	<i>P. aeruginosa</i> [KBE/100 ml]
n Tage beprobt	255	176	115	24
95-Perzentil	2337	758	13535	62
90-Perzentil	724	172	8003	34
50-Perzentil	225	36	430	1

Coliforme zeigten keine deutliche lineare Korrelation mit dem Parameter *E. coli* ( $R^2 = 0,5$ ). *Pseudomonas* wurde nur in wenigen Proben im Jahr 2020 analysiert. Die hohen Werte stehen hier eindeutig im

Zusammenhang mit der Mischwasserentlastung am 26./ 27.9.2020. In zwei Einzelproben wurde die Bestimmungsgrenze von 100 KBE/100 ml für *P. aeruginosa* überschritten.

Laut Badegewässerverordnung gilt für Gewässer mit „ausreichender Qualität“, dass Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Frühwarnsysteme und Maßnahmen zur Vermeidung und Verringerung der Verschmutzung zu treffen sind, wenn das Gewässer für kurzzeitige Verschmutzung anfällig ist. Dies ist hier wegen des Auftretens von Mischwasserentlastungen der Fall. Die erhöhte *E. coli* Belastung des Gewässers fiel innerhalb weniger Tage auf ein Niveau unterhalb von 900 KBE/100 ml zurück (vergl. Abbildung 2).

Ein für Badegewässer ästhetischer und sicherheitsrelevanter Parameter stellt die Sichttiefe dar. Für Badestellen an Gewässern nach Badegewässerverordnung ist eine besondere Sichttiefe nicht gefordert. So werden beispielsweise an den Badestellen in der Dahme noch Sichttiefen von 0,30 m toleriert. Nach FLL-Richtlinie für Schwimmteiche mit biologischer Wasseraufbereitung (FLL 2011) soll dagegen die Sichttiefe mindestens 1,80 m betragen.

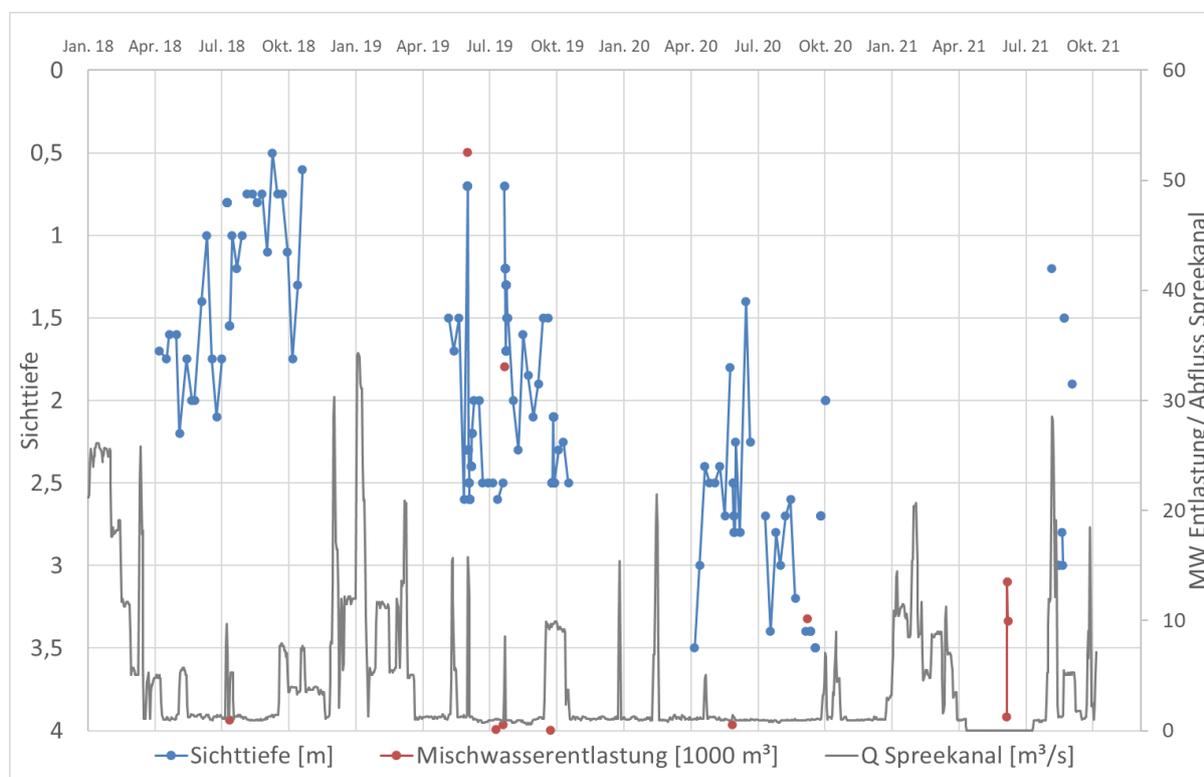


Abbildung 3 Sichttiefe im Spreekanal im Vergleich zum Abflussgeschehen

Eine geringe Sichttiefe repräsentiert eine hohe Konzentration an Trübstoffen, die z.B. durch Aufwirbelung von abgesetzten Sedimenten bzw. in stehenden Gewässern durch planktonische Algen gebildet werden können.

Die Sichttiefe im Spreekanal wurde am Standort in der Zeit zwischen Mai und Oktober gemessen. Im Jahr 2020 erreichte sie ihr Maximum (Grundsicht), als im Spreekanal und generell in der Spree-Oder-Wasserstraße ein sehr niedriger Abfluss vorlag. Bei Erhöhung des Durchflusses im Spreekanal wurde meist ein Anstieg der Trübung beobachtet (Abbildung 3).

Tabelle 6 Partikuläre Belastung im Spreekanal (Mediane Konzentrationen im Sommer)

		(n)	2018	2019	2020
Chlorophyll-a	µg/l	(86)	4,0	2,2	1,0
Phaeopigment	µg/l	(80)	6,0	2,7	0,5
Biovolumen <sub>Ges.</sub>	mm <sup>3</sup> /l	(56)	8,5	4,5	3,2
AFS	mg/l	(102)	4,0	2,2	1,0

Dieser visuelle Eindruck deckt sich mit den gemessenen Parametern, die auf Trübstoffgehalte im Wasser abzielen. Demnach hat sich die Konzentration sämtlicher Parameter im Spreekanal mit jedem Jahr etwa halbiert. In Tabelle 6 sind die medianen Konzentrationen Chlorophyll-a, als Indikator für den Algengehalt, Phaeopigment als Indikator für abgestorbene Algen, das Biovolumen Gesamt für die Summe der unter dem Mikroskop gezählten Partikel (Algen + Detritus), sowie der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen dargestellt. AFS und Biovolumen korrelierten mit einem  $R^2 = 0,6$  und die Partikeldichte lag im Mittel bei  $0,5 \text{ mg/mm}^3$ . Für diese Parameter lagen Analysen an 13 bis 40 Tagen in einem Jahr vor ( $n$  Analysen insgesamt).

Die Nährstoffkonzentrationen im Gewässer lagen in den Sommermonaten im Median bei  $130 \text{ µg/l}$  Gesamtphosphor,  $70 \text{ µg/l}$  Orthophosphat und  $1,6 \text{ mg/l}$  Gesamtstickstoff.

#### 4.2 Allgemeine biologische Betriebsergebnisse der Filter

Während der Versuche wurden Erkenntnisse erzielt, die für die Gestaltung und den Betrieb einer vergleichbaren Anlage im großtechnischen Maßstab zu beachten sind. Insbesondere wurden verschiedene Bepflanzungen und Kombinationsmöglichkeiten erprobt.

Filter 1 war als einziger unbepflanzter Filter im Jahr 2018 von einer flächenhaften Bedeckung der Wasseroberfläche mit der Wasserlinse (*Lemna sp.*) betroffen, die sich hier spontan ausgebreitet hat. Wie bereits in den Jahresberichten dargelegt (AKUT 2019), führte das Absinken dieser Schwimmdecke im Winter zu einem starken Verlust an hydraulischer Kapazität, so dass diese Schicht manuell von der Oberfläche entfernt werden musste. Der Vorgang war vergleichbar mit dem Abschälen eines Langsandsfilters und führte zur Regeneration der hydraulischen Durchlässigkeit. Seitdem hatte das Makrozoobenthos in Filter 1 offenbar einen entscheidenden Anteil an der Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit des unbepflanzten Filters. Es konnte beobachtet werden, dass eine zunehmende Schneckenpopulation in den Folgejahren in der Lage war, den Filter komplett abzugrasen und von Lemna und fädigen Algen freizuhalten.

Die Ausbildung einer solchen Schwimmblattpflanzenschicht muss verhindert, oder diese muss zum Ende einer Vegetationsperiode von der Filteroberfläche entfernt werden. Makrozoobenthos hat sich hierfür als wirksam für die Flächenfreihaltung erwiesen. Ein unbepflanzter Filter muss somit regelmäßig kontrolliert werden und es sind ggf. Maßnahmen zu treffen. Geeignet gegen die flächenhafte Ausbreitung von Lemna war offensichtlich die Bepflanzung mit emersen Makrophyten (Filter 3 und Filter 4).

Es wurde getestet, ob ein aufwärts durchströmter Filter (2) in der Lage ist, eine solche Akkumulation von Lemna zu vermeiden, indem das aus dem Filter austretende Wasser über einen Skimmer abgeführt wird, so dass die Schwimmblattpflanzen von der Wasseroberfläche abgezogen werden. Weil dieser Filter jedoch auch mit submersen Schwimmpflanzen besetzt war, konnten die Wasserlinsen nicht frei abdriften.

Im ersten Jahr bildeten sich bei dem aufwärts durchströmten Filter 2 massenhaft fädige Grünalgen an der Oberfläche aus. Erst im zweiten Jahr setzten sich die hier ursprünglich ausgesetzten Schwimmpflanzen durch und verdrängten die Grünalgen überwiegend. Der freie Wasserkörper war zum Ende der Versuche vollständig mit submersen Pflanzen ausgefüllt. Schnecken breiteten sich hier in diesem Milieu nicht aus. Trotz der großen Pflanzenmasse im Filterüberstand stellte dies keine hydraulische Einschränkung dar. Allerdings kann es am Filterüberlauf zur Abdrift von einzelnen Pflanzen kommen. Auch hier besteht somit Bedarf für regelmäßige Kontrollen und ggf. zur Entfernung von Pflanzenüberschuss.

Unter den emersen Makrophyten hat sich in der gemischt bepflanzten Fläche von Filter 3 das Schilf dominant durchgesetzt. In der zweiten Versuchsphase wurden Filter 3 und 4 neu mit Schilf ohne Ballen verpflanzt. D.h. die Pflanzenwurzeln der in 8 cm Töpfen kultivierten 2-jährigen Pflanzen wurden zuvor komplett von Erde befreit. Dieses Vorgehen hat sich bewährt, da alle Pflanzen im Wasser standen und offenbar ausreichend mit Nährstoffen aus dem Flusswasser versorgt waren.

Auf der Schilffläche von Filter 3 kam es zur Ansiedlung eines Teichhuhns mit Nestbau und erfolgreicher Ausbrütung von mehreren Küken. Grundsätzlich lässt sich die Besiedlung eines Pflanzenfilters mit lebensraumtypischen Vögeln nicht verhindern. Dies stellt einen ökologischen Mehrwert für den Standort dar. Allerdings tragen Wasservögel auch zum Eintrag von *E. coli* und anderen Fäkalindikatoren in den Filterzulauf bei.

### 4.3 Hydraulische Leistung der Filter

Voraussetzung für die Eignung eines Filters ist zunächst die Erfüllung der hydraulischen Anforderungen. Dazu muss gewährleistet werden, dass der Filter die erforderlichen Wassermengen behandeln kann. Im Gegensatz zu den rückspülbaren technischen und hochbelasteten Festbettreaktoren handelt es sich bei diesen Filtern um schwach belastete, substratlimitierte Biofilter, die aufgrund ihrer Flächengröße nicht rückgespült werden können.

Dies bedeutet, dass die Filter nicht mit einer überhöhten Fracht beschickt werden dürfen. Bei vergleichsweise mit höheren Stoffkonzentrationen belasteten Filtern zur Abwasserbehandlung, wie z.B. Retentionsbodenfilter nach A 178 (DWA 2019) oder Schmutzwasserfilter nach A 262 (DWA 2017), wird aus diesem Grund die täglich aufzubringende partikuläre bzw. organische Fracht je Quadratmeter limitiert. Für Filter zur Oberflächenwasserbehandlung existieren solche Bemessungskriterien nicht. Für Filter zur Wasserbehandlung in geschlossenen Kreislaufanlagen werden nach FLL-Richtlinie (FLL 2011) hydraulische Limitierungen für verschiedene Filtertypen benannt. Für bepflanzte Filter wird dort eine zulässige Flächenbeschickung  $q$  von 3 m/d und für unbepflanzte Filter von 5 m/d angenommen. In der Praxis wird aber auch von höheren zu erzielenden Belastungswerten ausgegangen. So wird beispielsweise in Potsdam ein 300 m<sup>2</sup> großer bepflanzter Badewasserfilter bereits seit 20 Jahren mit 8 m/d belastet.

Keines der oben genannten Regelwerke liefert jedoch Bemessungsvorgaben für die Behandlung von Flusswasser. Der Trübstoffgehalt kann je nach Standort, Gewässertyp und Jahreszeit sehr unterschiedlich sein. Deshalb war die Erprobung von geeignet erscheinenden Filteraufbauten unabdingbar. Entscheidend für die hydraulische Kapazität eines Filters ist zunächst dessen Porenstruktur. Diese ist abhängig von Art und Körnung des Filtermaterials sowie von der Bepflanzung. So steigt der Filterwiderstand bei kleiner werdenden Porengrößen an. Die hydraulische Leistung, unter der die Filter während der Versuche getestet wurden, ist in Tabelle 7 zusammengefasst.

In den Versuchen wurde regelmäßig der Höhenverlust ( $H_v$ ) der Wasserspiegel zwischen Zu- und Ablauf der einzelnen Filter beobachtet. Als Zielgröße für die großtechnische Anlage wurde bisher ein

maximaler  $H_v$  von 30 cm angestrebt. Dieser wurde jedoch durch die beiden bepflanzten Kiesfilter (Filter 3.1 und 3.2) nach etwa einem vollen Betriebsjahr überschritten bis es zur vollständigen Kolmation ( $H_v > 150$  cm) kam. Da sich diese auch nicht durch Ruhepausen regenerieren ließen, wurden sie außer Betrieb genommen. Die Filter werden deshalb hydraulisch nicht als geeignet angesehen.

Tabelle 7 Getestete Stapelhöhen auf den Versuchsfiltern pro Tag und im Untersuchungszeitraum

	Filter 1	Filter 2	Filter 3.1	Filter 3.2	Filter 4
Beschickungsrate $q$	m/d	m/d	m/d	m/d	m/d
15-Perzentil	1,0	0,3	1,9	2,6	5,2
Median	6,0	5,5	5,4	6,1	8,9
85-Perzentil	10,1	8,7	8,2	7,2	23,5
Maximum	15,4	12,9	9,5	9,9	25,4
Gesamte Stapel (m)	6.655	5.334	1.569	2.990	4.841
			(Abbruch)	(Abbruch)	

Bleibt es dagegen bei einem geringen und nicht weiter ansteigenden Höhenverlust, so kann von einem Gleichgewichtszustand ausgegangen werden. Dies war bei Filter 2 und Filter 4 unter den gegebenen Betriebsbedingungen augenscheinlich der Fall. Die absoluten dauerhaften Obergrenzen konnten aber in dem Versuchszeitraum nicht ausgetestet werden. Filter 1 hat sich bei täglichen Stapelhöhen von 6 m – 7 m als stabil erwiesen ( $H_v$  um 1 cm). Bei einer kurzzeitigen Verdoppelung des Durchsatzes stieg der Höhenverlust auf rund 20 cm an und kehrte anschließend auf das Ausgangsniveau zurück (vergl. Abbildung 4). Das deutliche Ansteigen der Verlusthöhe beim Versuch mit Verdoppelung der Filtrationsrate in Filter 1 zeigt jedoch, dass die gewählte Korngröße dort bereits grenzwertig gering ist, bzw. keine Sicherheit bietet. Die vergleichbare Korngröße des im bepflanzten Filter 3.2 eingebauten Kieses hatte dort zu einem Filterversagen geführt.

Bei Filter 4 wurde dagegen bei zeitweise sehr hohen Beschickungsraten von mehr als 20 m/d kein nennenswerter Höhenverlust festgestellt. Berücksichtigt man jedoch, dass während der späten Betriebsphase von Filter 4 im Jahr 2020 die Schwebstoffgehalte im Spreekanal nur bei der Hälfte von 2019 bzw. einem Viertel von 2018 lagen, so ist dieses Betriebsergebnis mit Vorsicht zu betrachten. Allerdings entspricht die Abnahme der Schwebstoffgehalte einem langanhaltenden Trend in der Spree, was auf erfolgreiche Gewässerschutzmaßnahmen in der Vergangenheit schließen lässt.

Zur Vermeidung von Betriebsrisiken sind die Filterflächen ausreichend groß zu bemessen. Aus den Versuchsbedingungen lässt sich ableiten, dass die Filtertypen 1, 2 und 4 bei den getesteten mittleren Betriebsverhältnissen sicher zu betreiben sind.

Vermutlich können die Filter in der Praxis noch höher belastet werden. Dies gilt zumindest für die beiden Filter mit der größten Korngröße (8/16 mm), da diese zu keinem Zeitpunkt relevante hydraulische Einschränkungen während des Versuchszeitraums gezeigt haben. Wenn die Poren groß genug sind, kann der innere Filterwiderstand ab Erreichen der maximalen Biofilmstärke nicht weiter ansteigen, solange die Partikelgröße und Konzentration der Feststoffe im Flusswasser im Verhältnis dazu klein genug bleibt.

Wenn Filter 2 und 4 mit bis zu 50% des maximal getesteten Durchflusses betrieben werden, so sind Kolmationserscheinungen voraussichtlich nicht zu erwarten, vorausgesetzt, dass sich die Spreewasserqualität in Zukunft nicht deutlich verschlechtert (Feststoffanteil). Das Jahr 2020, in dem Filter 4 hauptsächlich betrieben wurde, wies ja die geringsten Feststoffgehalte auf. Eine höhere Dauerbelastung wäre in einem gezielten hydraulischen Langzeitversuch nachzuweisen. Dazu sollte eine einfache Versuchssäule über wenigstens 2 Jahre entsprechend mit Spreewasser beaufschlagt und bezüglich des Druckverlusts überprüft werden.

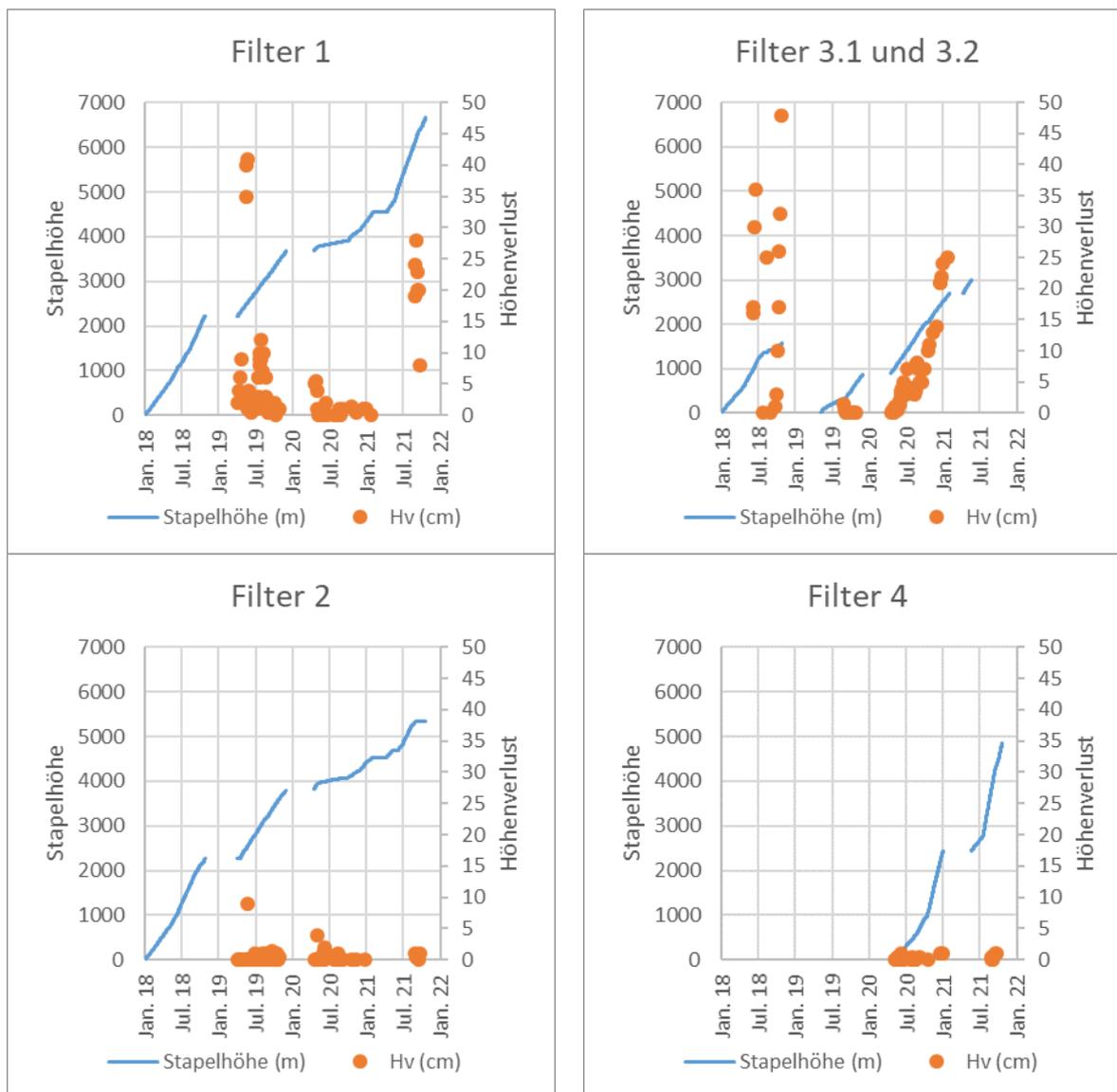


Abbildung 4 Höhenverluste  $H_v$  in den Testfiltern und summierte Stapelhöhen je Filter (die Steigung der Kurve zeigt den täglichen Durchsatz eines betrachteten Abschnitts an). Vor 2019 wurde in Filter 1 und 2 kein Höhenverlust festgestellt.

Die Bewertung der Filter aus hydraulischer Sicht lässt sich nach derzeitigem Stand wie folgt zusammenfassen:

Tabelle 8 Potenzielle Flächenbelastungen Vertikalfilter vom Typ 1, Typ 2 und Typ 4

	Filtertyp 1 Liapor UK 4/8 mm	Filtertyp 2 Lava Schotter 8/16 mm	Filtertyp 4 ARGEX AR 8/16 mm
Gesicherte Belastung	6 m/d	6 m/d	9 m/d
Erwartete Belastbarkeit	6 m/d	9 m/d	12 m/d
Getestetes 85-Perzentil	10 m/d	9 m/d	24 m/d

## 4.4 Filterwirksamkeit

### 4.4.1 Regulärer Filterbetrieb

Leitparameter zur Beurteilung der mikrobiologischen Filterwirksamkeit sind die gemäß Badegewässerverordnung relevanten Fäkalindikatoren *E. coli* und Intestinale Enterokokken. Für *P. aeruginosa* als spezifischer Krankheitserreger stehen wenige Daten zur Verfügung. Es werden im Folgenden nur die Filter betrachtet, die die hydraulischen Voraussetzungen erfüllt haben (vergl. 4.3).

Mikrobiologische Daten weisen in der Regel eine große natürliche Streuung auf, da es sich um partikuläre teils flockenbildende, teils mit Geißeln bewegliche Organismen handelt, die nicht gleichmäßig im Wasserkörper verteilt sind. Die Filterwirkung wird deshalb häufig aus einem Vergleich der gemessenen mittleren bzw. medianen Zulaufkonzentrationen zu den Ablaufkonzentrationen für einen Zeitraum angegeben.

Hier wurden aus organisatorischen Gründen in der Regel keine zeitproportionalen Proben unter Berücksichtigung der Verweilzeit im Reaktor entnommen. Solange statische Verhältnisse vorliegen (Filter hat für einen ausreichend langen Zeitraum einen konstanten Durchfluss und die Zulaufqualität schwankt nicht), können unmittelbar Wertepaare aus Zu- und Ablaufkonzentration miteinander verglichen werden. Bei ansteigenden und abnehmenden Zulaufwerten im Falle einer Mischwasserentlastung oder bei den kurzzeitigen Schmutzwasserbeimengungen (Mischwasserversuche) kann die Betrachtung dieser zeitgleichen Wertepaare zu Fehlinterpretation führen.

Abbildung 5 bis Abbildung 7 beinhalten alle gemessenen Wertepaare für jeden Filter. Die Dichte der Punktwolken zeigt die Anzahl der vorhandenen Wertepaare in einem Messbereich an. Außerdem ist zu erkennen, wie viele Werte jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenze von 15 KBE/ 100 ml waren (mit 7,5 als Schätzwert eingetragen). Der Abstand der Werte-Trendlinien (blaue Linie) zur Diagonalen (orange Linie, entspricht  $c/c_0=1$ ) repräsentiert die Reinigungsleistung. Diese Linien sollten in etwa parallel verlaufen, wenn die Reinigungsleistung unabhängig von der Zulaufkonzentration ist.

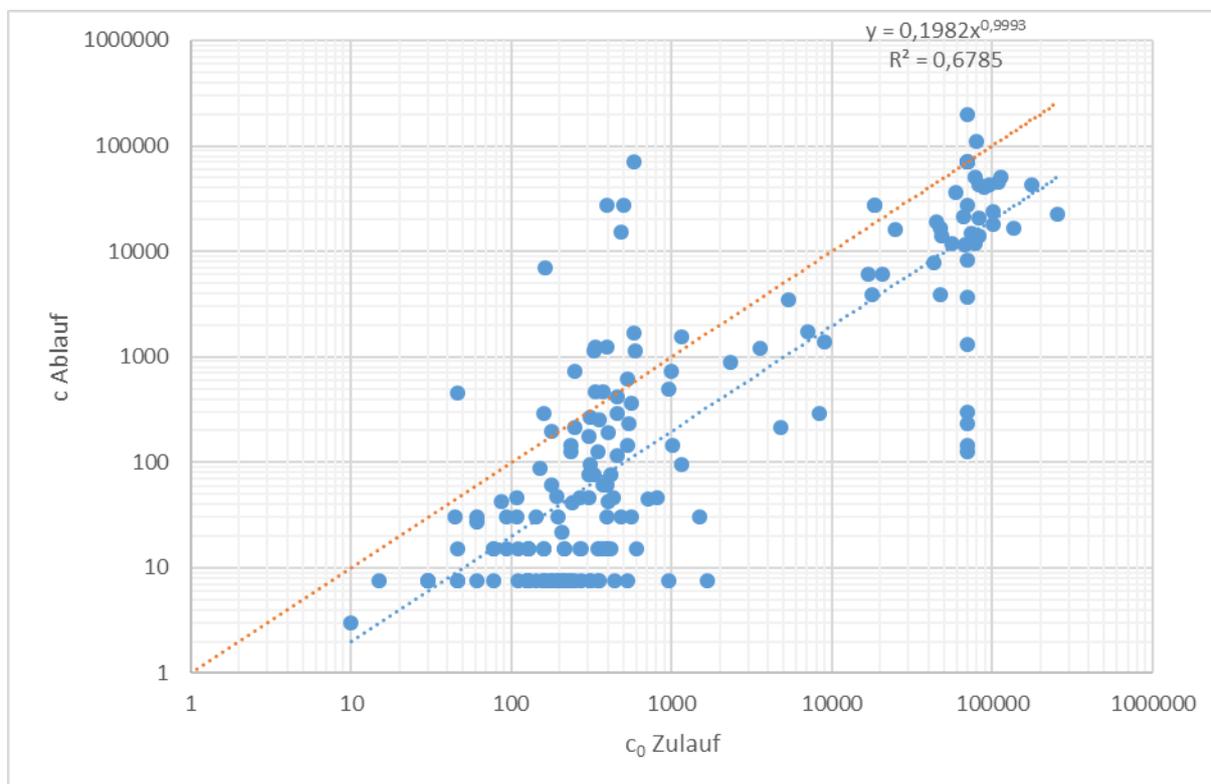


Abbildung 5 Filter 1 - *E. coli* Vergleich Zu- und Ablaufkonzentration [KBE/100 ml]. Mit Darstellung <15 als 7,5 und >35.000 als 70.000

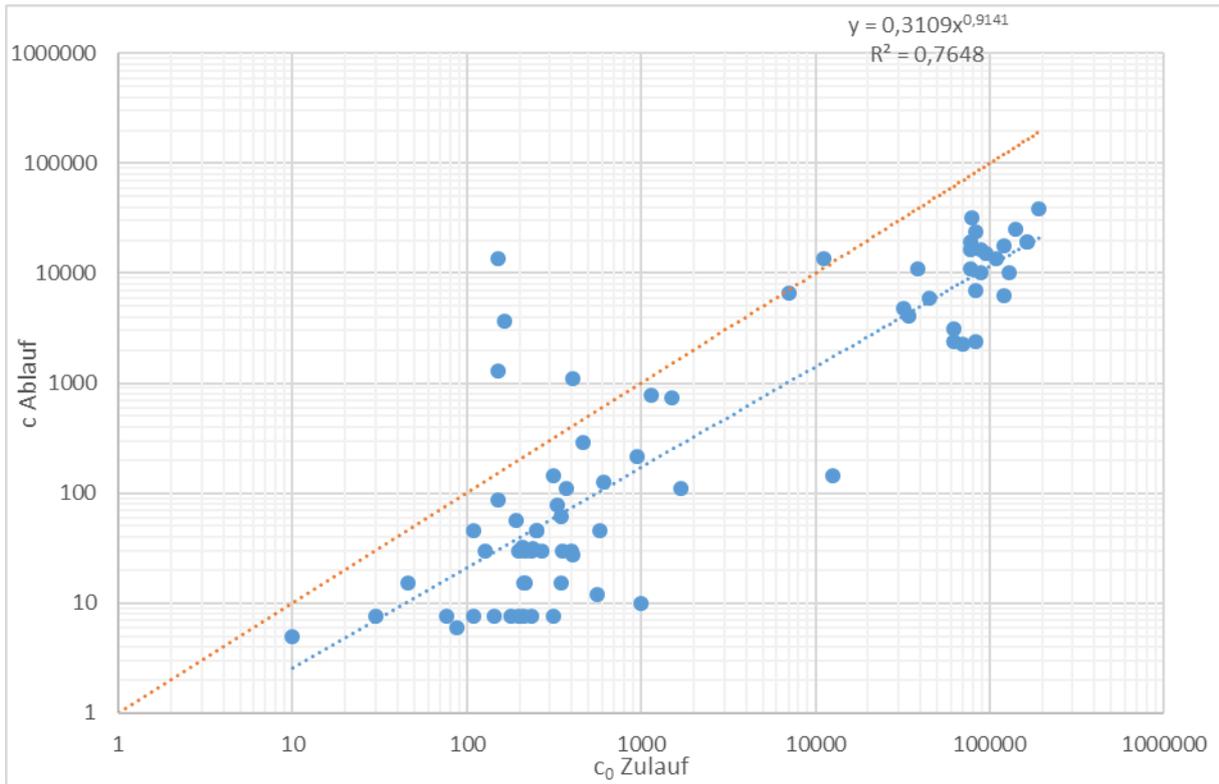


Abbildung 6 Filter 4 - E. coli Vergleich Zu- und Ablaufkonzentration [KBE/100 ml]. Mit Darstellung <15 als 7,5 und >35.000 als 70.000

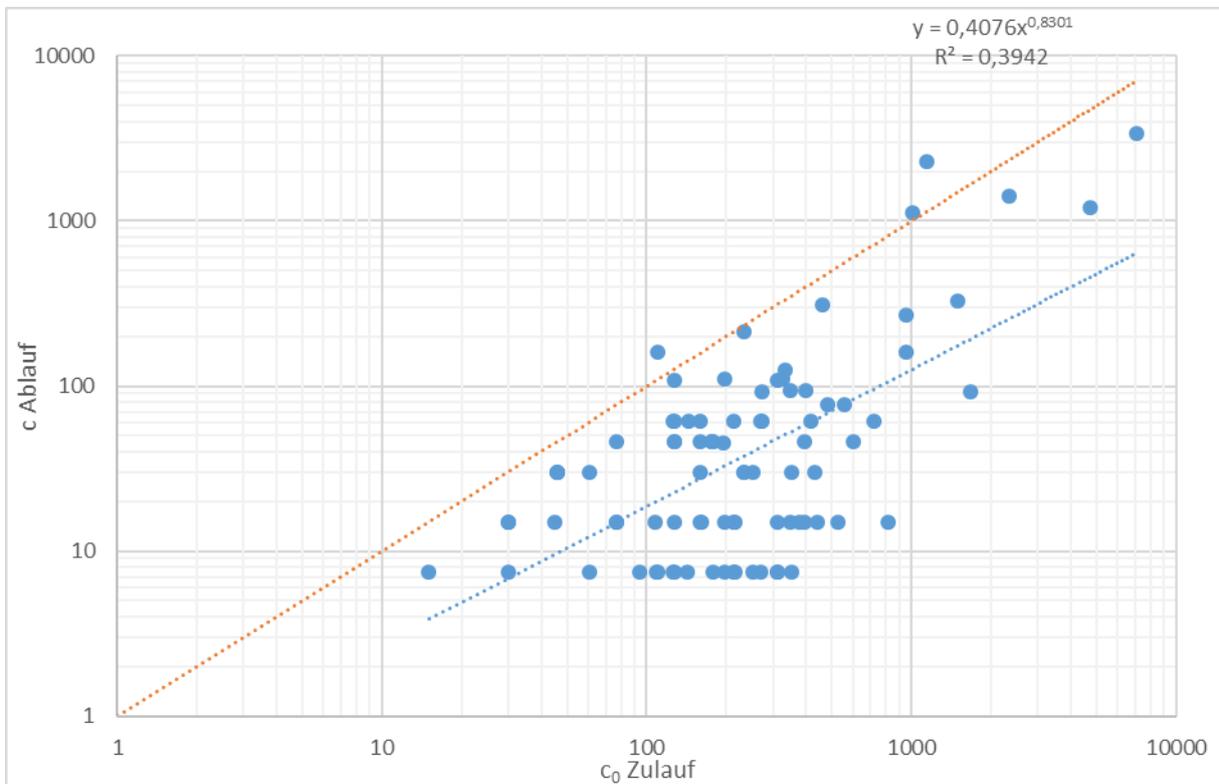


Abbildung 7 Filter 2 - E. coli Vergleich Zu- und Ablaufkonzentration [KBE/100 ml]. Mit Darstellung <15 als 7,5 und >35.000 als 70.000

Alle Werte unterhalb der orangenen Diagonalen zeigen eine Retention an (z.B. C Ablauf/ C<sub>0</sub> Zulauf von 200/1000 entspricht 80% Reduktion), Werte oberhalb zeigen einen momentanen Austrag an. Nahezu sämtliche Werte oberhalb der orangenen Linie (d.h.  $c/c_0 > 1$ ) in Filter 1 (Abbildung 5) wurden während der künstlichen Mischwasserversuche nach dem 29.9.2020 registriert und deuten auf kurzfristige Konzentrationsänderungen als Ursache hin.

Auch in Filter 4 wurden die scheinbar negativen Retentionen nach kurzfristigen Änderungen der Zulaufkonzentration während der künstlichen Mischwasserversuche im Herbst 2021 gemessen.

Vor diesem Hintergrund ist es sinnvoll, die Wirkungsweise der Filter anhand der mittleren Zu- und Ablaufkonzentrationen zu vergleichen, die aus dem regulären Filterbetrieb stammen. Die Darstellungen in Abbildung 8 bis Abbildung 10 enthalten nur Daten aus vorliegenden Wertepaaren von Zu- und Ablauf als Tagesmittel oder als Tagesstichprobe. Es wurden dort nur Werte innerhalb der Bestimmungsgrenzen und nach Standardmethoden AGROLAB (vergl. Tabelle 4) berücksichtigt.

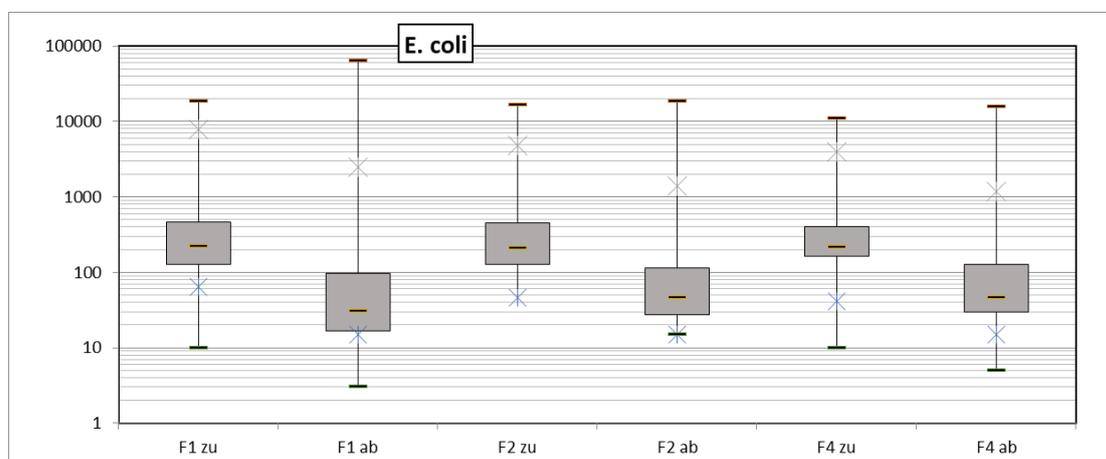


Abbildung 8 Box plots: E. coli Konzentrationen der Filter im Vergleich (ohne Versuche mit Schmutzwasserbeimengung). Darstellung Boxen: -Median, 25/75 Perzentil; X 5-/95 Perzentil; Min, Max

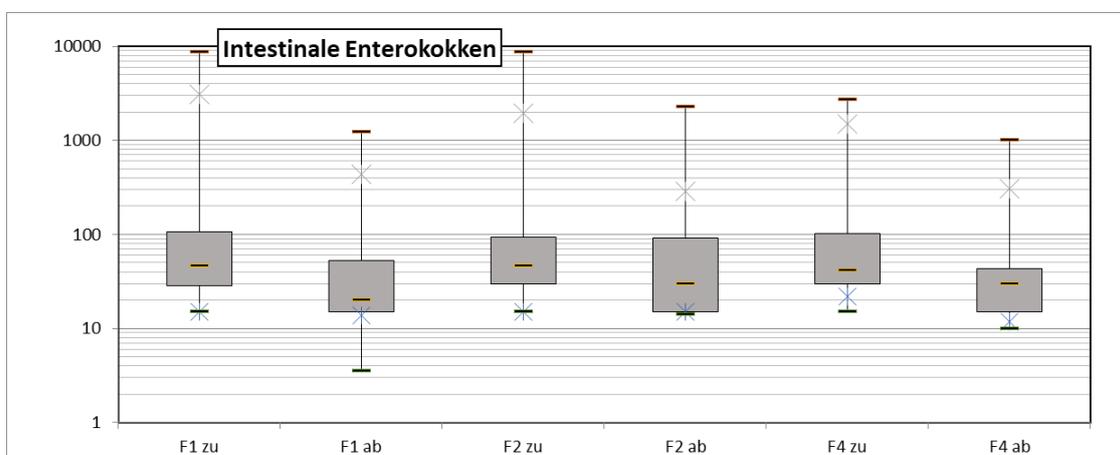


Abbildung 9 Box plots: Intestinale Enterokokken Konzentrationen der Filter im Vergleich (ohne Versuche mit Schmutzwasserbeimengung). Darstellung Boxen: -Median, 25/75 Perzentil; X 5-/95 Perzentil; Min, Max

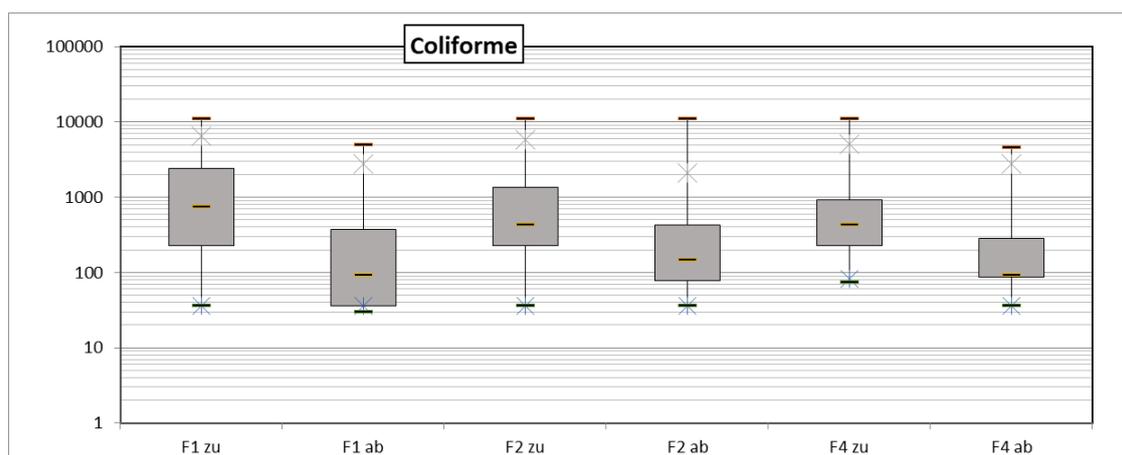


Abbildung 10 Box plots: Coliforme Konzentrationen der Filter im Vergleich (ohne Versuche mit Schmutzwasserbeimengung). Darstellung Boxen: -Median, 25/75 Perzentil; X 5-/95 Perzentil; Min, Max

Demnach ergab sich in den jeweiligen Untersuchungszeiträumen der Filter eine Minderung der mittleren *E. coli* Gehalte um 0,7 bis 0,9  $\log_{[10]}$  Stufen. Bei den Enterokokken betrug diese in Filter 1 nur 0,4  $\log_{[10]}$ -Stufen. Bei den niedrigen Zulaufwerten und der hohen Streuung ist die Reduktion von Enterokokken in Filter 2 und 4 hier nicht signifikant. Der Leistungsvergleich hinsichtlich Coliforme ähnelt dem Parameter *E. coli*, ist aber bei größerer Streuung der Werte etwas schwächer ausgeprägt.

Tabelle 9 Tägliche Eliminationsraten bezogen auf mediane Konzentrationen an Probenahmetagen im laufenden Betrieb

			F1 Zu	F1 Ab	F2 Zu	F2 Ab	F4 Zu	F4 Ab
<i>E. coli</i>	n	d	84	84	96	96	42	41
	95 -Perzentil	KBE/100 ml	7795	2478	4755	1395	4002	1187
	Median	KBE/100 ml	219	30	211	46	218	46
	Elimination	$\log_{[10]}$		0,9		0,7		0,7
Intestinale	n	d	55	55	53	53	20	20
	95 -Perzentil	KBE/100 ml	3076	435	1937	290	1502	303
	Median	KBE/100 ml	46	20	46	30	41	30
Enterokokken	95 -Perzentil	KBE/100 ml	3076	435	1937	290	1502	303
	Median	KBE/100 ml	46	20	46	30	41	30
	Elimination	$\log_{[10]}$		0,4		0,2		0,1
Coliforme	n	d	70	70	78	78	32	32
	95 -Perzentil	KBE/100 ml	6478	2735	5838	2100	5086	2788
	Median	KBE/100 ml	750	91	430	145	430	91
	Elimination	$\log_{[10]}$		0,9		0,5		0,7

#### 4.4.2 Mischwasserversuche

In den Jahren 2020 und 2021 wurden Mischwasserversuche durchgeführt, um unter kontrollierten Bedingungen den Einfluss der hydraulischen Belastung auf die Reinigungsleistung zu bestimmen. Zu diesem Zweck wurde dem Flusswasser mittels Dosierpumpe ein Anteil abgesetztes Schmutzwasser beigemischt. Zum Ende des regulären Filterbetriebs im September/Oktober 2021 lagen die Zulaufkonzentrationen von *E. coli* dadurch bei  $8 \times 10^5$  KBE/100 ml und die von Intestinalen Enterokokken im Bereich von  $1 \times 10^5$  KBE/100 ml. Der Versuch wurde an drei aufeinander folgenden Wochen wiederholt. Jeweils wurden für mehrere Stunden konstante Durchflüsse eingestellt und zum Ende der Laufzeit beprobt, wenn das Porenvolumen im Filter zwischenzeitlich mindestens zweimal ausgetauscht war.

Der biologische Abbau einer Substanz aber auch physikalische Vorgänge wie Adsorption oder die Geschwindigkeit chemischer Reaktionen können prinzipiell mit der Lösung einer Differentialgleichung erster Ordnung beschrieben werden. Demnach ist zu erwarten, dass sich die Elimination im Reaktor mit zunehmender Aufenthaltsdauer bzw. bei Annäherung an die Hintergrundkonzentration  $c^*$  verlangsamt. Die tatsächlichen Vorgänge im Filter bleiben hierbei außer Acht (Blackbox).

Aufgrund des hier verwendeten grobporigen Filtermaterials und der vergleichsweise geringen Feststoffgehalte wird von einer überwiegenden Volumenfiltration ausgegangen, bei der der Biofilm im gesamten Filterbett aktiv ist. Es konnte nicht untersucht werden, wie die Filtertiefe sich zusätzlich zu dem Zeitfaktor auswirkt. Dies wäre bei einer Tiefenfiltration (Säule mit großer Tiefe im Verhältnis zum Durchmesser bzw. zur Oberfläche) zu erwarten. Das Verhältnis von Filtertiefe zur Filteroberfläche war jedoch hier immer sehr viel kleiner als 1 (0,09 für Filter 1 und 0,29 für Filter 4).

Nach Kadlec (Kadlec and Wallace 2009) gilt grundsätzlich folgender Zusammenhang für die volumenbezogene Abbaurate  $K_v$  [1/d].

$$K_v = -\frac{1}{t} \times \ln\left(\frac{c - c^*}{c_0 - c^*}\right)$$

Vereinfachend wird die Hintergrundkonzentration nicht berücksichtigt, da sie bei der hohen Streuung der Messwerte nicht bedeutend ist und eine Sensitivitätsprüfung keinen Einfluss gezeigt hat. Dann kann folgende Gleichung für eine Prognose des Erwartungswertes der Ablaufkonzentration verwendet werden. Hierbei wird die Zeit  $t$  [d] durch den Kehrwert der behandelten Bettvolumina  $BV$  [1/d] ersetzt.

$$c = c_0 \times e^{\frac{-K_v}{BV}} \quad \text{für } c^*=0$$

Die Auswertung aller gemessener Zu- und Ablaufkonzentrationen der Filter lässt bei großer Streuung der Werte jedoch keine Abhängigkeit der Eliminationsrate von der Aufenthaltszeit im Filter erkennen. Erst durch die gezielten Versuche mit dem durch Schmutzwasser angereichertem Flusswasser, lässt sich unter konstanten Verhältnissen der Einfluss der Aufenthaltszeit bzw. der Durchsatzrate  $BV$  einigermaßen abschätzen.

In Abbildung 11 sind die bei verschiedenen Beschickungsraten  $BV$  gemessenen Eliminationen in Filter 1 und 4 für die Parameter *E. coli* und Intestinale Enterokokken dargestellt (Mittelwerte aus 2 bis 4 Messwerten pro  $BV$ ) und eine mittlere Umsatzrate  $K_v$  bestimmt. Die orangenen Werte geben die mit dem  $K_v$ -Modell geschätzten theoretischen Wirkungsgrade bei den entsprechenden Durchsätzen ( $BV$ ) wieder. Die Abweichung zwischen gemessenen und geschätzten Werten zeigt die Güte des Modells an. Die Streuung ist insbesondere bei Filter 1: *E. coli* besonders hoch.

Mit dieser Methode lässt sich die Filterwirkung des Filtertyps 1 mit der des Filtertyps 4 vergleichen (Tabelle 10). Demnach weist Typ 4 bei beiden Parametern die höhere Effizienz auf, was letztlich zu einer kleineren Flächenauslegung führt (vergl. Tabelle 12).

Tabelle 10 Mittlere Umsatzraten als Rechenwerte für *E. coli* und Intestinale Enterokokken

Rechenwerte (abgerundet)	$K_v$ <i>E. coli</i>	$K_v$ Intestinale Enterokokken
	[1/d]	[1/d]
Filtertyp 1 - 4/8 mm, unbepflanzt	9	18
Filtertyp 4 - 8/16 mm, bepflanzt	17	24

Im Vergleich zur Bilanzierung der Zu- und Ablaufwerte bei den Intestinalen Enterokokken nach Tabelle 9 wurden in diesem Versuch viel höhere Eliminationsgrade von etwa 90% festgestellt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die im Regelbetrieb festgestellten Gehalte sich eher an der unteren Bestimmungsgrenze bewegten. Beim Parameter *E. coli* liegen die Reduktionen auf ähnlichem Niveau.

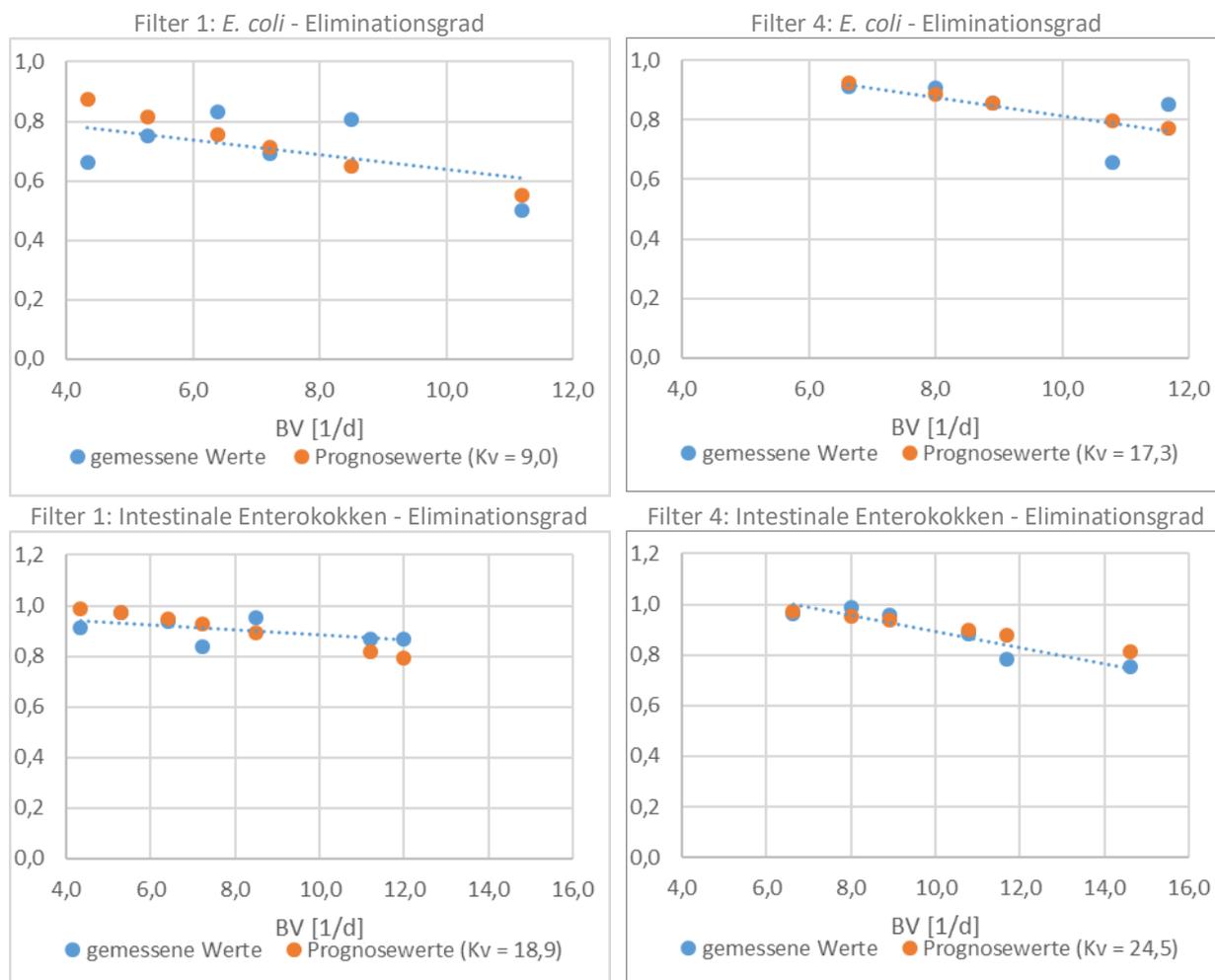


Abbildung 11 Vergleich gemessener Eliminationsraten mit Prognosewerten in Abhängigkeit vom Durchsatz (BV) unter Verwendung der jeweils genannten mittleren Umsatzrate  $K_v$  [1/d] für Filter 1 und Filter 4

#### 4.5 Wirksamkeit der UV-Nachbehandlung

Der UV Strahler wurde reihum den verschiedenen Filtern nachgeschaltet. Dabei wurden stets die Anforderungen an „ausgezeichnete“ Badewasserqualität eingehalten. Auch in den Fällen, in denen Schmutzwasser den Filtern zudosiert wurde.

Auf eine quantitative Auswertung wird hier verzichtet. Prinzipiell können UV-Anlagen so ausgelegt werden, dass eine Reduktion der Indikatororganismen um 3  $\log_{10}$ -Stufen sicher eingehalten werden kann. Als Bemessungsparameter ist hier neben dem Volumenstrom der spektrale Absorptionskoeffizient SAK bei 254 nm zu berücksichtigen.

Durch die vorgeschalteten Biofilter wurde der  $SAK_{254}$ -Wert von Juli bis September 2021 im Mittel von rund 16 auf 14 [1/m] herabgesetzt. Die Transmission verbesserte sich damit geringfügig von 69% auf 74%.

#### 4.6 Wasserqualität im Frischwasserbecken

Das auf dem Schiff befindliche Frischwasserbecken repräsentierte im Testfiltermodell den Unterlauf des Spreekanals. Die Beckensohle hatte eine Tiefe von 2 m und war damit etwas flacher als der Kanal, was aber für die Abbildung der realen Verhältnisse in einem Schwimmbereich ausreichend war. Im Zweifelsfall würde hierdurch wegen der besseren Belichtung eher eine zu hohe spezifische Algenproduktion entstehen.

Es konnte ein Zusammenhang zwischen Aufenthaltszeit und Sichttiefe im Frischwasserbecken beobachtet werden. Die Annahme war, dass sich bei langen Aufenthaltszeiten bzw. Stagnation eine Algenblüte entwickeln kann. Bei der konzeptionell angestrebten Aufenthaltszeit von 24 Stunden war die Sichttiefe immer im sehr guten Bereich, d.h. die Beckensohle (ca. 2 m Tiefe) war sehr gut sichtbar, womit der Anspruch in jedem Fall erfüllt ist. Eine scharfe Grenze für die maximal zulässige Aufenthaltszeit wurde nicht untersucht. In einem Zeitraum von August bis Oktober 2020 beim Betrieb mit einer Aufenthaltszeit von 36 h konnte keine Beeinträchtigung der Sichttiefe beobachtet werden.

Die Belastung mit Indikatorkeimen für fäkale Verunreinigungen lag in dem Becken in der Regel um ca. eine  $\log_{[10]}$ -Stufe niedriger als im Spreekanal. Auch während Mischwassereinleitungen in die Spree konnte eine signifikante Reduktion der Indikatorkeime für fäkale Verunreinigungen erreicht werden. Allerdings konnte nicht verhindert werden, dass unmittelbar nach Beginn der Mischwassereinleitungen, d.h. kurzzeitig für ca. einen bis zu zwei Tagen grenzwertüberschreitende Keimbelastungen im Filterablauf vorzufinden waren.

Die Zusammensetzung des Zooplanktons ist ein guter Indikator für die Veränderung der Wasserbeschaffenheit auf dem Weg von der Spree durch die Filter bis zum Frischwasserbereich. Tabelle 11 beschreibt die im Jahr 2020 vorgefundenen Verhältnisse (AKUT 2020). Ü bezeichnet den Filterüberstand und A den Ablaufschacht als Ort der Probenahme. FW ist der Ablaufbereich im Frischwasserbecken.

Tabelle 11 Veränderung des Zooplanktons auf dem Weg vom Spreekanal bis zum Frischwasserbecken (2020)

		Zulauf	F1 Ü	F1 A	F2 Ü	F3 Ü	F3 A	F4 Ü	F4 A	FW
Proben	n	7	7	7	7	7	7	6	7	7
Taxa	n	49	32	36	38	42	32	46	36	28
Abundanz	<b>MW</b>	<b>43</b>	<b>38</b>	<b>3</b>	<b>118</b>	<b>186</b>	<b>11</b>	<b>68</b>	<b>45</b>	<b>3</b>
[Ind./l]	MIN	6	8	1	5	8	1	9	1	1
	MAX	161	72	5	408	500	25	120	245	7
Biomasse	<b>MW</b>	<b>56</b>	<b>128</b>	<b>2</b>	<b>173</b>	<b>349</b>	<b>1</b>	<b>111</b>	<b>36</b>	<b>1</b>
[µg/l]	MIN	8	24	0,1	6	20	0,04	20	0,5	0,1
	MAX	246	231	7	543	810	3	260	233	2

Eine hohe Abundanz und Biomasse im Plankton der mit Pflanzen bestückten Filter (alle mit Ausnahme von Filter 1) zeigt, dass diese zu einer Erhöhung der biologischen Aktivität im Wasserkörper führten und Teil des Reinigungssystems darstellen. Dieses Plankton wurde offenbar auch bei der Filterpassage weitgehend zurückgehalten. Ein größerer Anteil wurde im Ablauf des gröberen und hydraulisch höher belasteten Filter 4 vorgefunden.

## 5 Schlussfolgerungen

### 5.1 Wasserbehandlungsbedarf

Nach Badegewässerverordnung sind grundsätzlich Maßnahmen zur Verringerung der Gewässerbelastung erforderlich, wenn an einem Badegewässer kurzzeitige Belastungen auftreten können.

Als Bewirtschaftungsmaßnahmen kommen hier prinzipiell die Verringerung der Einleitungen durch Mischwasserentlastungen und durch verschmutzte Niederschlagsabflüsse im Einzugsbereich des Gewässers in Frage. Hier stellt sich vor allem die Frage, welche Maßnahmen der Kanalraumbewirtschaftung in den großen Einzugsgebieten V und XII noch möglich sind und in welchem Zeitraum diese ggf. umgesetzt werden können. Außerdem steht die Abkopplung von Niederschlagswasser im Vordergrund. Bei derzeit noch unvermeidbaren Verschmutzungen aus Einleitungen und aus diffusen Quellen kommt hier eine zusätzliche Behandlung des Badewassers in Frage, weil es sich beim Spreekanal bzw. Kupfergraben um ein abgegrenztes Teilgewässer der Spree-Oder Wasserstraße handelt, das für die Schifffahrt keine Bedeutung mehr hat und nur noch im Hochwasserfall eine übergeordnete Funktion erfüllen muss.

Um das Ziel der guten Badewasserqualität nach BadegewVO zu erfüllen, muss das 95-Perzentil der im Fluss gemessenen *E. coli* Konzentration um mindestens 58 % bzw. 0,4 log<sub>[10]</sub>-Stufen und für Intestinale Enterokokken um mindestens 56% oder 0,4 log<sub>[10]</sub>-Stufen gesenkt werden.

Abbildung 12 zeigt hierzu die Häufigkeitsverteilung der beiden Parameter für die drei untersuchten Jahre 2018 – 2020 zwischen April und Oktober und den Bedarf für deren Reduktion. Hier wurden nur Tagesstichproben oder Tagesmittelwerte verwendet, die innerhalb der Bestimmungsgrenzen lagen. Sollte sich die Häufigkeit der Mischwasserüberläufe pro Jahr erhöhen, würde sich allerdings auch die Belastung im 95-Perzentil erhöhen. Insofern ist die Behandlungsanlage mit einer höheren Sicherheit auszulegen. Um diese Frage statistisch zu klären, ist allerdings eine Kanalnetzsimulation im Einzugsgebiet erforderlich, die auch die zu erwartenden klimatischen Veränderungen berücksichtigt.

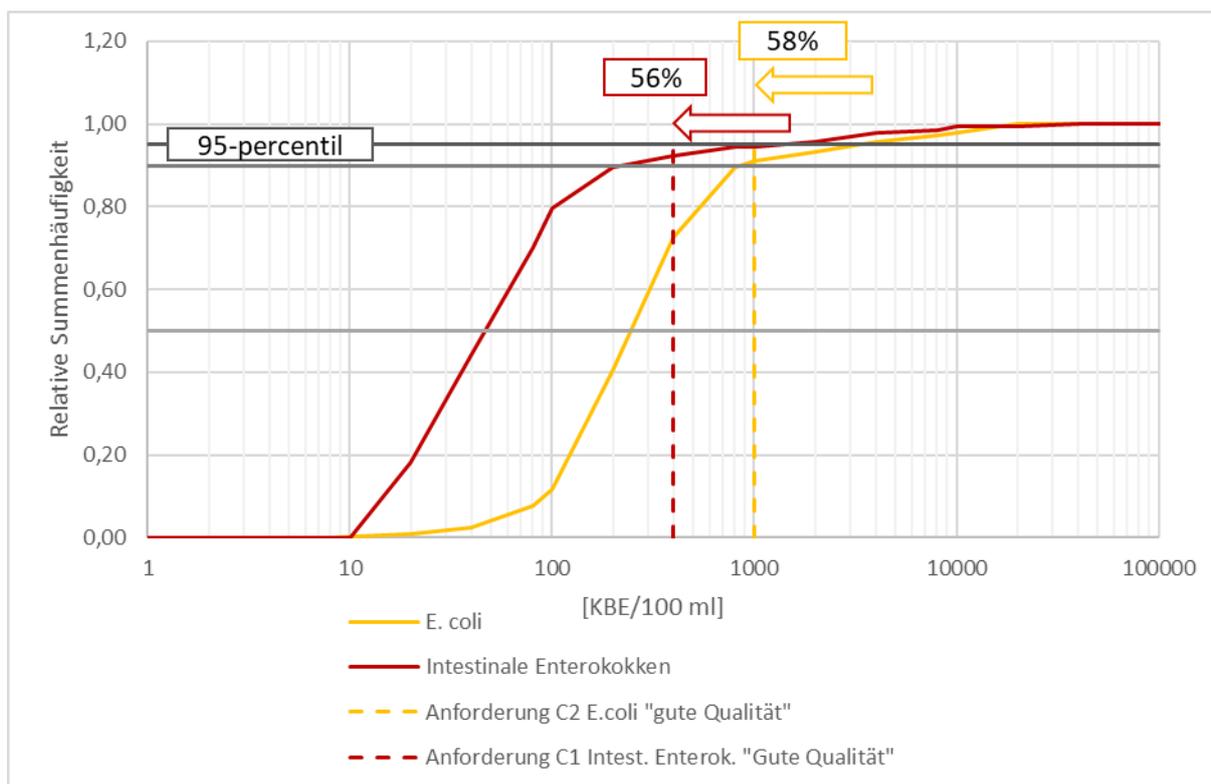


Abbildung 12 Wasserbehandlungsbedarf Spreekanal für Zielparame-ter nach 95-Perzentil gemäß BadegewVO

## 5.2 Filterbemessung

Der Filter ist zunächst nach seinen hydraulischen Eigenschaften zu bemessen. Je nach gewähltem Filtertyp und nach Einschätzung der zulässigen flächenbezogenen hydraulischen Belastung kann die mindestens erforderliche Filterfläche bei gegebenem  $Q = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw.  $43.200 \text{ m}^3/\text{d}$  berechnet werden.

Zur Abschätzung der mittleren Eliminationsleistung an Hand des Parameters *E. coli* ist die Höhe des Filterbetts und die aus den Versuchen geschätzte Umsatzrate  $K_v$  einzusetzen. Tabelle 12 zeigt Berechnungsbeispiele für verschiedene Filtervarianten. Die erste Variante spiegelt das Ausgangskonzept mit einem vollflächigen, 1 m tiefen Filter wieder. Die folgenden Varianten variieren in der gewählten spezifischen Flächenbeschickung  $q$ , der Filterbreite  $B$  und der Filtertiefe  $H$  und zeigen so die Potenziale zur Flächeneinsparung auf.

Die beiden Varianten 1 und 2 können hinsichtlich der erprobten Flächenbeschickung als gesichert angesehen werden. Variante 3 entspricht weniger als 50% der maximal getesteten Flächenbeschickung und Variante 4 entspricht der maximal getesteten Belastung. Insbesondere Variante 4 bedarf eines zusätzlichen hydraulischen Dauerbelastungsversuchs, um das Risiko einer möglichen Kolmation zu minimieren. Filter 4 wurde zudem nur mit einer Filtertiefe von 1,5 m getestet, was aber voraussichtlich keine wesentliche Einschränkung bei einer Vergrößerung der Filterschicht auf 2,0 m darstellt.

Für die Bemessung wird derjenige Parameter gewählt, der die niedrigeren Umsatzraten  $K_v$  aufweist, also *E. coli*.

In allen Varianten liegt die zu erwartende Reinigungsleistung deutlich über 60% und entspricht somit den Mindestanforderungen, die sich aus 5.1 ergeben. Begrenzender Faktor ist somit die zulässige hydraulische Filterkapazität, wonach die Flächengröße dann zu bestimmen ist.

Tabelle 12 Bemessungsbeispiel für die Elimination von *E. coli*

		Var 1 Filter Typ 1	Var 2 Filter Typ 4	Var 3 Filter Typ 4	Var 4 Filter Typ 4
(z1) $Q$ erforderlich	$\text{m}^3/\text{s}$	0,5	0,5	0,5	0,5
(z2) $q$ gewählt	$\text{m}/\text{d}$	6	9	12	24
(z3) $A$ Filter erford. (z1/z2)	$\text{m}^2$	7200	4800	3600	1800
(z4) $B$ Filter gewählt	$\text{m}$	18	8	8	6
(z5) $L$ Filter erford. (z3/z4)	$\text{m}$	400	600	450	300
(z6) $H$ Filter gewählt	$\text{m}$	1	1,5	1,5	2
(z7) $BV$ (z2/z6)	$1/\text{d}$	6	6	8	12
(z8) $K_v$ ( <i>E. coli</i> )	$1/\text{d}$	9	17	17	17
(z9) Effizienz ( <i>E. coli</i> ) = $1 - e^{(-K_v/BV)}$		78%	94%	88%	76%
Reduktion	$\text{Log}_{[10]}$	0,7	1,2	0,9	0,6

Eine Bemessung, auf Basis einer zu garantierenden maximalen Ablaufkonzentration von *E. Coli* oder anderen Keimen ist nicht möglich. Zu groß ist die in der Mikrobiologie übliche Streuung der Werte. Die erwartete Reinigungsleistung (Effizienz in Tabelle 12) ist ein Wert, der im Betriebsmittel erzielt werden kann. Eine deutlich höhere Sicherheit kann in Kombination eines Biofilters mit einer UV-Nachbehandlung erzielt werden.

### 5.3 Reinigungskonzept

Aufgrund der Erfahrungen mit dem Testfiltersystem kann das Reinigungskonzept grundsätzlich als geeignet angesehen werden. Bei der dargestellten Filterfläche ist die Reinigungsleistung ausreichend für die Erfüllung der Badegewässernorm, wenn lediglich die 95-Perzentile für die Indikatoren nach BadegewVO herangezogen werden. Im Normalfall, d.h. zur überwiegenden Zeit des Jahres bewirkt der Filter eine nachhaltige Reduktion der Keimbelastung und damit eine Verbesserung der Wasserqualität.

Um zusätzlich Sicherheit für die Kappung der hohen Belastungsspitzen nach einem Mischwasserereignis zu erzielen, und die Wirkung sonstiger potenzieller nicht untersuchter Keime zu verringern, wird die temporäre Nachschaltung einer UV-Anlage vorgeschlagen. Diese würde zugeschaltet werden, wenn über die automatischen Pegelmessstellen der BWB ein Mischwasserüberlauf gemeldet wird. Entsprechend des aktuellen Abflusswertes und der daraus resultierenden Aufenthaltszeit in der Spree reicht dann die Einschaltung der Strahler für ein bis drei Tage.

Maßgeblich für den kritischen Zeitraum ist vor allem der Gesamtdurchsatz der Spree. Um diesen Einfluss bei der Betriebsführung berücksichtigen zu können, stehen die online verfügbaren Abflussdaten der Messstelle Sophienwerder zur Verfügung. Darüber lässt sich die Aufenthaltszeit des Wasservolumens im Mischwassergebiet ab der Eisenbrücke und damit das Eintreffen des unbelasteten Wassers aus der Vorstadtspreet nach einem Mischwasserüberlauf errechnen. Schließlich könnte das vom KWB im Rahmen des BMBF-Vorhabens FLUSSHYGIENE (Umweltbundesamt 2020) entwickelte Prognosemodell zur Entwicklung der Keimbelastung in der Spree eingesetzt werden.

Als Vorbehandlung ist der Absetzraum im Kanal vor dem Filter einzubeziehen. Schiffsverkehr an dieser Stelle sollte hierbei soweit wie möglich vermieden werden. Das gesamte Multibarrierenkonzept besteht weiterhin aus einer Tauchwand (30 cm tief) vor dem Filter, dem biologischen Vertikalfilter und schließlich dem bei Bedarf einzuschaltenden UV-Reaktor.

Schließlich ist eine Minimierung des Ressourcenverbrauchs und der Bau- und Betriebskosten anzustreben. Unter diesem Gesichtspunkt wäre die Filterfläche auf das hydraulisch Mögliche zu verkleinern. Wenn dadurch und durch eine seitliche Filteranordnung auf einen Düker für den Hochwasserabfluss verzichtet werden könnte, wären erhebliche konstruktive Einsparungen möglich. Bei einer in näherer Zeit zu erwartenden deutlichen Verkürzung des Badestellenbereiches (Halbierung) könnte der Abfluss im Spreekanal ebenfalls auf 0,25 m<sup>3</sup>/s d.h. auf 21.600 m<sup>3</sup>/d verringert werden. In diesem Fall würde Filterttyp 4 mit einer Fläche von 1.800 m<sup>2</sup> voraussichtlich bereits ausreichen.

Die Aufenthaltszeit des Wassers im Badebereich läge somit immer noch bei der angestrebten Zeit von 24 Stunden, was für die Badewasserqualität kein Risiko darstellt. Der Mindestabfluss bzw. Wasseraustausch im Badebereich sollte mindestens bei 1,2 m<sup>3</sup> pro Badegast und Tag liegen, wenn sich die Keimbelastung durch *E. coli* um nicht mehr als 10 KBE/100 ml erhöhen soll. Unter der Annahme, dass täglich geschätzte 2.000 Schwimmer in das Gewässer steigen, stünden rechnerisch 10 m<sup>3</sup> Flusswasser pro Person zur Verfügung.<sup>2</sup> Die genannten Besucherzahlen sind rein hypothetisch und dienen nur der Abschätzung von Potenzialen.

Wird auf die Investition einer betriebskostenintensiven UV-Anlage verzichtet, besteht auch die Möglichkeit, den Abfluss über den Spreekanal kurzzeitig (ein bis zwei Tage nach Mischwasserabschlägen) zu unterbinden, bis sich die Wasserqualität wieder deutlich verbessert hat (z.B. *E. coli* < 10<sup>4</sup> KBE/100 ml). Damit könnte auch eine besonders hohe Sicherheit erzielt werden und der Biofilter reichte aus.

---

<sup>2</sup> Emissionsfaktoren für Badegäste nach FLL (2011): *E. coli* = 1,2x10<sup>5</sup> KBE/BG/d

Die damit verbundene kurzzeitige Stagnation im Spreekanal ist hinsichtlich der potenziellen Algenentwicklung nicht problematisch. Nach Wiederherstellen des normalen Durchflusses würde deren Konzentration ggf. wieder sinken.

## 6 Ausblick für die Projektentwicklung

Aufgrund der Erkenntnisse kann abgeleitet werden, dass für eine Projektplanung der Ansatz eines verkleinerten und seitlich an der rechten Uferseite anliegenden Filterfläche in vieler Hinsicht vorteilhaft ist und dabei eine sehr gute Nutzbarkeit des gesamten über 850 Meter reichenden Schwimmbereichs als Badegewässer gewährleistet wird. Der wesentliche Vorteil dieser Variante liegt in dem damit ermöglichten Wegfall eines unter dem Filter liegenden Dükers, was erhebliche ökonomische und ökologische Vorteile und eine wesentlich vereinfachte konstruktive Umsetzung des Projektes ermöglicht. Weitere Vorteile bestehen in der prinzipiellen und überwiegenden Wahrung der Gestalt des Kanals als offene Wasserfläche, von der nun lediglich ein schmaler Bereich vom Filter eingenommen wird (Denkmalschutz) und durch die Perspektive, auch die bestehende Wehranlage erhalten zu können.

Dem gegenüber besteht nur eine geringe Wahrscheinlichkeit, dass aus der Verkleinerung der Filterfläche Nachteile für den späteren Betrieb entstehen. Im Grundsatz kann davon ausgegangen werden, dass ein sicherer Betrieb mit einem wesentlich geringeren Volumenstrom als den ursprünglich zu Grunde gelegten  $0,5\text{m}^3/\text{s}$  gewährleistet werden kann. Bei einer Verringerung des Volumenstroms entstehen effektive Einschränkungen nur durch eine möglicherweise stärkere Abnahme der Sichttiefe durch eine Zunahme von Algen als Folge des verlängerten Aufenthalts des gefilterten Wassers im Schwimmbereich.

Die Versuche haben gezeigt, dass bei einer Aufenthaltszeit von 24 Stunden dieser Effekt vernachlässigbar ist. Von daher ist davon auszugehen, dass bei einem halbierten Volumenstrom von  $0,25\text{m}^3/\text{s}$  für die erste Hälfte des Schwimmbereichs, das heißt innerhalb von 24 Stunden, keine Verschlechterung der Transparenz auftreten wird.

Die Sichttiefe in den Versuchen lag dann immer über 1,8 m. Erst eine Sichttiefe von weniger als 0,5 m wird im allgemeinen als Risiko für den Fall der Wasserrettung bewertet. Sollte es aufgrund der verlängerten Fließzeit im nachfolgenden Gewässerabschnitt zu solch einer Verschlechterung der Transparenz kommen, dann sollte vor dem Baden gewarnt werden, obwohl dies nach Badegewässerverordnung nicht erforderlich wäre. Dies könnte z.B. mit Hilfe einer automatischen Trübungsmessung im Spreekanal realisiert werden. Andererseits konnte in den Versuchen keine scharfe Grenze festgestellt werden, ab welcher Aufenthaltszeit mit einer deutlichen Verringerung der Sichttiefe zu rechnen ist. So konnte für einige Wochen auch bei 36 Stunden Aufenthaltszeit keine erhöhte Trübung gesehen werden.

Wie gezeigt wurde, stellt der verminderte Abfluss von  $0,25\text{m}^3/\text{s}$  in Bezug auf die Keimbelastung durch eine hohe Anzahl von Badegästen kein reelles Risiko dar, vor allem weil der Zugang zum Wasser durch die Anzahl und Größe der Wassereinstiegsstellen deutlich begrenzt ist und im Zweifelsfall außerdem betrieblich regulierbar ist.

In der heute absehbaren Projektentwicklung erscheint eine Nutzung des nördlichen Kanalabschnitts erst nach Abschluss der Bauarbeiten an der Museumsinsel realistisch. Deshalb besteht in der Projekt-“Anlaufphase“ in der zunächst nur der südliche Abschnitt (bis Eiserne Brücke) genutzt werden soll, ausreichend Zeit um festzustellen, ob Effekte einer zu starken Trübung am Ende des Schwimmbereichs (Monbijoubrücke) überhaupt auftreten. Parallel können in dieser Phase die Spielräume hinsichtlich einer temporären oder dauerhaften Erhöhung des Volumenstroms der Filter durch Versuche

ermittelt werden, so dass bis zur Eröffnung des nördlichen Abschnitts des Schwimmbereichs feststeht, bis zu welchem Wert im Bedarfsfall auch mit einer Erhöhung des Volumenstroms reagiert werden kann.

## 7 Danksagung

Die Untersuchungen wurden vom Flussbad Berlin e.V. beauftragt und vom Land Berlin gefördert. Wir danken den Unternehmen Xylem, Rehau und ARGEX (Belgien) sowie dem FG Siedlungswasserwirtschaft der TU-Berlin, die durch kostenlose Bereitstellung von Anlagenteilen und Geräten diese Untersuchungen ermöglicht haben. Zudem haben zahlreiche Studierende verschiedener Hochschulen im Rahmen von Bachelor- und Masterarbeiten oder Praktika zu den Ergebnissen beigetragen.

## 8 Literatur

- AKUT 2018 *Vorläufiger Endbericht Betriebszeitraum 2017-2018: Flussbad Berlin Testfilter*, AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner, Berlin.
- AKUT 2019 *Auswertung 2019: Flussbad Berlin Testfilter*, AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner, Berlin.
- AKUT 2020 *Betriebsbericht 2020: Flussbad Berlin Testfilter*, AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner, Berlin.
- DWA 2017 *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers*, November 2017, DWA-Regelwerk, **A 262**. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef.
- DWA 2019 *Retentionsbodenfilteranlagen*, 1. Auflage, DWA-Regelwerk, **A 178**. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, Hennef.
- Europäisches Parlament 2006 *RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG: EU-Badegewässerrichtlinie*.
- FLL 2011 *Richtlinien für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- & Badeteiche)*. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V., Bonn.
- Flussbad Berlin e.V. 2015 *Vertiefende Konzeption Flussbad Berlin: Überprüfung, Veränderung und Weiterentwicklung ausgewählter Aspekte des städtebaulichen Konzepts „Flussbad Berlin“*, Dokumentversion 24.6.2015.
- Kadlec, R. H. and Wallace, S. D. 2009 *Treatment wetlands*, 2. ed. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Sagebiel, D. 2019 *Stellungnahme des LAGeSo zum Vorhaben Flussbad Berlin im Rahmen des informellen Behördenbeteiligungsverfahrens*.
- Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz 2008 *Verordnung über die Qualität und Bewirtschaftung der Badegewässer: Badegewässerverordnung*, **64**.
- Umweltbundesamt 2020 *Leitfaden zum Umgang mit „kurzzeitigen Verschmutzungen“ in Flussbadegewässern*. Erarbeitet im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im Verbundprojekt „Hygienisch relevante Mikroorganismen und Krankheitserreger in multifunktionalen Gewässern und Wasserkreisläufen - nachhaltiges Management unterschiedlicher Gewässertypen Deutschlands“ (FLUSSHYGIENE). Förderkennzeichen 02WRM1364, Dessau-Roßlau.