Weber Ingenieure

14301-48340

Stadt Weinstadt

Kläranlage Weinstadt

Realisierung einer Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Weinstadt

---

Machbarkeitsstudie 2018

Pforzheim, den 20.08.2018

(i.V. Dipl.-Ing. Mario Bitsch)

(i.V. Dr.-Ing. Corinna Knocke)

Weber-Ingenieure GmbH
Bauschlotter Straße 62
75177 Pforzheim
Telefon: 07231 583-0
Telefax: 07231 583-100

INHALT

Seite

1 Allgemeines 1

1.1 Veranlassung 1

1.2 Vorgehensweise 1

1.3 Planungsgrundlagen 2

2 Organische Spurenstoffe im Kontext der Abwasserbehandlung 3

2.1 Definition und Wirkung von Spurenstoffen 3

2.2 Eintragspfade organischer Spurenstoffe in die aquatische Umwelt 4

2.3 Gesetzliche Regelungen 5

2.4 Auswahl gewässerrelevanter Spurenstoffe 8

3 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen 10

3.1 Entfernungsmechanismen der konventionellen mechanisch-biologischen Abwassereinigung 10

3.2 Adsorptive Verfahren 12

3.2.1 Spurenstoffentfernung mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK) 12

3.2.2 Spurenstoffentfernung mittels granulierter Aktivkohle (GAK) 16

3.3 Oxidative Verfahren 19

3.3.1 Ozonung 19

3.4 Kostenbetrachtungen für die Verfahren zur Spurenstoffelimination 24

3.5 Gegenüberstellung der Verfahren 25

4 Wasserwirtschaftliche Situation am Standort der KA Weinstadt 27

4.1 Anlagenkonfiguration 27

4.2 Reinigungsanforderungen 30

5 Aktuelle Belastung, Betriebseinstellungen und Reinigungsleistung 32

5.1 Vorbemerkung 32

5.2 Hydraulische Belastung 32

5.3 Stoffliche Belastung 33

5.4 Reinigungsleistung 34

5.5 Betriebsparameter (TS-Gehalt und ISV) 37

6 Spurenstoffscreening der Kläranlage Weinstadt 38

6.1 Angaben zur Messkampagne 38

6.1.1 Angaben zur Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik 38

6.1.2 Analyseumfang 39
6.2 Vorkommen der Spurenstoffe im Zu- und Ablauf 40
6.3 Elimination 42

7 Ermittlung des Bemessungszuflusses für die Spurenstoffelimination 45

7.1 Vollstrom- vs. Teilstrombehandlung 45
7.2 Bemessungswassermenge 46
7.2.1 Gesamtanlage 46
7.2.2 Kläranlagenbereich Süd 48
7.2.3 Kläranlagenbereich Nord 50

8 Konzepte für die Kläranlage Weinstadt zur Spurenstoffelimination 52

8.1 Örtliche und technische Randbedingungen 52
8.2 Einbindung in den bestehenden Wasserweg 53

9 Auswahl geeigneter Verfahrenskombinationen und Varianten für die Umsetzung auf der Kläranlage Weinstadt 54

9.1 Allgemeines 54
9.2 Bewertung und Auswahl möglicher Verfahrenskombinationen 54

10 Ausarbeitung von Anlagenkonzepten für die Kläranlage Weinstadt 56

10.1 Integration und Einbindung der 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage 56
10.2 Variante 3a: PAK-Adsorption (Vollredundanz zum NKB) im Teilstrom mit nachgeschalteter Tuchfiltration im Teilstrom 57
10.2.1 Auslegung PAK-Adsorptionsstufe 58
10.2.2 Auslegung Tuchfilter 62
10.3 Variante 4a: PAK-Adsorption (Vollredundanz zum NKB) + Tuchfiltration im Vollstrom 62
10.3.1 Auslegung PAK-Adsorptionsstufe 64
10.3.2 Auslegung Tuchfilter 66
10.4 Variante 4b: PAK-Adsorption (Teilredundanz) + Tuchfiltration im Vollstrom 66
10.4.1 Auslegung PAK-Adsorptionsstufe 68
10.4.2 Auslegung Tuchfilter 72
10.5 Zusammenfassende Darstellung der technischen Merkmale der untersuchten Varianten 73

11 Variantenvergleich, -bewertung und Empfehlung 75

11.1 Investitionen 75

11.2 Betriebskosten 76
11.2.1 Variante 3a 76
11.2.2 Variante 4a 76
11.2.3 Variante 4b 77
11.3 Jahreskosten 78
11.4 Nutzwertanalyse 79

12 Novellierung der P-Grenzwerte 80

12.1 Hintergrund 80
12.2 Beurteilung der geplanten Novellierung der P-Grenzwerte in Bezug auf die Kläranlage Weinstadt 81

13 Zusammenfassung 82

14 Anhang 85

14.1 Analyseergebnisse des TZW Karlsruhe vom 17.04.2018 85
14.2 MNQ- und MQ-Abflussquerschnitt Rems 87

15 Literatur 88

1 Allgemeines

1.1 Veranlassung

Rückstände von Medikamenten, Röntgenkontrastmittel und sonstige Chemikalien, die in konventionellen kommunalen Kläranlagen nicht vollständig abgebaut werden konnten, stehen immer mehr in der Diskussion bei der Öffentlichkeit und Politik. Erst einmal im Wasserkreislauf vorhanden, gefährden sie nicht nur unsere Oberflächengewässer und deren Lebensgemeinschaften, sondern auch das Grundwasser und unser Trinkwasser. Insbesondere in der Schweiz, den Niederlanden und in Deutschland wird die Spurenstoffbelastung der Gewässer durch Kläranlageneinleitungen und mögliche Vermeidungs- und Verminderungsansätze diskutiert.

Die Stadt Weinstadt hat die Weber-Ingenieure GmbH beauftragt eine Machbarkeitsstudie zur Realisierung einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Weinstadt zu erarbeiten.

1.2 Vorgehensweise

Zunächst wird in den Themenkomplex organische Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt eingeführt. Hierbei wird auf das Vorkommen und den Eintrag dieser Stoffe in die aquatische Umwelt sowie auf die derzeitigen gesetzlichen Rahmenbedingungen eingegangen. Anschließend werden mögliche Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination, welche bereits auf kommunalen Kläranlagen Anwendung finden, sowie mögliche verfahrenstechnische Ausführungen vorgestellt und diskutiert.

Die hydraulische und stoffliche Belastung der Kläranlage Weinstadt werden statistisch ausgewertet und auf Plausibilität überprüft, mit dem Ziel der Festsetzung der Randbedingungen für die Implementierung einer Anlage zur Spurenstoffelimination. Hierzu werden die Betriebsaufzeichnungen der Jahre 2015 bis 2017 herangezogen.

Des Weiteren werden für die unterschiedlichen Verfahren zur Spurenstoffelimination die notwendigen Bauwerke/ Aggregate ausgelegt und die erforderlichen Investitionen und Betriebsaufwendungen abgeschätzt. Eine Bewertung der Integration und des Nutzen einer Filtrationsstufe erfolgt für alle Verfahren zur Spurenstoffelimination. Abschließend werden auf Basis der ausgearbeiteten Ergebnisse Empfehlungen für das weitere Vorgehen formuliert.

1.3 Planungsgrundlagen

- Betriebsaufzeichnungen 2015 – 2017
- Wasserrechtliche Erlaubnis vom 02.09.2016
- R+I-Schema der Kläranlage Weinstadt
- Entwurfsplanung zur Erweiterung der Kläranlage Weinstadt, aufgestellt durch die Kommunale Vereinigung für Wasser, Abfall- und Energiewirtschaft r.V., 1995
- Lageplan der Kläranlage Weinstadt
- Analyseergebnisse Spurenstoffe der Probenahme vom 17.04.2018 bis zum 18.04.2018 des TZW, Karlsruhe

2 Organische Spurenstoffe im Kontext der Abwasserbehandlung

2.1 Definition und Wirkung von Spurenstoffen

Der Begriff organische Spurenstoffe wurde in die wissenschaftliche Diskussion vor dem Hintergrund der verbesserten analytischen Nachweisverfahren und dem damit einhergehenden verstärkten Nachweis von organischen Chemikalien in Konzentrationen von kleiner eins in eine Millionen (µg/L, ppm) in der aquatischen Umwelt eingeführt [1]. Damit sollte eine Abgrenzung zu den Makroschadstoffen vorgenommen werden, die räumlich oder zeitlich in ungewöhnlich hohen Konzentrationen vorkommen und dadurch akuten Schaden verursachen. Heute werden Substanzen als Spurenstoffe bezeichnet, die bereits in sehr niedrigen Konzentrationen – von wenigen ng/L bis einigen µg/L – in den Gewässern ubiquitär vorkommen, wobei die anorganischen und geogen bedingten Verbindungen meistens von der Begriffsdefinition ausgeschlossen werden [2]. Unter dem Sammelbegriff der „Spurenstoffe“ (teilweise auch als Mikroverunreinigungen bzw. Mikroschadstoffe tituliert), wird ein heterogenes Spektrum an strukturell unterschiedlichen Substanzen zusammengefasst.

Hierzu zählen neben den „klassischen“ persistenten organischen Schadstoffen (POPs persistent organic pollutants), wie bspw. den Dioxinen und polychlorierten Biphenylen, auch Begleit- und Inhaltsstoffe aus alltäglichen Konsumgütern, Wirkstoffe aus dem Gesundheits- und Medizinwesen, Industriechemikalien, Biozide und Pestizide. In der Europäischen Union sind über 100.000 synthetische organische Chemikalien registriert, wovon rd. 30.000 - 50.000 täglich in den verschiedensten Bereichen eingesetzt werden.

Bis heute wurden mehr als 150 Arzneimittelwirkstoffe und eine Vielzahl anderer Substanzen aus Haushalt und Industrie in verschiedenen Gewässern der ganzen Bundesrepublik nachgewiesen [3]. Die am häufigsten nachgewiesen Arzneimittelwirkstoffe sind jodierte Röntgenkontrastmittel, das Antiepileptikum Carbamazepin, das Analgetikum/Antiphlogistikum Diclofenac, das Antibiotikum Sulfamethoxazol, Lipidsenker, Beta-Blocker und synthetische Hormone. Für die Zukunft kann von einem demografisch bedingten Mehrverbrauch an Medikamenten ausgegangen werden, der in erster Linie auf die vermehrte Behandlung chronischer Erkrankungen zurückzuführen ist. Weitere Trends, die einen Anstieg des Arzneimittelverbrauchs bewirken, sind die steigende Gesundheitsvorsorge und die Lifestyle-Medikation [4].

Der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) geht von bis zu 5.000 Substanzen aus, die eine potenzielle Umweltrelevanz besitzen können [5]. Dabei bezieht sich die Umweltrelevanz der Spurenstoffe vor allem auf die toxische Wirkung, die sie auf aquatische Organismen ausüben können. Weiterhin können einige der Substanzen in das hormonelle System von Lebewesen eingreifen, da sie ähnliche Strukturen wie natürliche Hormone besitzen. Schädigende Effekte können dabei bereits durch äußerst geringe Konzentrationen hervorgerufen werden. Wenige Erkenntnisse liegen bislang über mögliche kombinatorische Effekte von Stoffmischungen in den Gewässern sowie über deren Langzeitwirkung vor.

Derzeit ist in Bezug auf die menschliche Gesundheit keine Schadwirkung der Spurenstoffe durch die in den Gewässern vorliegenden Konzentrationen bekannt.

2.2 Eintragspfade organischer Spurenstoffe in die aquatische Umwelt

Aus dem vielfältigen Einsatz der Chemikalien resultiert die hohe Anzahl potenzieller Eintragsquellen und das komplexe Eintragsmuster organischer Spurenstoffe in die aquatische Umwelt. Je nach Substanz und Anwendung erfolgt der Eintrag in die Gewässer über häusliche und industriell-gewerbliche Abwässer, Oberflächenabfluss, Versickerung und Grundwasserabfluss. Das Vorliegen von organischen Spurenstoffen in der aquatischen Umwelt ist anthropogen bedingt (d.h. vom Menschen verursacht). Ein Großteil dieser Stoffe ist in Produkten enthalten, die im alltäglichen Gebrauch zur Anwendung kommen. Dadurch gelangen sie, selbst bei bestimmungsgemäßer Verwendung, ins Abwasser. (Abbildung 1)

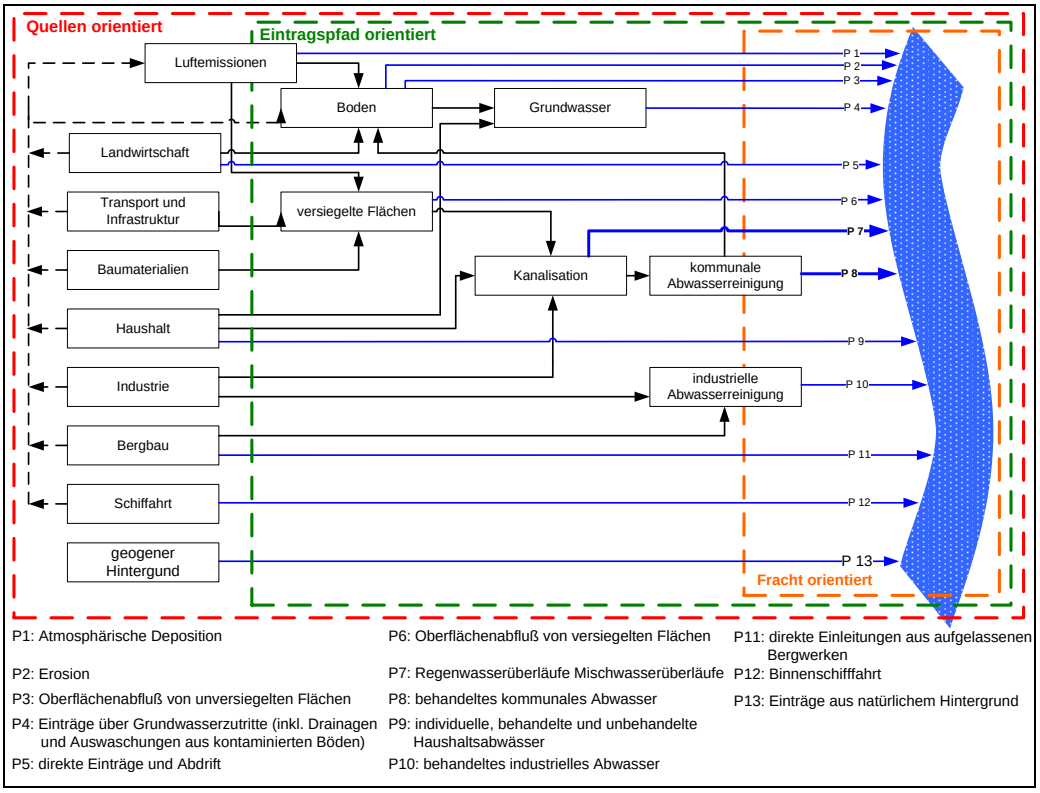


Abbildung 1: Primäre Eintragspfade in die Oberflächengewässer [6]

Abwassertechnische Anlagen stellen den frachtrelevantesten Eintragspfad für die meisten Klassen organischer Mikroverunreinigungen in die Gewässer dar. Arzneimittelwirkstoffe, Industrie- und Haushaltschemikalien sowie Körperpflegemittel gelangen aufgrund ihrer Bestimmung, Anwendung und unsachgemäßer Entsorgung ins kommunale Abwasser. Auch ein nicht unerheblicher Anteil an Pestiziden gelangt aufgrund ihrer vermehrten privaten bzw. städtischen Anwendung ins kommunale Abwasser.

2.3 Gesetzliche Regelungen

Bisher hat allein die Schweiz den Ausbau von 70 bis 100 kommunalen Kläranlagen zur gezielten Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser beschlossen. Hierzu wurde im Jahr 2014 das Gewässerschutzgesetz geändert und eine gesamtschweizerische zweckgebundene Finanzierung für den Ausbau vereinbart. Die für den Vollzug relevante Gewässerschutzverordnung wurde im Herbst 2015 entsprechend angepasst.

Verbindliche europäische und/oder nationale gesetzliche Vorgaben zum Umgang mit den Spurenstoffen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft existieren bisher nicht. Derzeit werden auf verschiedenen Ebenen (EU, Bund und Bundesländer) Maßnahmen bzw. Strategien zum Umgang mit dieser Stoffgruppe erarbeitet.

Europäische Ebene

Die Gewässerqualität wird durch Anforderungen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (EU-WRRL) und ihrer Tochterrichtlinien (2006/118/EG Grundwasserrichtlinie und 2008/105/EG Umweltqualitätsnormen) vorgegeben. Das zentrale Ziel der EU-WRRL ist es, einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer bis zum Jahr 2015 bzw. bei Fristverlängerungen bis 2021 oder 2027 zu erreichen. Ein Oberflächenwasserkörper muss für einen guten Zustand bestimmte chemische und ökologische Kriterien erfüllen.

Der gute chemische Zustand eines Gewässers wird anhand von Umweltqualitätsnormen (UQN) bewertet und ist erreicht, wenn die EU-weit als prioritär anerkannten Substanzen nicht in höherer Konzentration vorkommen als in den Umweltqualitätsnormen festgelegt ist. Im August 2013 wurde diese 33 Stoffe umfassende Liste (Anhang X) fortgeschrieben und um 12 Stoffe erweitert, so dass nunmehr 45 Stoffe bzw. Stoffgruppen durch die Richtlinie geregelt werden. Für Stoffe, die aufgrund ihrer Stoffeigenschaften als prioritär gefährlich identifiziert wurden (aktuell 21 Stoffe), sind Gewässereinträge künftig grundsätzlich zu begrenzen (Phasing-Out Verpflichtung, schrittweise Einstellung innerhalb von max. 20 Jahren), mit dem Ziel die abgeleiteten Umweltqualitätsnormen (UQN) zu unterschreiten. Diese stoffbezogenen Regelungen zur Beurteilung des chemischen Zustands beinhalten aber nicht die „neue“ Stoffgruppe der hier diskutierten organischen Spurenstoffe.

Der ökologische Zustand eines Gewässers wird anhand der vorkommenden Arten an Fauna sowie Flora ermittelt. Unterstützend zur Beurteilung werden die Wasserbeschaffenheit, der Zustand von Gewässerbett, Ufer und Aue sowie allgemeine physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe mitberücksichtigt. Welche chemischen Stoffe untersucht und zur Ermittlung des ökologischen Zustands eines Gewässers herangezogen werden, ist jedoch nicht EU-weit, sondern national geregelt. Hierzu wurde im Juli 2011 die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) neu verabschiedet. Insgesamt umfasst die neue Liste der flussgebietsspezifischen Schadstoffe 62 Substanzen. Auch hierunter sind keine Arzneimittelwirkstoffe.

Die Diskussion stoffbezogener Regelungen für die neue Stoffgruppe der organischen Spurenstoffe begann durch die Einführung der sog. Beobachtungsliste („Watch-Liste“) am 24.08.2013 (Amtsblatt der Europäischen Union, L 226/1-17). Über die Beobachtungsliste werden europaweit Verbreitungsdaten für diese Stoffe generiert, um das Risiko dieser Stoffe für die aquatische Umwelt bewerten zu können. Die Liste vom 24.3.2015 führte insgesamt 17 Stoffe auf, die es zu beobachten gilt. Darin enthalten sind die drei Estrogene 17-α-Ethinylestradiol, 17-β-Estradiol, Estron, das Schmerzmittel Diclofenac sowie die drei Antibiotika Erythromycin, Clarithromycin, Azithromycin [7]. Die neue Beobachtungs-Liste vom 05. Juni 2018 (Amtsblatt der Europäischen Union, L 474/110) listet den Arzneimittelwirkstoff Diclofenac nicht mehr auf, da nach Ansicht der Kommission ausreichend hochwertige Überwachungsdaten vorliegen. Wann die nun folgende Risikobewertung für Diclofenac abgeschlossen ist, ist zum heutigen Zeitpunkt nicht bekannt. Auf der aktuellen Watch-List sind u.a. Antibiotika Amoxicillin und Ciprofloxacin aufgeführt [8].

Spurenstoffstrategie des Bundes

Der Bund hat im November 2016 den sogenannten Stakeholderdialog zur Entwicklung einer „Spurenstoffstrategie des Bundes“ gestartet. Hierzu wurden Vertreter(innen) unterschiedlicher Stakeholder eingeladen um Empfehlungen an die Politik zur Minderung des Spurenstoffeintrags in die Gewässer zu erarbeiten.

Das Ergebnis der ersten Phase dieses Dialogs wurde Ende Juni 2017 der Bundesumweltministerin vorgestellt [9]. Insgesamt wurden 14 Handlungsempfehlungen erarbeitet. Diese lassen sich in Minderungsstrategien

- an den Quellen
- in der Anwendung
- auf Basis nachgeschalteter Maßnahmen

untergliedern. Hinzu kommen die Empfehlungen zur Festlegung relevanter Spurenstoffe als auch zur Erarbeitung eines Vorschlags für die Finanzierung der einzelnen Maßnahmen. Seit Anfang 2018 wird in fachspezifischen Arbeitsgruppen über Möglichkeiten zur Realisierung dieser Maßnahmen diskutiert. Die Ergebnisse hierzu sollen im Frühjahr 2019 vorgestellt werden.

Neben Einzelstoff betreffende, quellenorientierten Maßnahmen (Eintragsverbote, Anwendungsbeschränkungen, Substitution und Entwicklung harmloserer Ersatzstoffe, umweltgerechtere Entsorgungswege), bieten Maßnahmen zur weitergehenden Behandlung des Abwassers auf kommunalen Kläranlagen ein großes Potenzial, um den Eintrag von Spurenstoffen in die Gewässer zu reduzieren. Diese Maßnahmen werden in erster Line durch den Vorsorgegrundsatz der Daseinsvorsorge begründet.

Spurenstoffstrategie Baden-Württemberg

Das Land Baden-Württemberg hat im Jahr 2012 einen Spurenstoffbericht veröffentlicht. Als wichtige Bausteine der Spurenstoffstrategie sind folgende Aspekte zu nennen [10]:

- Förderung des Ausbaus von Kläranlagen auf freiwilliger Basis
  Kläranlagen, welche große Frachten an Spurenstoffen in die Gewässer eintragen und/oder in empfindliche Gewässer einleiten. Hierzu gehören Gewässer, die für die Trinkwassergewinnung genutzt werden sowie kleine Gewässer mit einem hohen Abwasseranteil. Ein wesentlicher Schwerpunkt stellt der Bodensee dar.
- Aufbau eines Kompetenzzentrums zur Unterstützung von Betreibern, Behörden und Planer bei der Einführung der neuen Technologien.
- Verbesserung der Datenlage bezüglich Vorkommen und Eintragspfade
- Vorrang der Reduzierung von Spurenstoffen im Abwasser von industriellen und gewerblichen Betreibern gegenüber der zentralen Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen
- Sanierung undichter Abwasserkanäle
- Aufklärung der Bevölkerung über die richtige Entsorgung von Arzneimitteln

Baden-Württemberg hat unter dem Gesichtspunkt der Vorsorge bereits vor einigen Jahren damit begonnen, Kläranlagen an besonders empfindlichen Gewässern oder an Belastungsschwerpunkten mit einer weitergehenden Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination auszurüsten.

2.4 Auswahl gewässerrelevanter Spurenstoffe

Die Substanzauswahl ist bei den zahlreichen bislang durchgeführten Untersuchungsvorhaben nicht einheitlich. In der Regel werden aus verschiedenen Stoffgruppen wie Bioziden, Industriechemikalien und Arzneimittelwirkstoffen einzelne Substanzen ausgewählt und untersucht. Die Analytik ist dabei sehr aufwendig und kann nicht in den eigenen Betriebslaboren erfolgen. Die unterschiedliche Vorgehensweise bei der Probenahme und -aufbereitung erschwert zusätzlich die Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen.

Das Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS-BW) gab im Oktober 2014 eine Handlungsempfehlung zur Vergleichskontrolle und Betriebsüberwachung von Reinigungsstufen zur Spurenstoffelimination heraus, die auch eine Substanzauswahl enthält [11]. Die Substanzauswahl wurde im März 2017 aktualisiert [13]. Dabei wird zwischen einer umfangreichen, 48 Spurenstoffe umfassende Liste für die Vergleichskontrolle (Spurenstoffliste A) und einer reduzierte Liste (11 Stoffe) zur Überprüfung der Spurenstoffelimination einer Aktivkohleanlage (Spurenstoffliste B1) unterschieden. Die Erarbeitung der Spurenstoffliste B2 zur Überprüfung der Funktionstüchtigkeit einer Ozonungsanlage wird nach Realisierung einer Ozonung in Baden-Württemberg in Aussicht gestellt. Die Spurenstoffliste A zur Vergleichskontrolle ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Des Weiteren wurde eine Spurenstoffliste C erstellt, die 24 relevante Spurenstoffe für ein Erstscreening enthält.

Zusätzlich gab das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe Nordrhein-Westfalen im April 2015 eine Zusammenstellung wesentlicher Inhalte einer Machbarkeitsstudie zur Elimination von Spurenstoffen in kommunalen Kläranlagen heraus. Diese enthält ebenfalls eine Stoffliste (aktualisiert im Oktober 2016) für das erste Screening und das Monitoringprogramm [12]. Im Gegensatz zur Spurenstoffliste A (vgl. Tabelle 1) enthalten die vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW ausgewählten Stoffe keine Röntgenkontrastmittel.

Tabelle 1: Spurenstoffliste A der Handlungsempfehlungen zur Vergleichskontrolle einer Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination nach KomS-BW (Stand 03/2017) [13]

Stoffgruppe	**Einzelsubstanz**	**Bestimmungsgrenze [µg/l]**
Humanarzneimittel	Ibuprofen	0,025
	Metoprolol	0,025
	Carbamazepin	0,025
	Diclofenac	0,025
	Sulfamethoxazol	0,025
	Metabolit DHH	0,025
	Gabapentin	0,05
	Metformin	0,05
	Guanylharnstoff	0,25
	Erythromycin A	0,05
	Dehydrato-Erythromycin A	0,05
	Clarithromycin	0,05
	Azithromycin	0,05
	Ciprofloxacin	0,05
	Hydrochlorothiazid	0,05
	Candesartan	0,05
	Irbesartan	0,05
	Bezafibrat	0,05
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	0,05
	Iohexol	0,05
	Iomeprol	0,05
	Iopromid	0,05
	Iopamidol	0,05
Estrogene	17-α-Ethinylestradiol	0,0001
	17-β-Estradiol	0,0001
	Estron	0,0001
Biozide / PSM-Wirkstoffe	Carbendazim	0,025
	Mecoprop	0,025
	DEET	0,025
	Terbutryn	0,025
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	0,05
	∑ 4- und 5-Methylbenzotriazol	0,05
Komplexbildner	EDTA	1,0
	NTA	1,0
	DTPA	1,0
Industriechemikalie	Melamin	0,1
Perfluorierte Tenside	PFBA	0,005
	PFOA	0,005
	PFBS	0,005
	PFOS	0,005
synth. Duftstoffe	AHTN	0,025
	HHCB	0,025
Flammschutzmittel	TCEP	0,05
	TCPP	0,05
synth. Süßstoffe	Acesulfam	0,1
	Sucralose	0,1
	Cyclamat	0,1

3 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen

3.1 Entfernungsmechanismen der konventionellen mechanisch-biologischen Abwassereinigung

In den mechanisch-biologischen Reinigungsstufen konventioneller Kläranlagen wird eine Vielzahl von Spurenstoffen nur unvollständig bzw. gar nicht aus dem Abwasser entfernt. Die Elimination von Spurenstoffen innerhalb des Klärprozesses ist dabei substanzspezifisch sehr unterschiedlich [14]. Während einige Substanzen in Kläranlagen nicht vermindert werden (z.B. Carbamazepin), ist für andere Stoffe eine weitgehende Entfernung zu verzeichnen (z.B. Ibuprofen). Die Elimination von Spurenstoffen ist dabei im Wesentlichen auf Sorptionsvorgänge und biochemische Abbauprozesse zurückzuführen [15].

- Der **biologische Abbau** erfolgt durch die Bakterien im belebten Schlamm oder beim Festbettverfahren durch die sessilen Mikroorganismen im Biofilm. Der Abbau wird als biologische Mineralisation bzw. Transformation bezeichnet.
- Die **Sorption an Partikel** der einzelnen Prozessschlämme ist ebenfalls für die Gesamtentfernung organischer Spurenstoffe während der Abwasserbehandlung bedeutend. Durch Absetzen und Abzug des Schlammes in der Vor- und Nachklärung werden die Stoffe aus dem Abwasser entfernt.

Abbildung 2 zeigt die mittleren Eliminationsgrade konventioneller mechanisch-biologischer Kläranlagen sowie die minimalen und maximalen Eliminationsgrade verschiedener Literaturangaben. Es lässt sich eine große Bandbreite der stoffspezifischen Elimination erkennen, wobei ein Großteil der aufgeführten Substanzen um weniger als 80 % aus dem Abwasser entfernt werden kann.

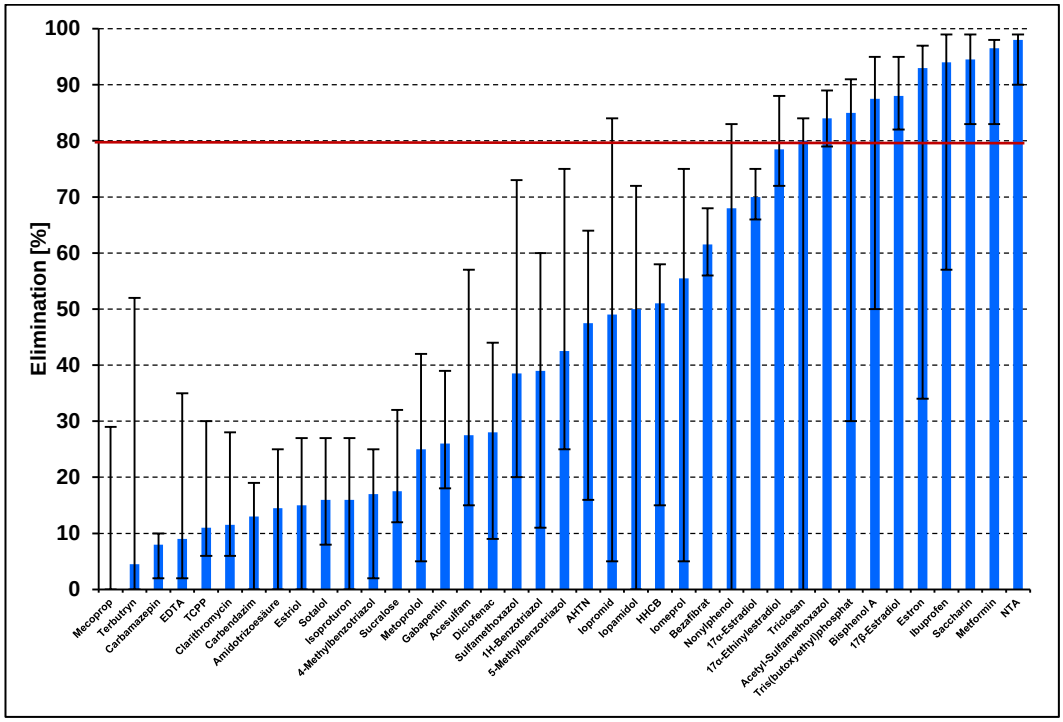


Abbildung 2: Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen [verändert nach 16; 17; 18; 19]

Für eine prozentual hohe Elimination der Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser reichen die üblichen Abbaumechanismen kommunaler Kläranlagen allerdings nicht aus. Es bedarf für eine gezielte und weitestgehende Elimination dieser Stoffe einer zusätzlichen Reinigungsstufe, die je nach Wirkungsmechanismus in oxidative, adsorptive und physikalische Verfahren unterteilt werden können.

Welche Anwendungsform einer Verfahrenstechnik für die Erweiterung einer Kläranlage geeignet ist, muss im Einzelfall unter Beachtung der örtlichen Randbedingungen, der Zusammensetzung des Abwassers und der gestellten Anforderungen an die Ablaufqualität erörtert werden.

Die derzeit in großtechnischem Maßstab umgesetzten Anlagen in Baden-Württemberg, Nordrhein-Westphalen und der Schweiz konzentrieren sich im Wesentlichen auf Verfahren der

- **Adsorption an pulverisierte Aktivkohle (PAK),**
- **Adsorption an granulierte Aktivkohle (GAK) und**
- **Oxidation mittels Ozon.**

Das Verfahren einer Kombination von Ozonung und Aktivkohlefiltration (Biologische aktivierte Aktivkohlefiltration = BAK) wird derzeit im halbtechnischen sowie im Pilotmaßstab auf kommunalen Kläranlagen untersucht. Da bisher keine großtechnische Anwendung dieses Verfahren existiert, wird dieser Ansatz im Rahmen der Studie nicht weitere berücksichtigt.

3.2 Adsorptive Verfahren

Grundsätzlich unterschieden werden bei der Anwendung von Aktivkohle die **P**ulver**a**tiv**k**ohle-Dosierung (PAK) und die **g**ranulierte **A**ktiv**k**ohlefiltration (GAK).

Aktivkohle besitzt eine sehr porenreiche, feinkristalline bis amorphe Struktur und bindet die zu eliminierenden Spurenstoffe durch elektrostatische Wechselwirkungen (Van-der-Waals- und Coulombkräfte).

3.2.1 Spurenstoffentfernung mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Zur Entfernung von Spurenstoffen kann die Pulveraktivkohle an verschiedenen Prozessstellen der biologischen Abwasserreinigung zur Anwendung kommen. Bisher wurden drei mögliche Varianten im großtechnischen Maßstab realisiert.

Übersicht der Verfahrensvarianten

Abbildung 3 fasst die verschiedenen Anwendungsformen der PAK-Adsorption zusammen. Die gebräuchlichste Anwendungsform stellt die PAK-Dosierung in eine, der biologischen Abwasserbehandlung nachgeschalteten, Adsorptionsstufe dar (Variante 1). Des Weiteren kann die PAK-Dosierung auch in den Überstau eines Filters (Variante 2). Auch eine simultane Dosierung der PAK in die biologische Stufe wurde bereits großtechnisch umgesetzt (Variante 3).

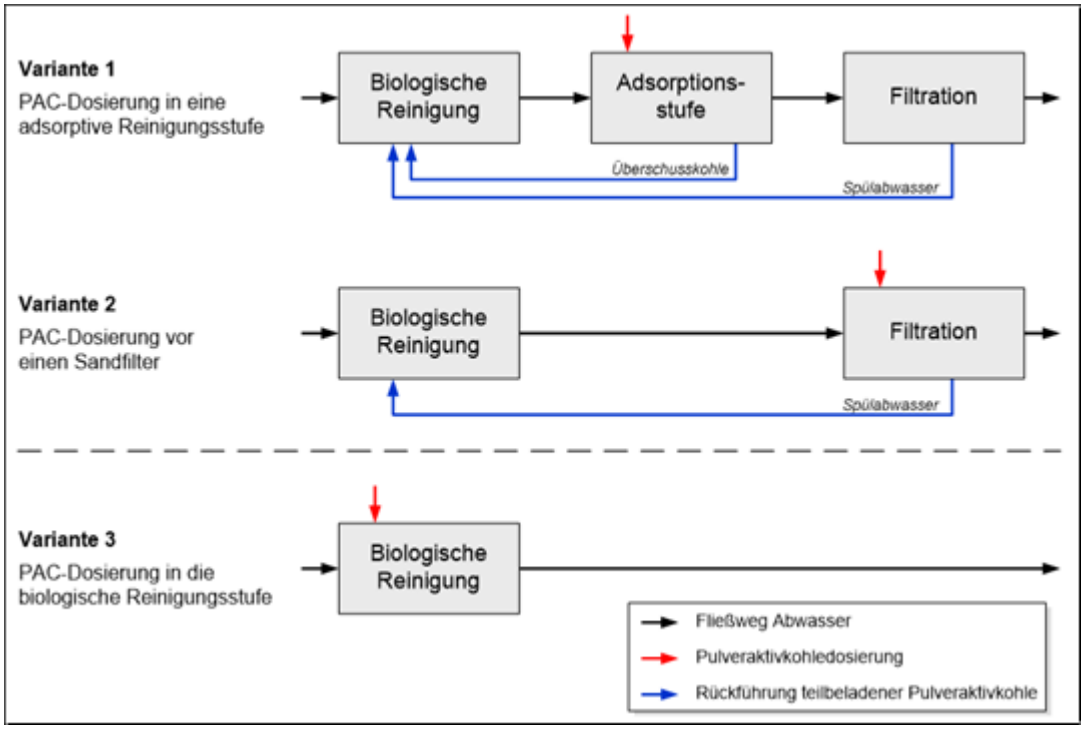


Abbildung 3: Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination mit Pulveraktivkohle [14]

Variante 1: PAK-Dosierung in eine separate Adsorptionsstufe

Bei dieser Variante erfolgt die Dosierung von PAK in eine der biologischen Reinigungsstufe nachgeschalteten Adsorptionsstufe. Diese besteht aus einem sog. Kontaktreaktor mit nachgeschaltetem Sedimentationsbecken (Abbildung 4). Um die Bildung einer absetzbaren PAK-Flocke, werden Fällmittel und Flockungshilfsmittel (Polymere) dosiert. Die im Sedimentationsbecken abgetrennten Feststoffpartikel werden als „Rücklaufkohle“ (vergleichbar mit dem „Rücklaufschlamm“ beim Belebungsverfahren) in den Kontaktreaktor zurückgeführt. Damit erfolgt eine Anreicherung des „Kohleschlammes“ im Kontaktreaktor auf TS-Gehalte um ca. 4 g/l.

Der beladene Kohleschlamm wird schließlich als „Überschusskohle“ in die biologische Stufe zurückgefördert, kann dort im Übrigen weiter beladen werden (und entlastet somit wiederum die Adsorptionsstufe) und wird schlussendlich mit dem (biologischen) Überschussschlamm aus dem Reinigungssystem ausgeschleust.

Da im Sedimentationsbecken kein vollständiger Feststoffrückhalt möglich ist, muss der Adsorptionsstufe eine Filtrationsstufe folgen, in der ein nahezu feststofffreier Ablauf erzeugt wird. Hierzu kann nochmals die Dosierung einer kleinen Fällmittelmenge erforderlich sein. Das Spülabwasser (mit der abgetrennten und beladenen Aktivkohle) gelangt zurück in die biologische Stufe. Diese Verfahrensvariante gewährleistet einen wirtschaftlichen Einsatz der PAK bei gleichzeitig hoher Entnahmerate und hoher Betriebsstabilität.

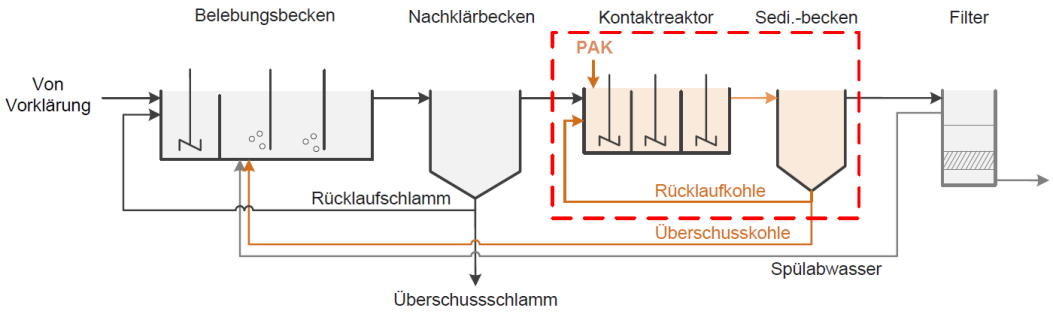


Abbildung 4: Aufbau und Einbindung einer separaten Adsorptionsstufe zur Spurenstoffelimination zwischen biologischer Stufe und Filtration [20]

Variante 2: PAK-Dosierung in den Zulauf eines Filters

Bei dieser Variante erfolgt die PAK-Dosierung direkt vor eine Filteranlage (Abbildung 5). Der Überstauraum eines Sandfilters kann dabei gleichzeitig als Raum für den Kontakt der Aktivkohle mit dem Abwasser herangezogen werden. Im nachfolgenden Filterbett wird die Aktivkohle abgetrennt. Bei der Spülung des Filters wird die beladene Aktivkohle, wie bei Variante 1, der biologischen Reinigungsstufe zugeführt. Durch diese Rückführung wird die Verweilzeit der PAK im System erhöht. Bei Vorhandensein einer Filteranlage und ausreichender Kapazität besteht der Vorteil dieser Varianten in ihrer einfachen Integration in das bestehende Kläranlagensystem.

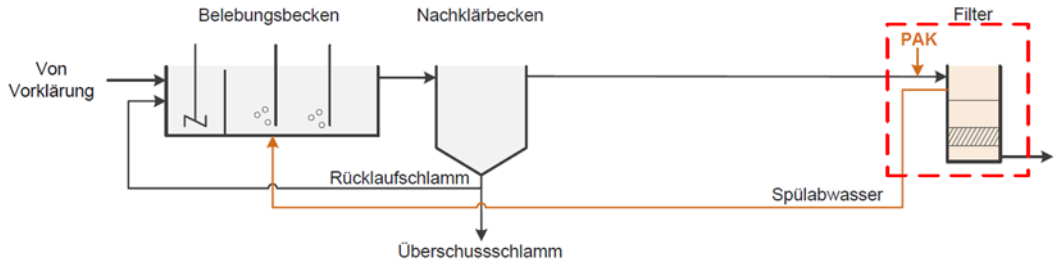


Abbildung 5: Aufbau und Einbindung einer direkten PAK-Dosierung vor einem Filter [19]

Variante 3: PAK-Dosierung in die biologische Stufe

Die insgesamt einfachste Anwendung der Pulveraktivkohle stellt die direkte Dosierung in die biologische Stufe dar (Variante 3). Hier sind lediglich Aufwendungen für die Dosierung der PAK erforderlich (Abbildung 6).

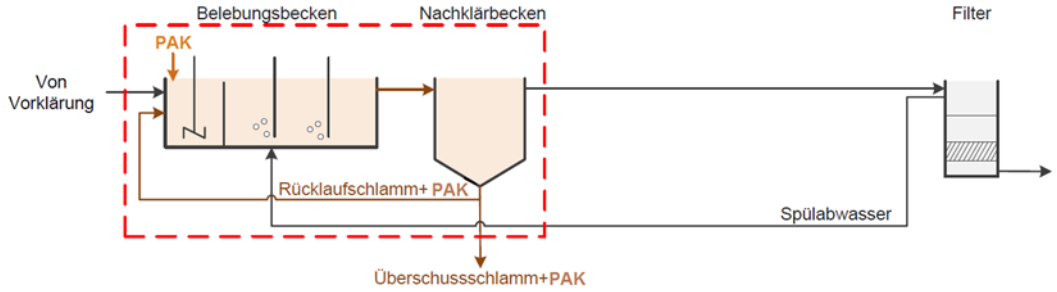


Abbildung 6: Aufbau und Einbindung einer simultanen PAK-Anwendung [19]

Erforderliche PAK-Dosierung:

Die Dosiermengen der PAK liegen je nach Verfahren zwischen 10 - 20 mg PAK/l. Dabei lässt sich i.d.R. bei einer Dosierung von 10 mg PAK/l in eine nachgeschaltete Adsorptionsstufe für zahlreiche Spurenstoffe eine Elimination > 80 % erzielen [21].

Überschuss-PAK (Auswirkungen auf den Schlammanfall und die Verwertung)

Die Austragung der Kohle aus dem Gesamtsystem erfolgt bei allen drei Varianten in der Regel mit dem Überschussschlamm, d.h. gemeinsam mit dem Klärschlamm. Eine Reaktivierung der Kohle ist damit nicht möglich. Der gesamte Schlammanfall einer Kläranlage erhöht sich durch eine PAK-Nachbehandlung rechnerisch um ca. 5 - 15 %, bei einer Dosierung in die biologische Stufe um ca. 10 - 30 % [22].

Bei Kläranlagen mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung konnten bislang keine hemmende Wirkung der PAK auf den Faulungsprozess festgestellt werden. Weiterhin sind keine praxisrelevanten Rücklösungserscheinungen von Spurenstoffen im Faulungsprozess erkennbar [23].

Aufgrund der Beladung der Kohle mit Spurenstoffen wird davon abgeraten, den Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen auszubringen. Langfristige Entsorgungssicherheit besteht über den Weg der Verbrennung. Die Schlammverbrennung wird zusätzlich durch den hohen Heizwert der PAK begünstigt und stellt damit eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Lösung dar. Der Heizwert des Klärschlamms erhöht sich bei einem PAK-Einsatz von 10 - 20 mg/l um rd. 8 - 15 %.

Betriebserfahrungen:

In Baden-Württemberg wurden in den letzten Jahren mehrere kommunale Kläranlagen um eine adsorptive Reinigungsstufe mit Aktivkohle erweitert. Da sich die meisten Erfahrungen in der Spurenstoffelimination auf die Dosierung von PAK in eine separate Stufe beziehen, wird dieses Medium derzeit in 12 der 13 in Baden-Württemberg realisierten 4. Reinigungsstufen eingesetzt [21].

Durch das Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS-BW) wurden im Rahmen einer mehrtägigen Beprobung fünf Kläranlagen auf ausgewählte Spurenstoffe untersucht [24]. Die Gesamtentnahme setzt sich aus der Entfernung in der biologischen Stufe und der Entfernung in der adsorptiven Stufe zusammen. Die Zusammensetzung der Gesamtentnahme ist je nach Substanz und Kläranlage unterschiedlich. Eine hohe Entfernung in der biologischen Stufe steht meist im direkten Zusammenhang mit der Restadsorptionskapazität der in die biologische Stufe rückgeführten Überschusskohle. Bei alleiniger Betrachtung der adsorptiven Stufe zeigt sich, dass bei Dosiermengen von 10 mg PAK/l adsorptiv gut entfernbare Substanzen (z. B. Carbamazepin oder Metoprolol) zu mindestens 80 % entfernt werden [21].

Bei verschiedenen Anlagen konnte neben der Spurenstoffelimination durch die Implementierung einer separaten Adsorptionsstufe mit anschließendem Filter (Abbildung 4)) auch eine Erhöhung der CSB- und P_{ges}-Elimination festgestellt werden. Hierbei konnte die Restverschmutzung beim CSB um rd. 30 % und bei P_{ges} um rd. 40 % gesenkt werden. Obwohl vermutet werden kann, dass sich die erhöhte P_{ges}-Elimination auf einen erhöhten Fällmitteleinsatz durch die Fällmitteldosierung in den Kontaktreaktor zurückführen lässt, konnte eine Bilanzierung des Fällmittelverbrauchs auf der Kläranlage Mannheim zeigen, dass der Gesamtverbrauch trotz Dosierung in der 4. Reinigungsstufe nicht gestiegen ist. Demnach kann durch den Betrieb der separaten Adsorptionsstufe bei gleicher Gesamtfällmittelmenge eine erhöhte P_{ges}-Elimination erzielt werden. Lediglich die Anzahl der Fällmitteldosierstellen ändert sich dabei [21].

Das Positionspapier des Umweltbundesamtes von März 2015 [25] fasst die Erfahrungswerte von bestehenden Anlagen zusammen. Demnach bewegt sich der zusätzliche Energiebedarf einer PAK-Adsorptionsstufe zwischen 0,012 - 0,042 kWh_{el}/m^3 (bzw. 1,07 - 3,76 kWh/(E·a); PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken; ohne Filtration / PAK-Abtrennung). Mousel et al. (2015) [26] nennen einen zusätzlichen Stromverbrauch von 0,025 - 0,035 kWh_{el}/m^3 (ohne Filtration / PAK-Abtrennung).

Die Herstellung von PAK ist hingegen sehr energieintensiv. Die Herstellung von 1 kg Aktivkohle benötigt zwischen 2 - 5 kg Rohstoff (Kohle und andere Energieträger). Der CO_2-Footprint (Treibhauspotenzial der Herstellung von Aktivkohle inkl. Transport) beträgt dabei ca. 13,8 kg $CO_{2\text{-eq}}/kg_{AK}$ (Rohmaterial: Steinkohle),

ca. 18,7 kg $CO_{2\text{-eq}}/kg_{AK}$ (Rohmaterial: Braunkohle) bzw. ca. 9,9 kg $CO_{2\text{-eq}}/kg_{AK}$ (Rohmaterial: Kokosnussschalen) [27].

3.2.2 Spurenstoffentfernung mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

Die Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK) in einem Festbettverfahren (Filter) findet seit längerer Zeit Anwendung in der Trinkwasseraufbereitung oder bei der Behandlung von Deponiesickerwasser bzw. speziellen Industrieabwässern. Seit die Spurenstoffelimination thematisiert wird, kommt die Aktivkohleadsorption mittels GAK auch auf kommunalen Kläranlagen zum Einsatz.

Der Einsatz der GAK erfolgt in Festbettadsorbern, d.h. einem GAK-Filter, der vom zu behandelnden Abwasser durchströmt wird. Dabei werden die Spurenstoffe an der Aktivkohle adsorbiert. Der GAK-Filter wird dabei grundsätzlich nach der biologischen Stufe angeordnet. Die GAK wird vollständig im Filter zurückgehalten, weshalb sich eine separate Abtrennstufe nach dem GAK-Filter erübrigt. Außerdem ist eine Reaktivierung der Kohle möglich, da diese im Gegensatz zur PAK-Anwendung getrennt vom Belebtschlamm entsorgt wird. Bei der Reaktivierung ist ein Verlust von ca. 10 - 20 % zu berücksichtigen [28].

Bei der GAK-Filtration können zwei Anwendungsformen unterschieden werden, die im Folgenden näher beschrieben werden.

<u>Variante 1: Umrüstung eines bestehenden Sandfilters</u>

Bei Variante 1 wird ein - i.d.R. vorhandener - Sandfilter zu einem Aktivkohlefilter umgerüstet. Dazu wird das bestehende Filtermaterial gegen granulierte Aktivkohle ausgetauscht. Im Kornkohlefilter werden auch Feststoffe zurückgehalten. Dieses führt zu einem erhöhten Druckverlust, so dass eine Rückspülung erforderlich wird. Das Rückspülwasser wird dann in die biologische Stufe zurückgeführt (Abbildung 7).

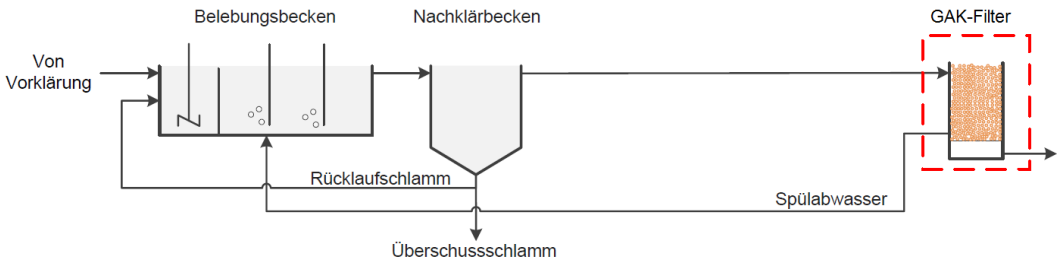


Abbildung 7: Aufbau und Einbindung eines GAK-Filters nach biologischer Reinigung [19]

Variante 2: GAK-Filter nach einer konventionellen Filterstufe

Eine andere Möglichkeit ist die Anordnung eines Aktivkohlefilters nach einem konventionellen Filter. Dadurch vermindert sich die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe deutlich, so dass längere Standzeiten des GAK-Filters erzielt werden können (Abbildung 8).

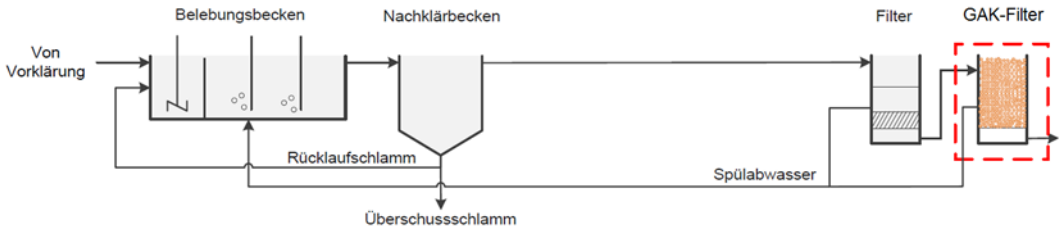


Abbildung 8: Aufbau und Einbindung eines GAK-Filters nach einer Filtration [19]

Reaktivierung der GAK

Zur Reaktivierung der Aktivkohle muss diese aus dem Filterbett ausgebaut und einer thermischen Behandlung unterzogen werden. Dabei werden neben den adsorbierten Spurenstoffen auch weitere Verbindungen des organischen Hintergrunds (DOC, CSB, AOX, u.a.) thermisch ausgetrieben oder verkokt (700 - 1.100 °C) [29].

Betriebserfahrungen:

GAK-Filter erreichen bezüglich Spurenstoffe gute Eliminationsleistungen und damit niedrige Ablaufkonzentrationen. Insbesondere in einem Filter mit frischer Aktivkohle sind die Ablaufkonzentrationen der meisten Stoffe sehr niedrig und lassen sich anhand gemessener Isothermen relativ gut vorhersagen. Am Filterende wird in sogenannten Durchbruchskurven die Konzentration einzelner Stoffe als Funktion der Zeit dargestellt. Für unterschiedliche Substanzen ergeben sich in Abhängigkeit ihrer Eigenschaften verschiedene Durchbruchskurven und damit unterschiedliche Bettvolumina bis zum Durchbruch. Aufgrund des schnelleren Durchbruchs von schlecht sorbierbaren Stoffen (z. B. Sulfamethoxazol) sinkt deren Eliminationsleistung bereits nach relativ kurzer Zeit. Für besser sorbierbare Stoffe wird dann immer noch eine Elimination von 50 - 80 % beobachtet. Mit zunehmender Filterlaufzeit nimmt die Eliminationsleistung für alle Stoffe ab [30].

Im Rahmen eines mehrjährigen Forschungsvorhabens in Nordrhein-Westfalen wurden granulierte Aktivkohlefilter bezüglich der Entfernung von CSB und Spurenstoffen untersucht. Auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“ wurden bis Ende 2013 fünf der insgesamt zehn aufwärtsdurchströmten Kammern der Flockungsfiltration auf GAK (Filterfläche je 40 m²) umgerüstet. Der großtechnische Versuchsbetrieb zeigte ein stabiles und praxistaugliches Betriebsverhalten. Organische Spurenstoffe wurden, je nach ihren spezifischen Eigenschaften, bis zu 95 % entfernt. Die Betriebskosten wurden zu ca. 0,09 €/m³ ermittelt. Die Standzeiten der granulierten Kohle im intermittierenden Betrieb (5 von 7 Wochentagen) bis zur Erschöpfung des CSB-Rückhalts lagen bei 9 Monaten bei einer variablen Filtrationsgeschwindigkeit. Im Rahmen des Projektes wurde auch das Adsorptionsvermögen von frischer Aktivkohle mit reaktivierter Kohle verglichen. Bezüglich der untersuchten Spurenstoffe zeigte die reaktivierte Kohle leichte Leistungseinbußen gegenüber der frischen Kohle.

Nach den aktuell vorliegenden Erfahrungen können im Einzelfilterbetrieb durchsetzbare Bettvolumina von 3.000 bis ca. 16.000 erreicht werden [31]. In einem aktuellen Übersichtsbeitrag [32] wird darauf hingewiesen, dass je nach Studie und Einzelstoff sehr unterschiedliche Bettvolumina erreicht werden. Als Ergebnis der Auswertung von 34 Studien wird eine Häufung im Bereich von 5.000 bis 15.000 Bettvolumina für eine 80 %-ige Restelimination genannt.

Auch in Baden-Württemberg werden verschiedene Anlagen in halb- und großtechnischem Maßstab mit granulierter Aktivkohle zur Entfernung von Spurenstoffen untersucht. Erste Ergebnisse lassen wirtschaftlich interessante Standzeiten erwarten. Eine Vorfiltration ist nach diesen Ergebnissen nur bei hohen AFS-Gehalten erforderlich. Die Entnahmeleistung lag bei den relevanten Spurenstoffen in der Summe bei ca. 80 % [33].

Der Energiebedarf für einen GAK-Filter bewegt sich lokal im ähnlichen Rahmen wie für eine Sandfiltration, d.h. 0,01 - 0,05 kWh/m^3. Für eine Gesamtbilanz muss der Energieverbrauch für die Herstellung und die Regenerierung von Aktivkohle berücksichtigt werden. Dieser hängt stark von der Filterstandzeit ab [34]. Das UBA-Positionspapier von März 2015 nennt für einen GAK-Filter einen berechneten Energiebedarf von 0,06 kWh/m^3. Erfahrungswerte von bestehenden GAK-Anlagen liegen mit 0,6 kWh/m^3 - 1,2 kWh/m³ teilweise deutlich darüber.

3.3 Oxidative Verfahren

Bei oxidativen Verfahren werden die zu eliminierenden Spurenstoffe mit einem Oxidationsmittel behandelt. Durch die Oxidation verändern sich die Eigenschaften der Spurenstoffe. Sie verlieren dabei bestenfalls ihre umweltschädliche Wirkung.

3.3.1 Ozonung

Die Ozonung findet im Bereich der Trinkwasseraufbereitung seit mehr als 100 Jahren Anwendung. Im Kontext der deutschen Abwasserbehandlung kommt die Ozonung seit den 1980er Jahren hauptsächlich im industriellen Bereich zur Anwendung (Textil- und Papierherstellung, chemische Industrie, Sickerwasser- und Prozesswasseraufbereitung u.ä.). [35]

Generell wird bei der Ozonung zwischen der direkten Reaktion des Ozons und der indirekten Reaktion der entstehenden Hydroxyl-Radikale (•OH) unterschieden. Die direkte Reaktion des Ozons mit Wasserinhaltsstoffen ist sehr selektiv. Hierbei reagiert das Ozon vorwiegend mit elektronenreichen Verbindungen. Als indirekte Reaktion wird die Reaktionen des in Folge des Ozonzerfalls freigesetzten Radikals (•OH) bezeichnet. [36]

Auf den großtechnischen Ozonungsanlagen zur Entfernung von Spurenstoffen führte die Ozonung zu einer signifikanten Abnahme der Anzahl von Einzelsubstanzen. Dabei kann für die meisten Stoffe mit einer spezifischen Ozonzehrung von 0,3 bis 0,5 g O_3/g DOC (Ozondosis ca. 3 - 5 mg O_3/l) eine Elimination von über 80 % erreicht werden [37]. Persistentere Stoffe gegenüber Ozon (z. B. Benzotriazol, Iopromid) werden erst besser mit zunehmender Ozonzugabe (0,5 bis 0,7 g O_3/g DOC bzw. 5 bis 7 mg O_3/l) entfernt. Das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure verhält sich auch bei hohen Ozondosen (> 10 mg O_3/l) nahezu persistent gegenüber Ozon[38].

Die substanzspezifischen Abbauprozesse hängen dabei von verschiedenen Faktoren ab:

- **Ozondosis:**
  Je höher die eingetragene Ozonmenge, desto mehr steht für die Reaktionen zur Verfügung. Die Auslegung des Ozonerzeugers bestimmt die minimale und maximale Ozonmenge.
- **gelöste Kohlenstoffverbindungen (DOC) / suspendierte Feststoffe (TSS):**
  Ein möglichst geringer DOC-Gehalt (gelöste Kohlenstoffverbindungen) sollte vorhanden sein; für typische Feststoffgehalte gut funktionierender Nachklärung ≤ 20 mg AFS/l ist kein wesentlicher Einfluss auf den Ozonverbrauch feststellbar.
- **Nitritkonzentration (NO_2^-):**
  Rasche Oxidation von Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) sowie hoher spezifischer Ozonverbrauch (etwa 3,4 g_{O3}/gN_{O2}-N); möglichst vollständige Nitrifikation ist Voraussetzung für einen effizienten Betrieb.

- **pH-Wert:**
  Schnellerer Zerfall von Ozon bei hohen pH-Werten; Effekt unbedeutend für Elimination von Spurenstoffen; bei der Dimensionierung des Reaktors jedoch zu berücksichtigen.
- **Alkalinität:**
  Höhere Stabilität bzw. langsamerer Zerfall des Ozons bei höherer Alkalinität.
- **Temperatur:**
  Höhere Stabilität des Ozons bei tieferen Temperaturen; i.d.R. vernachlässigbar.
- **Stoffeigenschaften**
  Reaktionsaffinität des Spurenstoffs gegenüber Ozon- und/oder OH-Radikal. Generell reagiert das Ozon vorwiegend mit organischen Verbindungen, die eine hohe Elektronendichte besitzen (elektrophil) wie bspw. phenolische und aromatische Verbindungen. Andere organische Verbindungen wie bspw. Aldehyde und Ketone reagieren nicht direkt mit Ozon und sind nur über den radikalischen Substitutionsmechanismus transformierbar. Die Beurteilung der Reaktionsaffinität kann anhand von stoffspezifischen Reaktionskonstanten für Ozon (k_{O3}) und OH-Radikale (k_{OH})vorgenommen werden.

Zur Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen wird die Ozonung der biologischen Abwassereinigung nachgeschaltet (Abbildung 9). Die wesentlichen Komponenten bilden der Ozongenerator (in dem mittels elektrischer Entladungsreaktion aus Sauerstoff Ozon erzeugt wird), der gasdicht verschlossene Ozonreaktor (in dem die Reaktion stattfindet), das Eintragssystem (Diffusoren oder Pumpen-Injektor-System) und eine Abluftbehandlung (Restozonvernichter). Im Anschluss an die oxidative Behandlung erfolgt i.d.R. eine biologische Nachbehandlung des ozonierten Abwassers, da derzeit keine abschließende ökotoxikologische Bewertung des mit Ozon behandelten Abwassers vorgenommen werden kann.

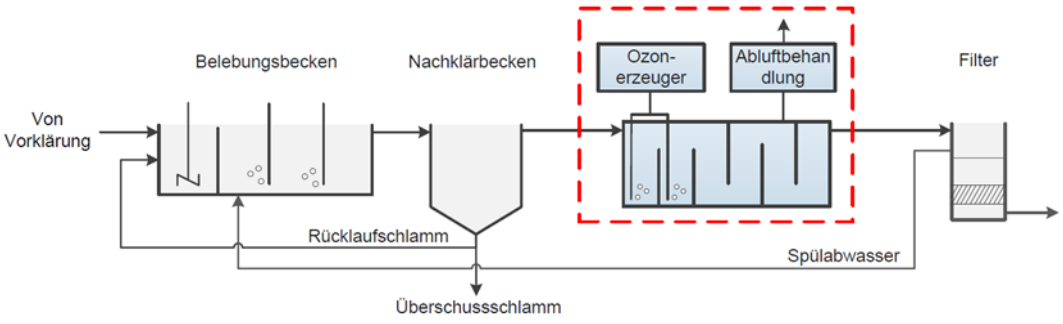


Abbildung 9: Einbindung einer Ozonung nach biologischer Reinigung [19]

<u>Ökotoxikologische Bewertung von ozonierten Abwasser</u>

Die Ökotoxizität des ozonierten Abwassers wird primär nicht anhand von einzelnen Transformationsprodukten bewertet, die durch die Oxidation der Ausgangssubstanz entstehen können, sondern anhand von Ergebnissen ökotoxikologischer Testverfahren, die summarische Effekte erfassen. Die bisher eingesetzten Testverfahren zur Beschreibung adverser Effekte von Abwasser reichen vom

klassischen ex situ durchgeführten In-Vivo-Toxizitätstest unter Verwendung nativer Abwasserproben über In-Vitro-Testverfahren zur Ermittlung spezifischer Toxizität bis hin zu in-situ durchgeführten Expositionsstudien.

Auf Basis der vorliegenden Ergebnisse der bisher durchgeführten Untersuchungen im Rahmen von Pilotprojekten können folgenden Schlussfolgerungen für die ökotoxikologische Beurteilung von ozonierten Abwasser anhand von In-Vivo-Untersuchungen gezogen werden [39, 40]:

- Aufgrund der sehr effektiven Entfernung von Toxizität durch die konventionelle Abwasserbehandlung erweisen sich In-vivo-Testverfahren, die akute Toxizität untersuchen, oft als zu wenig sensitiv, um die Verringerung ökotoxikologischer Effekte durch weitergehende Abwasseraufbereitungstechnologien zu untersuchen.
- Auch eine Vielzahl von In-vivo-Testverfahren, die chronische Toxizität untersuchen, zeigen nur geringe oder keine ökotoxikologischen Effekte gegenüber konventionell gereinigtem Abwasser, so dass eine Bewertung von einer erweiterten Abwasseraufbereitung mit Hilfe dieser Testverfahren nur begrenzt möglich ist.
- In einigen In-vivo-Laborversuchen (Wachstumshemmtest mit Wasserlinsen, Reproduktionstest mit Zwergdeckelschnecke) war die Ozonbehandlung nicht in der Lage die Toxizität des konventionell gereinigten Abwassers zu reduzieren.
- On-site Versuche zeigen eine deutliche Reduktion von toxischen Effekten durch die Ozonbehandlung (Reproduktionstest mit Wasserflöhen an den Standorten Lausanne und Basel).
- Neben der Reduktion von toxischen Effekten durch die Ozonbehandlung, konnte in einigen Testverfahren auch ein Anstieg der Toxizität durch die Ozonbehandlung beobachtet werden (Endpunkt reduzierte Biomasse bei Glanzwürmern an den Standorten Regensdorf und Neuss). Diese Effekte werden vermutlich durch toxische reaktive Transformationsprodukte verursacht. Die eingesetzten Nachbehandlungen (Sandfilter bzw. GAK-Filter) erwiesen sich als gute Barriere um die negativen Effekte wieder zu reduzieren.

Neben den In-Vivo-Testsystemen kommen verstärkt auch zellkulturbasierte Testsysteme (In-Vitro), sog. Bioassays, zum Einsatz. Dabei werden mit Hilfe von isolierten Primärzellen und Zell-Linien der Bindegewebs-, Leber- sowie Stammzellen verschiedener Fische die toxische Wirkung einer Substanz sowie deren Toxizitätsmechanismen untersucht. Akute Toxizitätsparameter dieser In-Vitro-Untersuchungen sind u. a. die Hemmung und Veränderung der Stoffwechselfunktion und die Schädigung der Zellmembran. Zudem kann mit zellkulturbasierten Testsystemen die Induktion von Proteinen, die toxische Wirkung von Radikalen (oxidativer Stress) auf Enzyme und die endokrine Wirkungen bestimmt werden. Hinzu kommen neue molekularbiologische Techniken, wie bspw. Enzym-Assays, Neutralrot-Assays und Genexpressionsanalysen. Eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse anhand von bisher durchgeführten In-Vitro-Studien zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2 Übersicht über die In-vitro-Befunde verändert nach [39]

Endpunkt/ Trophiestufe	Ozonung	Ozonung + Sandfilter
Endokrine Endpunkte – Agonistische Wirkung		
Estrogenität	Reduktion	Unverändert
Androgenität	Reduktion	Unverändert
Glukokortikoid-Aktivität	Reduktion	Unverändert
Progesteron-Aktivität	Reduktion	Unverändert
Endokrine Endpunkte – Agonistische Wirkung		
Anti-Estrogenität	Anstieg	partielle Reduktion*)
Anti- Androgenität	Reduktion	Unverändert
Xenobiotika Metabolisierung		
AhR Aktivität	Reduktion	Unverändert
PPAR Aktivität	Reduktion	Unverändert
Herbizid- und Insektizid-Marker		
Photosynthese-Inhibition (Alge)	Reduktion	Unverändert
AChEsterase-Inhibition	Reduktion	Unverändert
Unspezifische Toxizität		
Mikrotox	Reduktion	Unverändert
Wachstumsinhibition (Alge)	Reduktion	Unverändert
Gentoxizität		
UmuC Assay	Reduktion	Unverändert
Mutagenität		
Ames TA 98	Unverändert	Unverändert
Ames TA 100	Unverändert	Unverändert
Ames YG7108	Anstieg*)	partielle Reduktion*)

Grün: Reduktion im Vergleich zur konventionellen Abwasserreinigung
Grau: Unverändert
Gelb: Effekt noch stärker als nach der konventioneller Abwasserreinigung
Rot: Anstieg des Effektes im Vergleich zur konventionellen Abwasserreinigung
* geringe Datenlage/Wissenslücke

Die Ozonbehandlung entfernt sehr effektiv agonistische endokrine Effekte. Die Elimination von antagonistischen endokrinen Effekten ist noch unzureichend untersucht. Basierend auf den vorliegenden Daten eliminiert die Ozonbehandlung effektiv die Anti-Androgenität. Dagegen zeigen mehrere Studien einen Anstieg von Anti-Estrogenität mit einer Zunahme bei höheren Ozondosen.

Auch andere biologisch aktive Substanzen werden effektiv durch die Ozonbehandlung entfernt. So ergaben die Untersuchungen bzgl. Herbizid- und Insektizid-Marker sowie für Rezeptoren der Xenobiotika-Metabolisierung durchweg eine Reduktion der Effekte durch die Ozonbehandlung.

Die geringe verbleibende unspezifische Toxizität wird durch die Ozonbehandlung deutlich weiter reduziert. Genotoxizität kann in konventionell gereinigtem Abwasser mittels UmuC-Assay nur bei sehr hohen Anreicherungsfaktoren nachgewiesen werden. Die Ozonbehandlung erwies sich als sehr effektiv die Genotoxizität zu eliminieren.

Die durchgeführten Untersuchungen zur Messung von Mutagenität mittels Ames-Assay zeigen, dass konventionell gereinigtes Abwasser keine mutagenen Effekte induziert. Untersuchungen mit den Standardstämmen TA98 und TA100 zeigen keine oder nur sporadisch auftretende mutagene Effekte nach der Ozonbehandlung. Dagegen ergaben Untersuchungen mit dem Stamm YG7108 einen deutlichen Anstieg der Mutagenität nach der Ozonbehandlung, der mit zunehmender Ozondosis steigt.

Gleichwohl eine Vielzahl der Testverfahren eine Reduktion der Toxizität durch die Ozonbehandlung anzeigen (Tabelle 2, [39], [40]), ist nach derzeitigen Wissenstand, basierend auf dem Anstieg der Mutagenität im Ames-Assay sowie dem Anstieg der Toxizität in einigen In-vivo-Untersuchungen, die Implementierung einer Nachbehandlungsstufe zu empfehlen. Aufgrund der unterschiedlichen Ergebnisse zum Einfluss der verschiedenen Nachbehandlungen (Sandfiltration, Aktivkohle, Schönungsteich, Wirbelbett, Blähton), kann derzeit auf Basis der bisherigen ökotoxikologischen Daten keine allgemeine Empfehlung für eine bestimmte Art von Nachbehandlung gegeben werden.

Voruntersuchungen zur Eignung des Abwassers für eine Ozonung

Vorab sollte in Vorversuchen untersucht werden, ob sich das zu behandelnde Abwasser (z.B. mit hohem Industrieanteil) generell für eine Behandlung mit Ozon eignet. An der EAWAG (Dübendorf, CH) wurde dafür ein neuartiges Testverfahren entwickelt [41]. Das Verfahren ist modular aufgebaut und besteht aus der Betrachtung des Einzugsgebietes, aus chemischen Messungen im Zulauf der geplanten Ozonung, Abklärungen im Labor wie auch ökotoxikologischen Tests. Es kann auf über den Internetauftritt der VSA unter dem Namen „Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung“ eingesehen werden [42].

Energiebedarf

Der Energiebedarf einer Ozonung setzt sich zusammen aus der Ozonerzeugung, dem Ozoneintrag und -austrag, der Restozonvernichtung, der Kühlung und der Nachbehandlung (zzgl. eines ggf. vorzuschaltenden Hebewerkes). Die Energieaufwendungen für die Ozonerzeugung machen den wesentlichen Anteil des Energiebedarfs einer Ozonung aus. Auf den Ozonungsanlagen in Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden liegen die Energiebedarfswerte im Bereich von ca. 0,04 kWh_{el}/m^3 bis ca. 0,17 kWh/m^3 (im Mittel ca. 6 kWh/(E·a)). Die zugegebenen Dosiermengen an Ozon bewegen sich im Bereich von 2 bis 7 g O_3/m^3. Der Energiebedarf der Nachbehandlung ist hierbei nicht berücksichtigt [43]. Durch einen anschließenden Sandfilter kämen weitere 0,02 bis 0,05 kWh/m^3 hinzu (2,5 bis 6

kWh/(E·a)). Auf Anlagen mit einer Herstellung von Reinsauerstoff aus Umgebungsluft vor Ort (PSA-Anlage) kann der Energiebedarf deutlich höher liegen. Insbesondere auf größeren Anlagen wird eine Reinsauerstoffherstellung vor Ort daher als unwirtschaftlich angesehen [44].

Betriebserfahrungen

In NRW existieren mehre Ozonungsanlagen zur Elimination von Spurenstoffen aus kommunalen Abwasser:

- Kläranlage Bad Sassendorf, Lippeverband (Ausbaugröße 13.000 E, Inbetriebnahme 2009, Q_{Bem} = 250 - 650 m^3/h, m_{O3} = 4,6 kg/h)
- Kläranlage Duisburg-Vierlinden, Wirtschaftsbetriebe Duisburg (Ausbaugröße 30.000 E, Inbetriebnahme 2011, $Q_{Bem,max}$ = 400 m^3/h, m_{O3} = 4 kg/h)
- Kläranlage Warburg, Kommunalunternehmen der Stadt Warburg (Ausbaugröße 70.000 E, Inbetriebnahme 2016, Q_{Bem} = 663 m^3/h, m_{O3} = 3,3 kg/h)
- Kläranlage Aachen-Soers, Wasserverband Eifel-Rur (Ausbaugröße: 458.300 E, Inbetriebnahme 2017; Q_{Bem} = 4.320 – 10.757 m^3/h, m_{O3} = 32,4 kg/h)

Im März 2014 ist die erste großtechnische Ozonungsanlage der Schweiz zur Entfernung von Spurenstoffen auf einer kommunalen Kläranlage in Betrieb gegangen (Nachbehandlung: Sandfiltration). Die Kläranlage Neugut (Dübendorf) hat eine Ausbaugröße von 150.000 EW [45]. In Baden Württemberg laufen derzeit Planungen für eine Ozonung für die Kläranlagen Tübingen, Eriskirchen und Friedrichshafen.

3.4 Kostenbetrachtungen für die Verfahren zur Spurenstoffelimination

Eine sachgerechte, allgemeine Kostenschätzung der Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen ist schwierig, da eine generelle Vergleichbarkeit verschiedener Literaturstellen in Anbetracht unterschiedlicher Angaben (brutto, netto, mit/ohne Nebenkosten, unterschiedliche Mitnutzung von Bestandsbauwerken, unterschiedliche Betrachtungsjahre und unterschiedliche Währungsangaben) nicht gegeben ist.

Von verschiedenen Stellen wurde der Versuch unternommen, ein Teil der veröffentlichten Angaben sachgerecht zu normieren und in Form von spezifischen Jahreskosten je m³ behandeltem Abwasser (€/m³; netto, inkl. Nebenkosten) in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerte darzustellen [46;47; Abbildung 10]. Kosten für eine ggf. neuzubauende nachgeschaltete Filtrationsstufe sind hier nicht enthalten. Im Allgemeinen gilt, dass mit steigenden Einwohnerwerten die spezifischen Kosten sinken. Dies ist insbesondere auf die geringer werdenden spezifischen Investitionskosten bei größeren Kläranlagen zurückzuführen. Als problematisch wird angesehen, dass nur wenige Kostenannahmen auf der Basis von realisierten Projekten ermittelt wurden. Weiterhin ist es schwierig,

bei Baumaßnahmen, die neben der Spurenstoffelimination auch andere Anlagenteile betreffen, die Kosten für die Spurenstoffelimination „herauszurechnen“. Trotzdem bieten die bisher publizierten Angaben eine plausible Bandbreite der zu erwartenden Jahreskosten, während die absoluten Investitionskosten vorsichtig zu betrachten sind. Eine sachgerechte Kostenbetrachtung unter ortsspezifischen Verhältnissen ist in jedem Fall durchzuführen.

Gemäß einer detaillierten Kostenauswertung der in Baden-Württemberg ausgeführten bzw. in Bau befindlichen Pulveraktivkohlestufen führt die Erweiterung einer kommunalen Kläranlage um eine Adsorptionsstufe zu einem Anstieg der Abwassergebühr in Höhe von 6 bis 19 ct. pro m³ gebührenfähige Abwassermenge (brutto; inkl. Zuwendungen / Förderungen). Kosten für eine nachzuschaltende Filteranlage sind nicht mit einbezogen worden. Mit einem gebührenpflichtigen Abwasseranfall von rund 40 m³ je Einwohner betragen die jährlichen Mehrkosten für einen Einwohner zwischen 2,30 und 7,80 €/(E·a) [48].

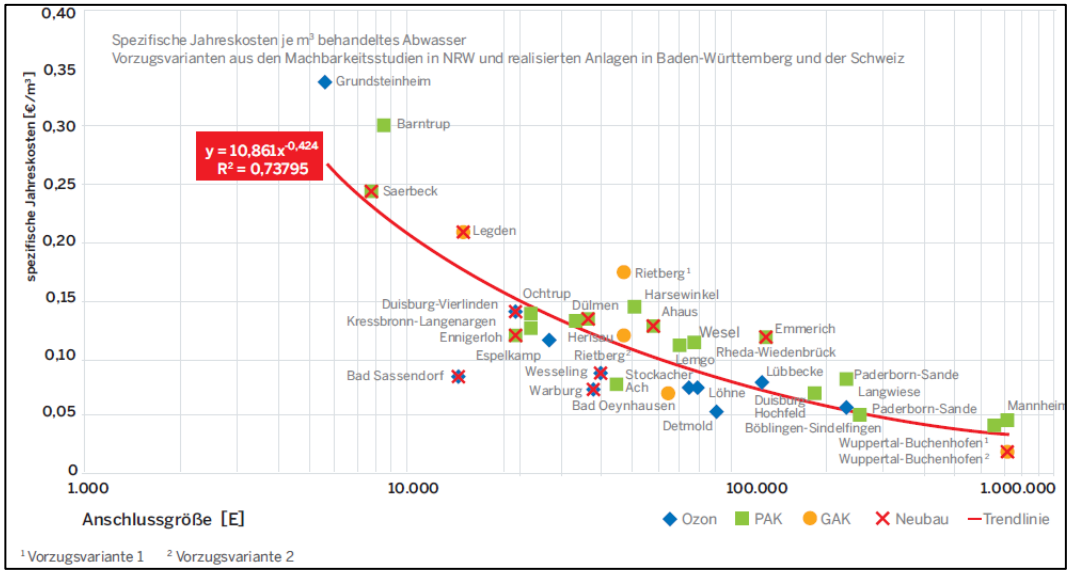


Abbildung 10: Spezifische Jahreskosten je m³ behandeltem Abwasser [49]

3.5 Gegenüberstellung der Verfahren

Basierend auf dem heutigen Kenntnisstand werden sowohl die Ozonung als auch der Einsatz von Aktivkohle als realisierbare Verfahren zur Spurenstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen angesehen. Beide Verfahren sind gut integrierbar in den bestehenden Reinigungsprozess einer Kläranlage und entfernen Spurenstoffe in vergleichsweise hohem Umfang.

Die Vor- und Nachteile der Varianten Pulveraktivkohlebehandlung, GAK-Behandlung und Ozonung lassen sich wie folgt zusammenfassen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Vor- und Nachteile bei der Anwendung von Pulveraktivkohle, granulierter Aktivkohle und Ozon [[50]

Verfahren	Vorteile	Nachteile
PAK	• Pulver anwendungsbezogen dosierbar • Entnahmewirkung konstant • Verringerung CSB-Ablaufwerte • Verringerung der P-Ablaufwerte	• Platzbedarf • aufwendige Dosierung von Fällmittel, Flockungshilfsmittel und Pulveraktivkohle • Erhöhung des Klärschlammanfalls • PAK wird verbrannt
GAK	• keine Hilfsmittel • GAK kann reaktiviert werden • Verringerung CSB-Ablaufwerte • einfacher Betrieb und hohe Betriebssicherheit	• Elimination nimmt mit der Filterstandzeit ab; • Austausch des Filterbetts erforderlich
Ozon	• einfache und flexible Dosierung des Ozons • Verbesserung der Hygieneparameter im Kläranlagenablauf	• Bildung von ggf. toxischen Transformationsprodukten, • hoher Energiebedarf • hohe Sicherheitsanforderungen

4 Wasserwirtschaftliche Situation am Standort der KA Weinstadt

Die Kläranlage Weinstadt/Korb wurde 1963, zunächst nur mit einer mechanischen Reinigung, als „Gruppenklärwerk Unteres Remstal“ in Betrieb genommen. Noch während der Baumaßnahme wurden Planungen für die Erweiterung um eine biologischen Stufe aufgenommen, die dann 1967 in Betrieb genommen wurde. Die erhöhten gesetzlichen Anforderungen an die Abwasserreinigung sowie die hohe Belastung des Kläranlage während der Wein- und Obstkampagne im Herbst führten Ende der 1990er Jahre zu erneuten Planungsüberlegungen. 1999 wurde die modernisierte Kläranlage als einstufige Belebungsanlage mit weitergehender Stickstoffelimination und gezielter chemischer P-Elimination eingeweiht. Die Ausbaugröße wurde auf 95.000 EW festgelegt.

Eine Besonderheit der Gesamtanlage ist, dass die 4-spurige Bundesstraße 29 Stuttgart-Schorndorf das Klärwerksgelände durchschneidet. Für die Verbindung der Klärwerksteile Nord und Süd wurde ein begehbarer Rohrkanal erstellt.

Auf dem Gelände Nord befindet sich der neue, im Zuge der Erweiterungsmaßnahmen erstellte Teil der Kläranlage Weinstadt. Die gereinigten Abwässer werden nicht mehr zusammengeführt, sondern jeweils vom Kläranlagenbereiche Nord und Süd an zwei verschiedenen Stellen in einen Ablaufkanal geleitet, der in die Rems mündet.

Das aufnehmende Gewässer Rems hat eine Länge von etwa 78 km und gehört zum Einzugsgebiet untere Neckar. Die Rems mündet bei Neckarrems in den Neckar. Am Pegel Schweizerbach liegen folgende Abflüsse vor (vgl. Anlage 14.2):

- MQ: 6,401 m^3/s
- MNQ: 1,452 m^3/s

4.1 Anlagenkonfiguration

Das Klärwerk Weinstadt ist als mechanisch-biologische Kläranlage mit chemischer P-Elimination ausgeführt und hat eine Ausbaugröße von 95.000 Einwohnern. Verfahrenstechnisch ist die biologische Reinigungsstufe als einstufige Belebungsanlage mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung ausgeführt.

Zulauf Kläranlage und mechanische Reinigungsstufe

Die Zusammenfassung des gesamten Abwassers erfolgt in einem Sammelschacht am Betriebsgebäude. Die Druckleitung des Zulaufs vom Industriegebiet südlich der Rems in Großheppach mündet ebenfalls in diesen Sammelschacht, aus dem dann über eine Verbindungsleitung das Abwasser zur Rechenanlage geführt wird. Der vorhandene Langsandfang verfügt über zwei Kammern, die beide parallel betrieben werden. Anschließend werden die Ströme wieder zusammen geführt. Zur Regulierung der Fließgeschwindigkeiten im Sandfang bei wechselnden Wassermengen ist am Ablauf des Sandfangs ein Venturigerinne angeordnet. Hier erfolgt auch die erste Mengenmessung des zulaufenden Abwasserstroms. Hinter dem Venturi-Gerinne werden die 24h-Mischproben mittels automatischem Probennehmer entnommen. Damit sind sowohl die Mengenmessung als auch die Proben „Zulauf Kläranlage“ nicht von internen Prozesswässern beeinflusst.

- Rechen: 2 Feinrechen, 6 mm, mit Rechengutwäsche
- Sandfang: 2-straßiger Langsandfang

Anschließend erfolgt die Aufteilung des Abwassers auf die beiden Kläranlagenbereiche Nord und Süd im Verhältnis 60/40 über Stellung der Verteilerzungen im Zulaufgerinne der Vorklärbecken. Zusätzlich werden hier die Filtratwässer aus dem Speicher über einen Zeitraum von 23 Stunden in der Zeit von 06 bis 05 Uhr kontinuierlich eingeleitet. Jeder Kläranlagenteil verfügt dann über eine eigene Vorklärung. Für den **Kläranlagenteil Süd** ist dabei ein Becken vorhanden, der **Kläranlagenteil Nord** besitzt zwei Becken, von denen im Trockenwetterfall zumeist nur ein Becken betrieben wird. Erst wenn der Zulaufvolumenstrom nach der Venturi-Messung eine Menge von 240 l/s überschreitet, wird das zweite Vorklärbecken in Betrieb genommen. Dieses Becken wird, wenn der Abwasserstrom wieder geringer wird, komplett abgewirtschaftet. Alle Vorklärbecken befinden sich auf dem Kläranlagenteil Süd.

• Vorklärbecken:	3 Becken,	Gesamtvolumen:	960 m^3
Süd	1 Becken	1 x 380 m^3	380 m^3
Nord	2 Becken	2 x 290 m^3	580 m^3

Biologische Reinigungsstufe

Das Belebungsbecken des **Kläranlagenteils Süd** ist als runder Aero-Accelator mit Innen- und Außenring ausgebildet. Vorgeschaltet ist ein ursprüngliches Vorklärbecken mit 380 m^3 als Denitrifikationsbecken. Die Betriebsweise des Belebungsbeckens ist derzeit intermittierend. Die chemische P-Elimination ist als Simultanfällung mit Eisensalzen ausgeführt.

Über ein Zwischenpumpwerk wird der belebte Schlamm in die beiden Rechteck-Nachklärbecken gehoben, von denen derzeit nur ein Becken betrieben wird. Das Becken ist vorwiegend horizontal und quer durchströmt. Die Schlammräumung erfolgt über Saugräumer. Von dem abgesetztem Schlamm wird ein Teil als Rücklaufschlamm wieder in die biologische Stufe zurückgeführt. Gleichzeitig wird der Überschussschlammanteil abgetrennt.

- Denitrifikationsbecken: 380 m³
- Aero-Accelator:
  Innenring 1.000 m³
  Außenring 2.050 m³
- Nachklärbecken: 2 x 535 m²

Das Belebungsbecken des **Kläranlagenteils Nord** ist ein rechteckiges Betonbecken (V = 6.056 m³) mit verschiedenen Redox-Zonen. Die vordere Hälfte des Belebungsbeckens ist in drei Zonen unterteilt, die alle mit Rührwerken ausgestattet sind. Im letzten Drittel des vorderen Teils sind zur Erweiterung der Nitrifikation zusätzlich Belüfter angeordnet (Vario-Bereich). Derzeit liegen im ersten Drittel anaerobe Milieubedingungen für eine vermehrte biologische Phosphorelimination vor. Dazu werden in diesen Teil nur der Ablauf des Vorklärbeckens und der Rücklaufschlamm eingeleitet. In den nächsten beiden Abschnitten herrschen anoxische Verhältnisse zur Denitrifikation. Hier wird der interne Rezirkulationsstrom aus dem Nitrifikationsbereich zugegeben. Die zweite Hälfte des Belebungsbeckens wird zur Nitrifikation durchgehend belüftet. Die chemische P-Elimination ist als Simultanfällung mit Eisensalzen ausgeführt. Die Nachklärung ist als horizontal durchströmtes Rundbecken ausgelegt. Die Schlammräumung erfolgt über Schildräumer.

- Denitrifikationsvolumen 2.019 m³
- Vario-Volumen: 1.009 m³
- Nitrifikationsvolumen: 3.028 m³
- Nachklärbecken: 1.047 m²

Die Schlammbehandlung wird in den beiden Straßen wie folgt vorgenommen: Der Hauptanteil des entstehenden Überschussschlamms des **Kläranlagenteils Süd** wird zur Eindickung in das Vorklärbecken des Kläranlagenteils Süd zurückgeführt und hier mit dem Primärschlamm zusammen aus dem System entfernt. Der Rohschlamm wird dann in den Voreindicker gepumpt und gelangt von dort, nach Abtrennung von Trübwasser, in den Faulbehälter 1 und anschließend zur Nachfaulung in den Faulbehälter 2. Anschließend wird der ausgefaulte Schlamm in den Schlammstapelbehälter gegeben, aus dem dann ebenfalls Trübwasser abgezogen wird. Über eine Kammerfilterpresse wird der Schlamm als letzte Behandlungsstufe vor der Entsorgung auf ca. 30 % TS entwässert. Sämtliche Trüb- und Filtratwässer werden in einem Filtratwasserbehälter zwischengespeichert und vor der Vorklärung wieder zugegeben (Abwirtschaftung über einen Regelschieber zwischen 06 und 05 Uhr).

Der Überschussschlamm des **Kläranlagenteils Nord** wird über eine maschinelle Überschussschlammeindickung (Trommelsieb) eingedickt. Das entstehende (praktisch unbelastete) Filtrat-wasser wird direkt in den Zulauf der Vorklärung der Straße Nord gegeben. Nach der deutlichen Volumenverminderung wird der eingedickte Schlamm direkt in den Faulbehälter 1 gegeben. Die weiteren Behandlungsschritte sind folglich analog zur Behandlung des Schlammes des Kläranlagenteils Süd.

- Voreindicker: 250 m³
- Masch. ÜSS-Eindickung: Trommelsieb (Süd)
- Faulbehälter: 1 x 2.100 m³
1 x 800 m³
- Schlammstapelbehälter 800 m³
- Gasbehälter: 1.000 m³
- Nacheindicker: 2 x 265 m³ (Nutzvolumen 2 x 250 m³)
- Schlammentwässerung: Kammerfilterpresse
- Prozesswasser: jeweils in Zulauf Vorklärung

4.2 Reinigungsanforderungen

Gemäß wasserrechtlicher Erlaubnis des Landratsamts Rems-Mur-Kreis vom 02.09.2016 (Az.: 322101-702.10/113569 fi) gelten für die Einleitung von gereinigtem Abwasser in das Gewässer Rems (Flurstück: 5064, Endersbach, Stadt Weinstadt) für die Kläranlage Weinstadt die in Tabelle 4 aufgeführten Überwachungs- und Zielwerte. Die wasserrechtliche Erlaubnis ist bis zum 31.12.2025 befristet.

Die Kläranlage Weinstadt ist mit einer Ausbaugröße von 95.000 EW der Größenklasse 4 gemäß Abwasserverordnung zugeordnet.

Tabelle 4: Anforderungen an die Reinigungsleistung

Parameter	Überwachungswert	Zielwert
BSB_5 (mg/l)	20	-
CSB (mg/l)	35	-
NH_4-N * (mg/l)	5 / 0,5**	1,0
N_{anorg} * (mg/l)	13	-
P_{ges} (mg/l)	1,5 / 0,5**	0,5

* Bei einer Abwassertemperatur von ≥ 12 °C einzuhalten.

** Angekündigte zukünftige Überwachungswerte

Die maximalen Zuflüsse sind wasserrechtlicher Erlaubnis bei Trockenwetter auf

$Q_{T,d,aM}$ = 12.000 m³/d / 882 m³/h / 245 l/s

und bei Regenwetter auf

Q_M = 38.400 m³/d / 4.602m³/h / 445 l/s

begrenzt. Die festgesetzte Jahresschmutzwassermenge beträgt 3.000.000 m³/a.

5 Aktuelle Belastung, Betriebseinstellungen und Reinigungsleistung

5.1 Vorbemerkung

Zur Ermittlung der Belastungsdaten als Grundlage für die Betrachtung der Spurenstoffelimination werden die Betriebsunterlagen der Jahre 2015 bis 2017 ausgewertet.

5.2 Hydraulische Belastung

Auf dem Klärwerk Weinstadt erfolgt eine Mengenmessung (Venturi) des gesamten zulaufenden Abwasservolumenstroms nach dem Langsandfang. Zudem sind beide Kläranlagenbereiche mit einer eigenen Ablaufmengenmessung (MID) ausgestattet. Für den Kläranlagenbereich Nord wird zusätzlich noch der Zulauf zum Belebungsbecken mittels MID erfasst.

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung für den Gesamtzulauf der Kläranlage Weinstadt sind nachfolgend in Tabelle 5 zusammengefasst. Im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 beträgt der mittlere tägliche Abwasserzufluss etwa 11.000 m³/d. An Trockenwettertagen beträgt der mittlere Zufluss etwa 7.000 m³/d. Der entsprechenden Jahresganglinie des täglichen Abwasserzuflusses und des Trockenwetterzuflusses zeigt Abbildung 11.

Tabelle 5: Statistische Auswertung der Zulaufmengenmessung der Klärwerk Weinstadt

Bezeichnung	**Einheit**	**2015**	**2016**	**2017**	**2015 - 2017**
Jahresabwassermenge	m³/a	3.937.184	4.057.174	3.951.533	3.981.964
Mittlerer tägl. Abwasserzufluss (Q_d)	m³/d	10.787	11.085	10.826	10.899
85 %-Wert tägl. Zufluss ($Q_{d,85\%}$)	m³/d	16.443	17.823	17.076	17.114
Mittlerer tägl. Trockenwetterzufluss ($Q_{T,d,aM}$)	m³/d l/s	7.099 82,2	7.010 81,1	6.571 76,1	6.894 80
85 %-Wert tägl. Abwasserzufluss bei Trockenwetter ($Q_{T,d,85\%}$)	m³/d	8.023	7.738	7.084	7.615

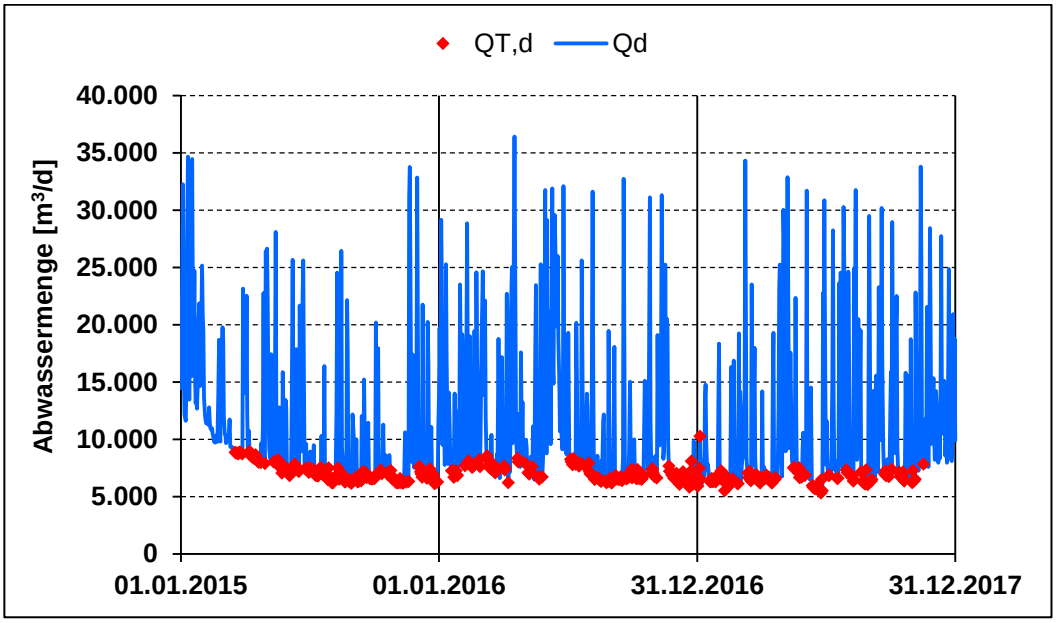


Abbildung 11: Ganglinie des täglichen Abwasserzuflusses (Q_d) und des täglichen Trockenwetterzuflusses ($Q_{T,d}$) der KA Weinstadt für den Zeitraum 2015 bis 2017

5.3 Stoffliche Belastung

Im Rahmen der Eigenüberwachung werden die Parameter CSB, N_{ges}, NH_4-N und P_{ges} ein- bis dreimal pro Woche im Zulauf des Klärwerks aus 24 h-Mischproben bestimmt. Die Probennahmestelle „Zulauf“ ist unbeeinflusst von internen Rückbelastungsströmen.

Die Ergebnisse der Belastungsauswertung für den Zulauf sind nachfolgend als Unterschreitungshäufigkeit in Abbildung 12 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Belastungsgrößen CSB und Gesamtstickstoff einen nahezu identischen Verlauf in der Unterschreitungshäufigkeit besitzen. Lediglich für den Parameter P_{ges} liegt eine deutlich geringere Belastung vor. Die Belastungsgrenze der Ausbaugröße wird von keinem der drei Belastungsparameter erreicht. (Abbildung 12)

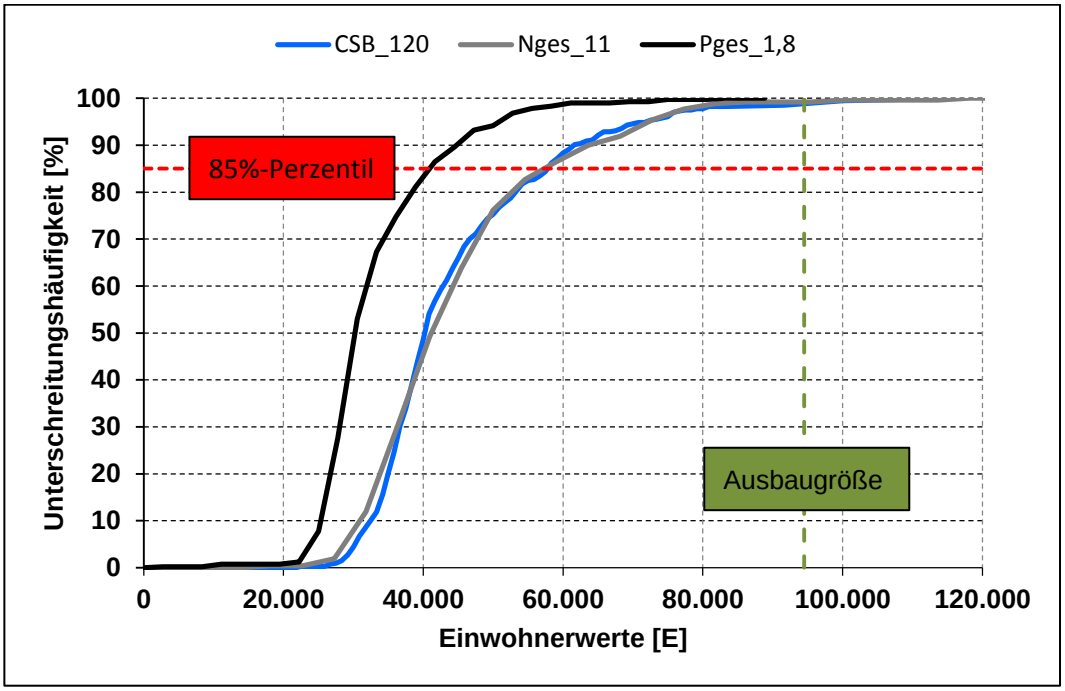


Abbildung 12: Unterschreitungshäufigkeit der organischen Belastung (CSB) sowie der Nährstoffe N_{ges} und P_{ges} als Einwohnerwerte für den Zeitraum 2015 bis 2017 der Kläranlage Weinstadt

5.4 Reinigungsleistung

Im Ablauf der Kläranlage Weinstadt werden für die Eigenkontrolle die Parameter CSB, NH_4-N, NO_3-N, N_{ges} und P_{ges} aus durchflussproportionalen 24-h Mischproben bestimmt. NO_2-N wird einmal pro Woche gemessen.

Die Fülle der vorliegenden Betriebsdaten basiert somit auf 24-h Mischproben, wohingegen die amtliche Überwachung des Kläranlagenablaufs anhand der qualifizierten Stichprobe erfolgt. Daraus ergibt sich, dass eine ausreichende Sicherheit bei der Qualität der Mischprobe vorhanden sein muss, um die im Tagesverlauf teilweise erheblichen Schwankungen unterliegenden Werte der Stichprobe kompensieren zu können.

Die Eliminationsgrade für die Schmutzparameter CSB, P_{ges} und N_{ges} sind in Abhängigkeit der hydraulischen Belastung sowie für Abwassertemperaturen von ≥ 12°C in Abbildung 13 dargestellt. Die Reinigungsleistung in Bezug auf die Parameter CSB und P_{ges} kann als sehr gut eingestuft werden, die des Parameters N_{ges} als zufriedenstellend. Die entsprechende Unterschreitungshäufigkeit der Konzentrationen der Tagesmischproben ist in Abbildung 14 und Abbildung 15.

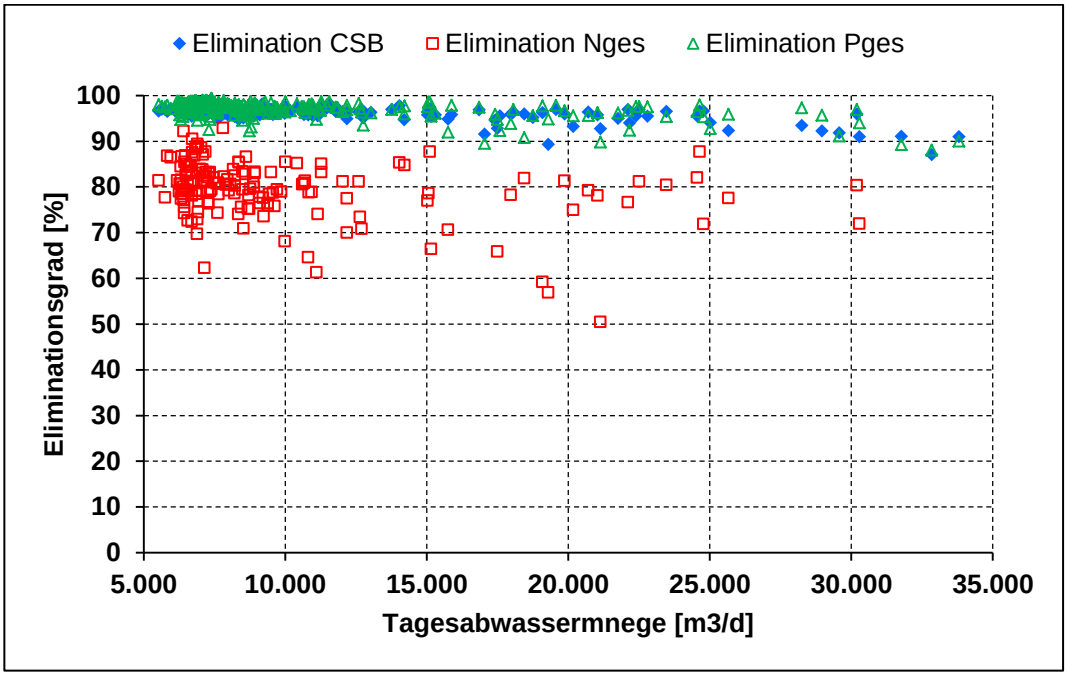


Abbildung 13: Eliminationsgerade der Parameter CSB, N_{ges} und P_{ges} in Abhängigkeit der hydraulischen Belastung und bei einer Abwassertemperatur im Belebungsbecken von ≥ 12 C

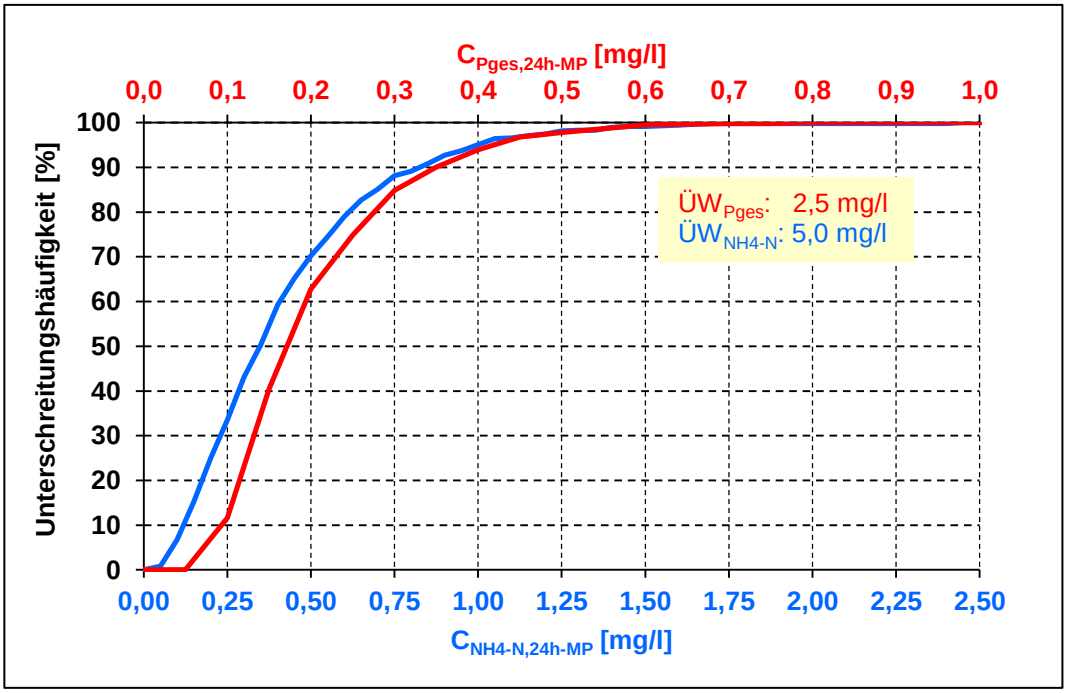


Abbildung 14: Unterschreitungshäufigkeit der Parameter NH_4-N und P_{ges} der Tagesmischprobe

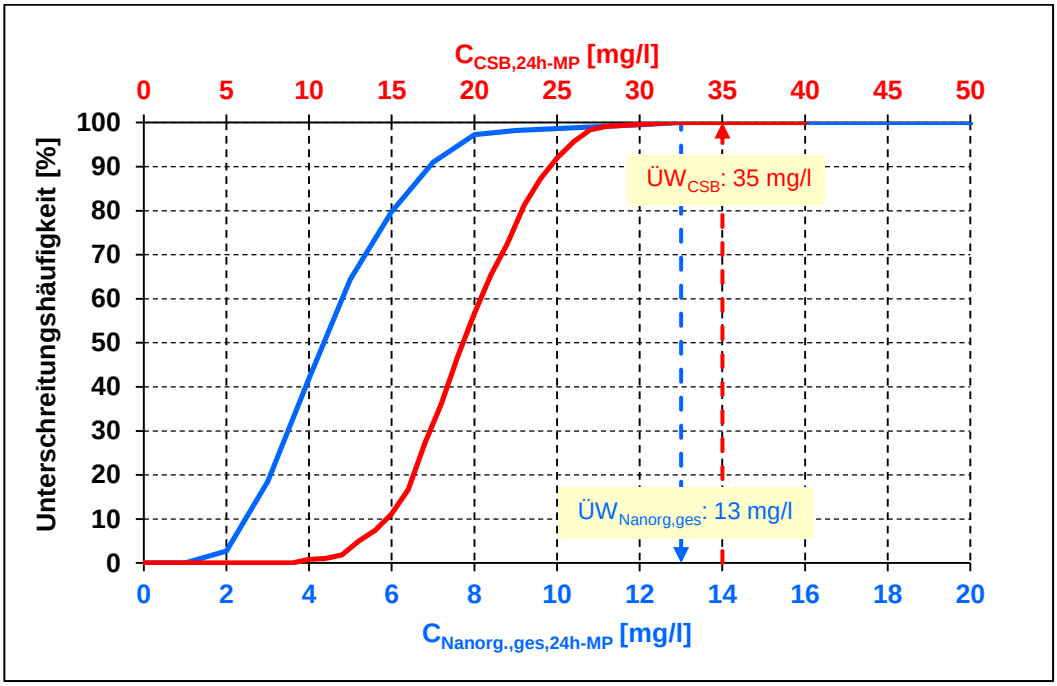


Abbildung 15: Unterschreitungshäufigkeit der Parameter $N_{anorg.,ges}$ bei T_{Abw} ≥12°C und CSB der Tagesmischprobe

5.5 Betriebsparameter (TS-Gehalt und ISV)

Die Unterschreitungshäufigkeit der beiden Betriebsparameter TS_{BB} und ISV für den Kläranlagenbereich Nord sind in Abbildung 16 aufgeführt. Der Median des TS_{BB}-Gehalts beträgt 3,9 g/l, der des Schlammindexes 115 ml/g.

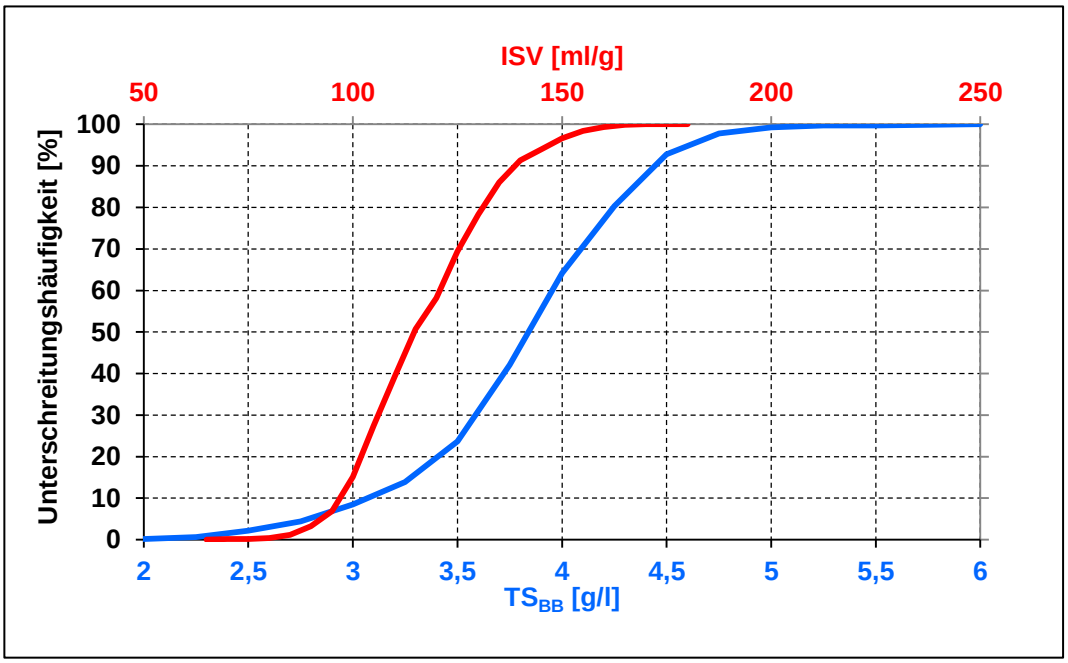


Abbildung 16: Unterschreitungshäufigkeit des Trockensubstanzgehalts und des Schlammindexes im Belebungsbecken des Nord-Bereiches der Kläranlage Weinstadt

6 Spurenstoffscreening der Kläranlage Weinstadt

Für die Einschätzung der Ergebnisse der orientierenden Messungen zum Vorkommen organischer Spurenstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage Weinstadt werden im Folgenden die Zulaufkonzentrationen und die ermittelten Eliminationsraten den Ergebnissen der Messkampagne zur „Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation in Baden-Württemberg“ gegenübergestellt. Im Rahmen dieser Messkampagne wurden 40 Kläranlagen unterschiedlicher Größenordnung im Zeitraum 2015/2016 einmalig auf deren Spurenstoffsituation vom Kompetenzzentrum Spurenstoffe (KomS) Baden-Württemberg untersucht [51].

Die Abwasserproben der Kläranlagen (72 Stunden Mischproben) wurden dabei auf das Vorliegen von insgesamt 50 Spurenstoffen analysiert. Es hat sich gezeigt, dass knapp die Hälfte der Stoffe im Rohabwasser aller untersuchten Kläranlagen quantitativ nachweisbar waren, d. h. diese Stoffe sind ubiquitär im Rohabwasser vorhanden. Fünf der untersuchten Substanzen konnten in keinem Zulauf oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Die restlichen Substanzen waren in unterschiedlicher Häufigkeit im Rohabwasser der Kläranlagen enthalten. Da diese Stoffe nicht flächendeckend im Abwasser vorliegen, kann deren Nachweis im Rohabwasser ein Indiz für einen oder wenige lokale(n) Einleiter sein.

6.1 Angaben zur Messkampagne

6.1.1 Angaben zur Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik

Die Durchführung der Spurenstoffmesskampagne erfolgte gemäß den KomS-Handlungsempfehlungen [52] zur Vergleichskontrolle:

Für die Beurteilung der Spurenstoffsituation der Kläranlage Weinstadt wurde im Zu- und Ablauf der Kläranlage an drei aufeinanderfolgenden Tagen volumenproportionale 24-Proben gezogen. Anschließend wurden die Proben einer Messstelle zu jeweils einer 72-Stundenprobe vereint. Dies erfolgte unter Berücksichtigung der behandelten Tagesabwassermengen.

Mit den Spurenstoffeliminationsverfahren wird darauf abgezielt, gelöste Substanzen aus dem Abwasser zu eliminieren. Um ausschließlich die gelöste Fraktion an Abwasserinhaltsstoffen beurteilen zu können, wurden daher die Proben mittels Membranfilter aus Cellulosenitrat mit einer Porengröße von 0,45 µm filtriert.

Die Probenahme als auch die Probenaufbereitung wurden vom Betriebspersonal der Kläranlage Weinstadt durchgeführt. Für die Spurenstoffanalyse wurde das Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe beauftragt.

Die Probenahme erfolgte von Dienstag, den 17.04.2018-8:00 Uhr bis Donnerstag, den 19.04.2018-08:00 Uhr. Während dieser Zeit wurde in der Kläranlage Weinstadt eine Abwassermenge von 22.618 m³ behandelt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Tageswassermenge von 7.539 m³/d. An allen drei Tagen herrschte Trockenwetter.

6.1.2 Analyseumfang

Zur Bewertung der Spurenstoffsituation der Kläranlage wurden die Abwasserproben auf das Vorliegen der Substanzen der aktuellen Spurenstoffliste_A des Kompetenzzentrums Spurenstoffe (KomS) Baden-Württemberg analysiert, welche gegenwärtig insgesamt 47 Stoffe beinhaltet:

- Arzneimittelrückstände
  10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin, Azithromycin, Bezafibrat, Candesartan, Carbamazepin, Ciprofloxacin, Clarithromycin, Dehydrato-Erythromycin A, Diclofenac, Erythromycin A, Gabapentin, Guanylharnstoff, Hydrochlorothiazid, Ibuprofen, Irbesartan, Metformin, Metoprolol, Sulfamethoxazol

- Röntgenkontrastmittel
  Amidotrizoesäure, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid

- Estrogene
  17-alpha-Ethinylestradiol, 17-beta-Estradiol, Estron

- Pestizide
  Carbendazim, DEET, Mecoprop, Terbutryn

- Korrosionsschutzmittel
  Benzotriazol, ∑ 4- und 5-Methylbenzotriazol

- Komplexbildner
  DTPA, EDTA, NTA

- Weitere Chemikalien
  Melamin

- Perfluorierte Verbindungen
  PFBA, PFOA, PFBS, PFOS

- Synthetische Duftstoffe
  AHTN, HHCB

- Flammschutzmittel
  TCEP, TCPP

- Synthetische Süßstoffe
  Acesulfam, Cyclamat, Sucralose

In dieser Liste sind alle Substanzen enthalten, die sich bei der Messkampagne zur Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen als ubiquitär herausgestellt haben. Insgesamt beinhaltet die Liste 40 der im Rahmen der Bestandaufnahme analysierten Stoffe.

6.2 Vorkommen der Spurenstoffe im Zu- und Ablauf

Abbildung 17 zeigt in welchen Konzentrationsbereichen die untersuchten Spurenstoffe im Rohabwasser und im Ablauf der Kläranlage Weinstadt vorliegen. In beiden Proben können für einige der Spurenstoffe keine Konzentrationen bestimmt werden (< BG). Allerdings gilt es zu beachten, dass die Bestimmungsgrenzen der Stoffe in den Zulaufproben höher sind als in der Ablaufprobe.

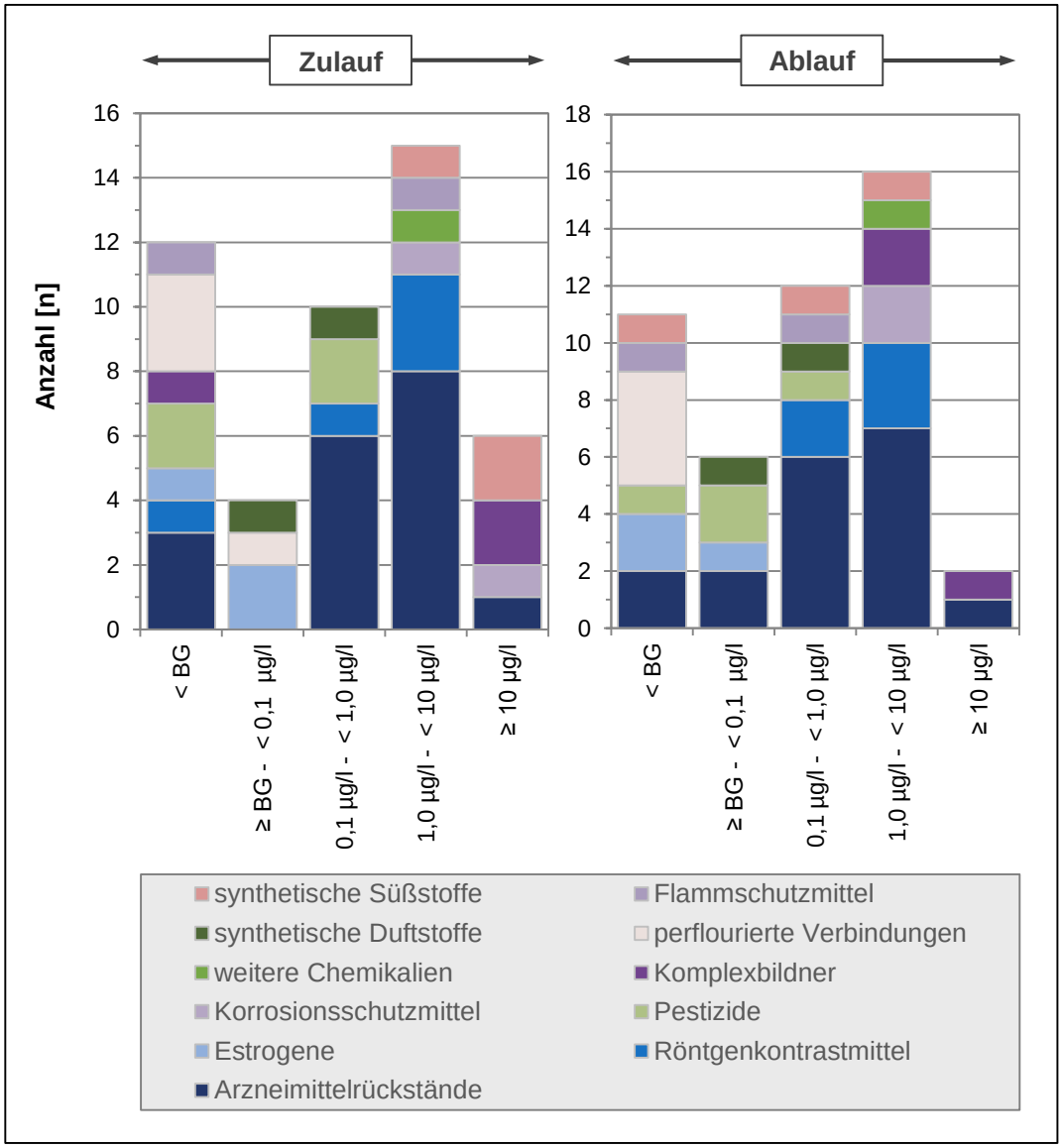


Abbildung 17: Vorkommen von Spurenstoffen unterschiedlicher Substanzgruppen im Zu- und Ablauf der Kläranlage Weinstadt

Im Ablauf der Kläranlage Weinstadt konnten elf Substanzen lediglich qualitativ (Messergebnis < BG) nachgewiesen werden. Die Mehrzahl der quantitativ nachweisbaren Substanzen im Ablauf lag im Konzentrationsbereich zwischen 1 µg/l und 10 µg/l vor. (Abbildung 17)

Aus Abbildung 18 geht hervor, dass alle Substanzen – mit Ausnahme von Guanylharnstoff – die sich im Rahmen der Bestandsaufnahme des KomS als ubiquitär im Rohabwasser vorkommend herausgestellt haben, im Zulauf der Kläranlage Weinstadt quantifiziert werden konnten. Die Konzentrationen sind aber meistens unterhalb des Medianwertes, teilweise sogar noch unterhalb des 25 % -Quantils der Konzentrationen der Bestandsaufnahme liegen. Lediglich für den Komplexbildner EDTA, das Flammschutzmittel TCPP und den synthetischen Süßstoff Acesulfam wurden erhöhte Konzentrationen nachgewiesen.

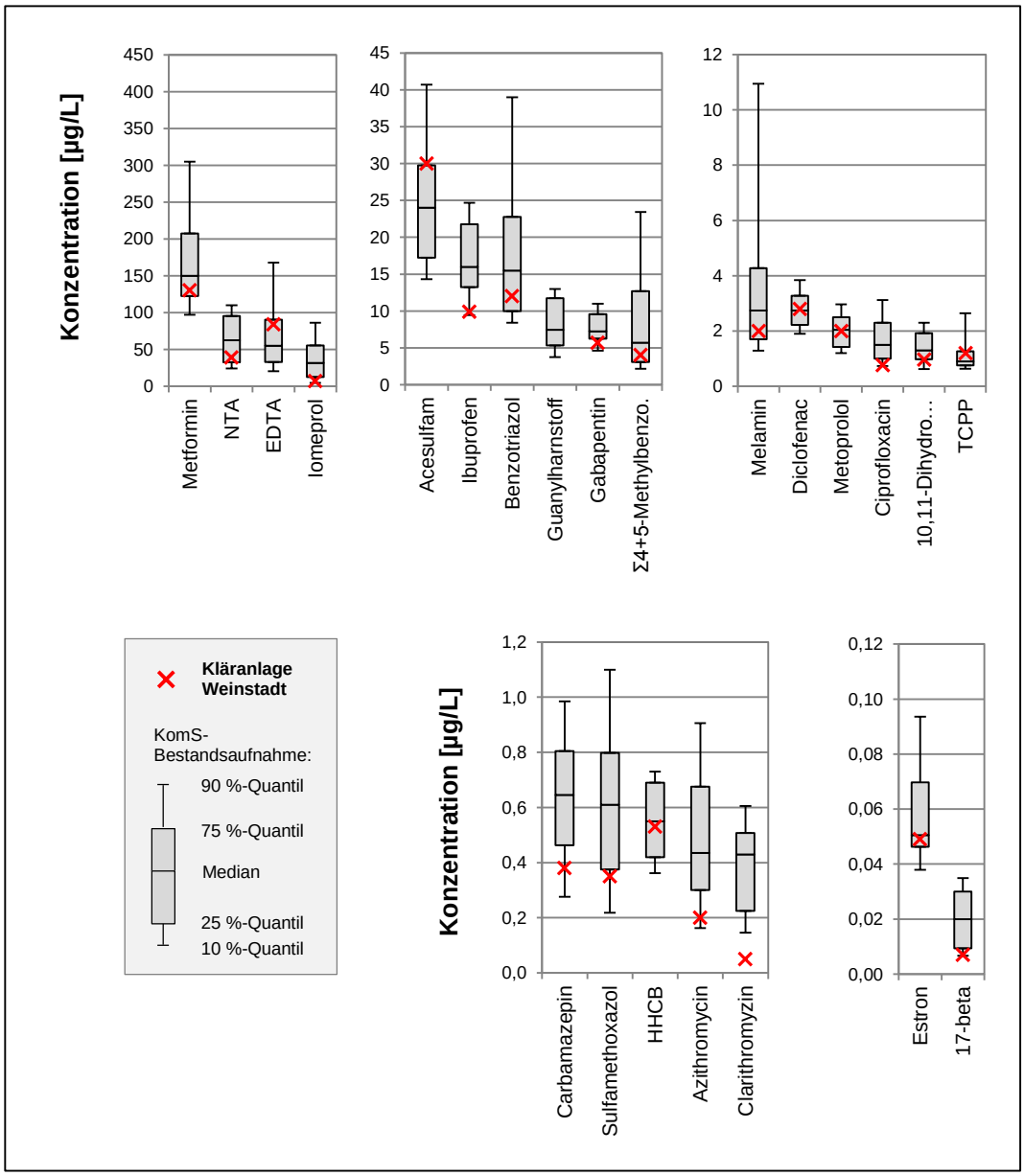


Abbildung 18: Vergleich der Konzentrationen jener Substanzen, die in Kläranlagenzuläufen ubiquitär vorkommen; Vergleichsmaßstab: 40 Kläranlagen in Baden-Württemberg

Von den Substanzen, die im Rahmen der Bestandsaufnahme des KomS als nicht flächendeckend identifiziert werden konnten, waren im Rohzulauf der Kläranlage Weinstadt vier Substanzen enthalten. Wie in Abbildung 19 zu sehen, handelt es ich dabei um die Pestizide DEET und Terbutryn, das perfluorierte Tensid PFOS sowie um den synthetischen Duftstoff AHTN.

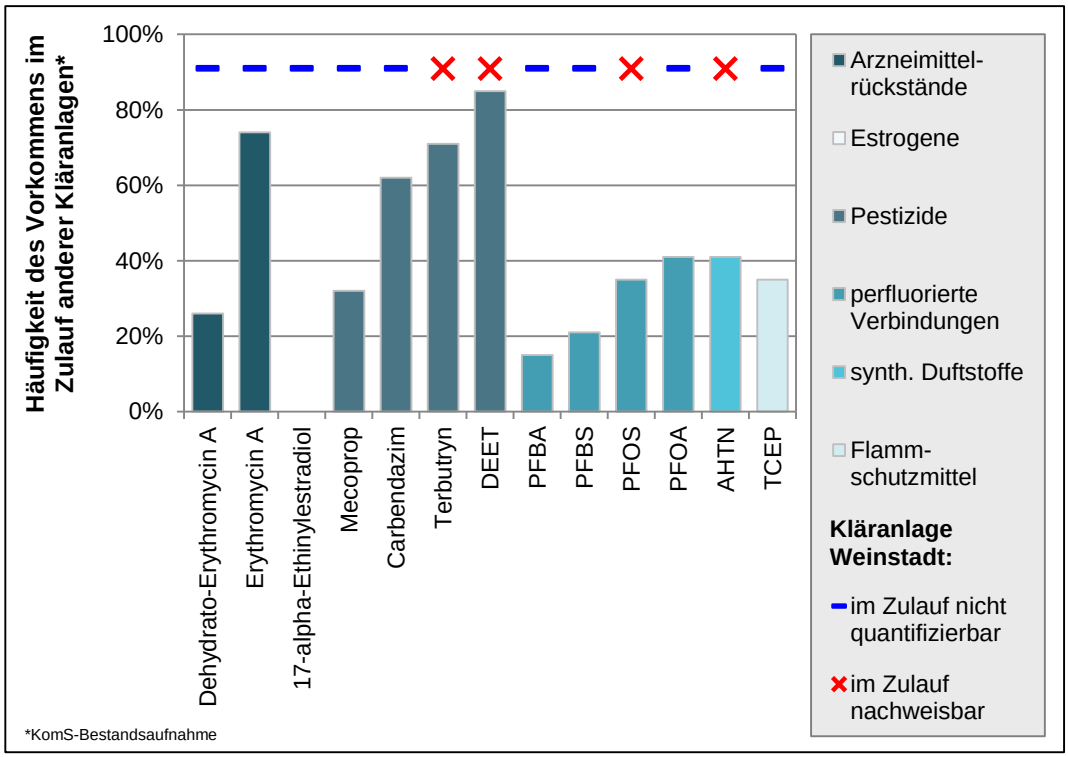


Abbildung 19: Vorkommen von nicht flächendeckend vorliegenden Substanzen im Zulauf der Kläranlage Weinstadt

6.3 Elimination

Für die nachfolgenden Auswertungen gilt:

- Es konnte nur für jene Substanzen ein Eliminationsumfang berechnet werden, für die in der Zulaufprobe eine Konzentration oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) bestimmt werden konnte.
- Für die Berechnung der Elimination wurde bei Substanzen, bei denen im Ablauf die Bestimmungsgrenze unterschritten wurde, die halbe Konzentration der Bestimmungsgrenze herangezogen.

Für die zwölf Substanzen, die bereits im Rohabwasser in Konzentrationen unterhalb der BG vorkamen, kann in Bezug auf die Elimination der konventionellen Abwassereinigung keine Aussage getroffen werden. Für zehn Substanzen wurden negative Eliminationsgerade bilanziert. Lediglich für acht Substanzen konnte eine Elimination von mehr als 90 % durch die konventionelle Abwassereinigung erreicht werden. (Abbildung 20 und Abbildung 21)

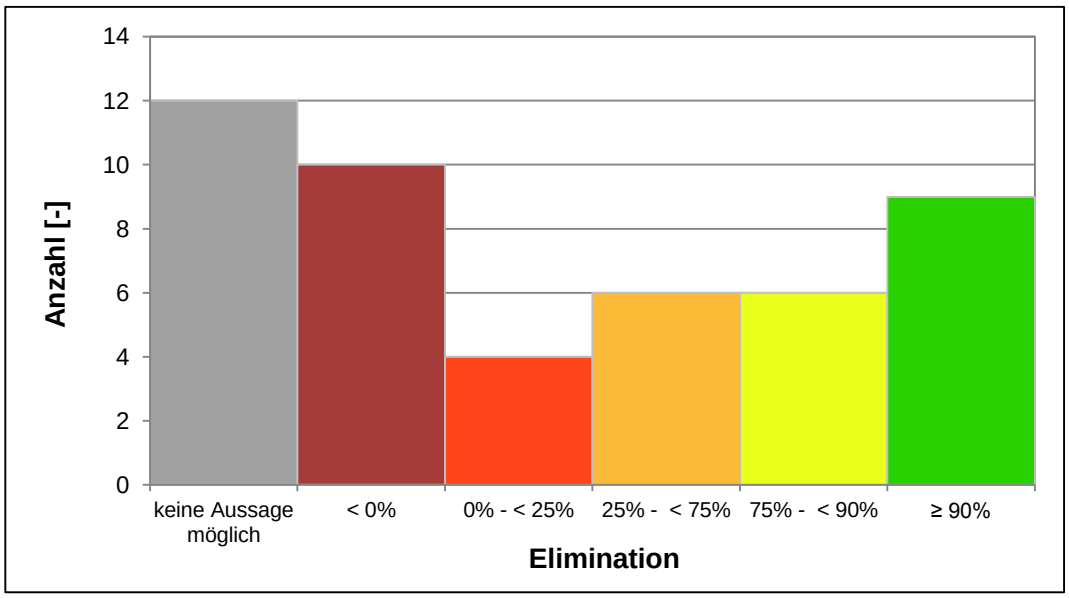


Abbildung 20: Eliminationsbereiche für die untersuchten Spurenstoffe der Kläranlage Weinstadt

Ein Vergleich der Elimination der Kläranlage Weinstadt mit den Angaben der Bestandsaufnahme des KomS zeigt, dass die Elimination für die Mehrzahl der Stoffe im Bereich der Bestandsaufnahme liegt. Auffallend ist insbesondere die höhere Elimination des Wirkstoffs Clarithromyzin sowie des Süßstoffes Acesulfam im Vergleich zur Bestandsaufnahme des KomS (Abbildung 21).

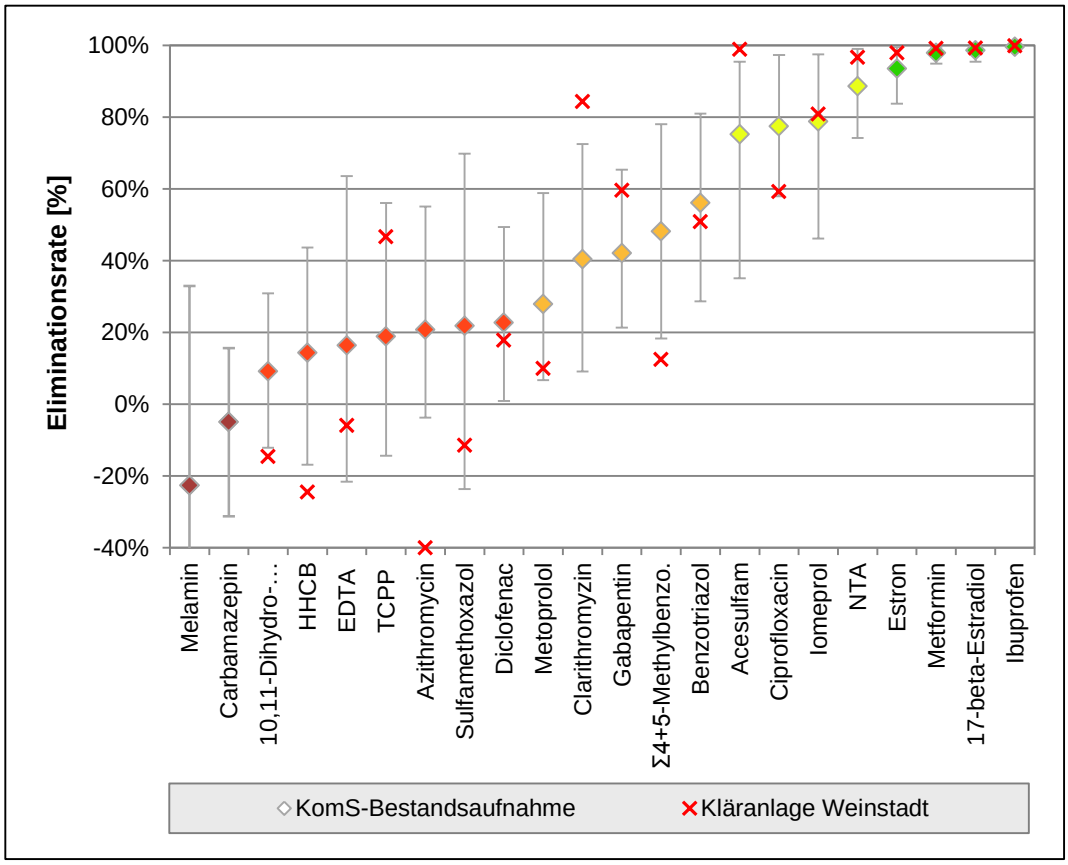


Abbildung 21: Einordung der Elimination der Kläranlage Weinstadt im Vergleich zur Bestandsaufnahme des KomS BW

7 Ermittlung des Bemessungszuflusses für die Spurenstoffelimination

7.1 Vollstrom- vs. Teilstrombehandlung

In Abbildung 22 wird am Beispiel des Arzneimittelwirkstoffes Diclofenac der Unterschied im Gesamtwirkungsgrad bei Voll- bzw. Teilstrombehandlung dargestellt. Bezüglich des Wirkstoffes Diclofenac findet keine Verringerung der Belastung in der mechanischen und biologischen Stufe des Klärwerks statt ($\eta_{MS/BS}$ = 0 %). Diclofenac gilt als adsorptiv gut entfernbare Substanz. In einer Adsorptionsstufe wird Diclofenac zu mindestens 80 % eliminiert ($\eta_{Spurenstoffeli.}$ = 80 %). Bei Vollstrombehandlung (Q_M = 445 l/s) wird somit ein Gesamtwirkungsgrad von η_{KA} = 80 % erreicht.

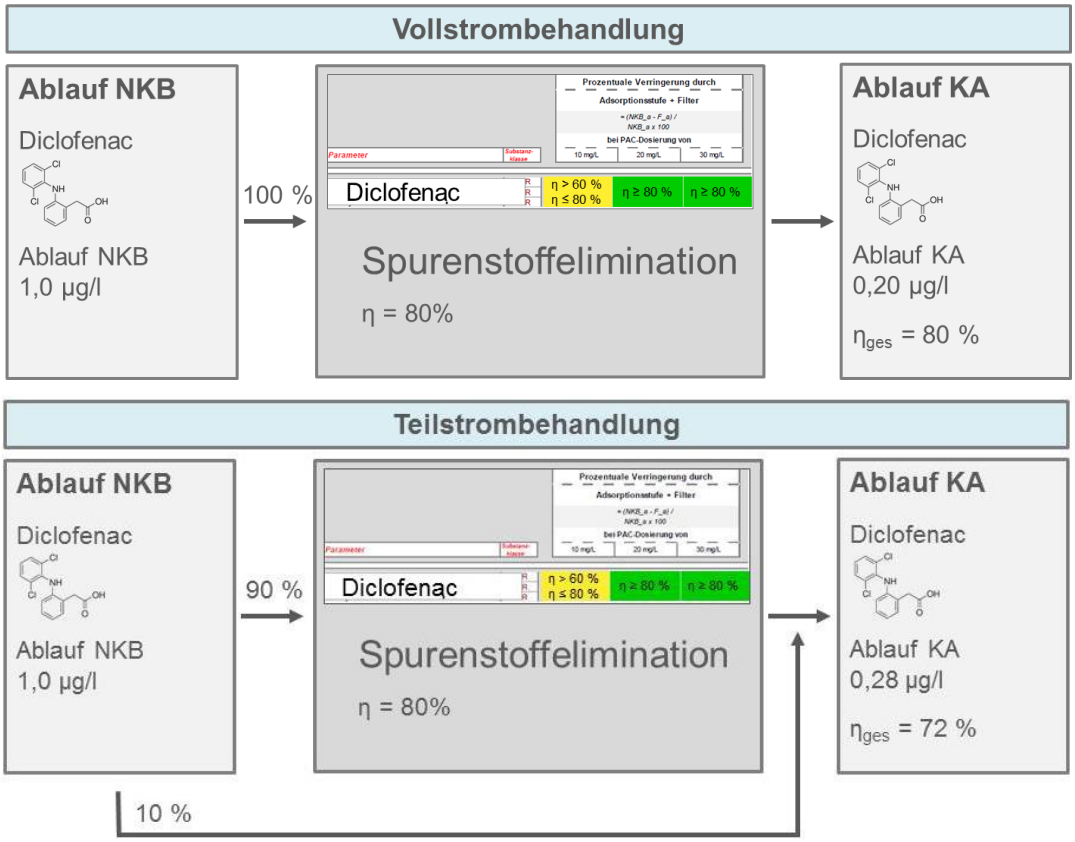


Abbildung 22: Wirkungsgrade der Spurenstoffelimination bei Vollstrom- und Teilstrombehandlung am Beispiel des Arzneimittelwirkstoffes Diclofenac

Bei einer Teilstrombehandlung, mit der 90 % der insgesamt dem Klärwerk zufließenden Abwassermenge behandelt werden, kann die Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination im Vergleich zur Vollstrombehandlung um rund 50 % kleiner ausgeführt werden. Am Beispiel Diclofenac zeigt sich, dass der Gesamtwirkungsgrad mit η_{KA} = 72 % nur knapp unterhalb des Wirkungsgrades bei Vollstrombehandlung (η_{KA} = 80 %) liegt. Vor diesem Hintergrund kann die Auslegung

der Spurenstoffelimination auf eine Vollstrombehandlung als unwirtschaftlich und nicht verhältnismäßig eingestuft werden.

7.2 Bemessungswassermenge

Im Zusammenhang einer wirtschaftlichen Auslegung einer Spurenstoffelimination ist eine Betrachtung zur Teilstrombehandlung erforderlich. Bei einer Teilstrombehandlung wird nicht der maximale Mischwasserzufluss der Kläranlage über die Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination geführt, sondern nur ein Teilstrom. Mit einer Auslegung auf etwa 50 % des maximalen Bemessungszuflusses kann i.d.R. über 85 % der gesamten jährlichen Abwassermenge behandelt werden [14]. Da die notwendigen Reaktoren in der Regel über die hydraulischen Randbedingungen ausgelegt werden, kann mit einer Teilstrombehandlung ein deutlicher Kostenvorteil gegenüber einer Vollstrombehandlung erreicht werden

Die Festlegung der zu behandelnden Abwassermenge bei **Teilstrombehandlung** erfolgt auf Basis der Summenhäufigkeit der täglichen Gesamtzuflüsse der Jahre 2015 – 2017.

Bei einer grundsätzlichen Entscheidung zur Realisierung einer Spurenstoffelimination wird empfohlen, die **Auslegungswassermenge für Teilstrom auf Basis von 1 h-Zuflussmengen** zu überprüfen. Im vorliegenden Fall ist eine Überprüfung des Bemessungszuflusses auf Basis von 1 h- oder 2 h-Werten mit verhältnismäßigem Aufwand nicht möglich, da hierzu mehr als 1.000 Dateien exportiert werden müssten.

7.2.1 Gesamtanlage

Für die Auslegung einer **Vollstrombehandlung** für die Gesamtanlage (beide Kläranlagenbereiche) ist ein maximaler Zufluss in Höhe von 445 l/s (1.602 m^3/h) zugrunde zu legen.

Auf Basis der Datenauswertung zeigt sich, dass für eine Teilstrombehandlung der Gesamtanlage der Bemessungszufluss zur gezielten Spurenstoffelimination 186 l/s (rd. 670 m³/h) betragen muss, um 90 % der Jahresabwassermenge (JAM) behandeln zu können. Wird der maximal stündliche Trockenwetterzufluss in Höhe von 245 l/s gemäß wasserrechtlicher Erlaubnis als Bemessungszufluss gewählt, werden somit etwa 96 % der JAM behandelt. (Abbildung 23)

Die Zeit der Vollstrombehandlung liegt für den Bemessungszufluss von 186 l/s bei ca. 84 %. Wird hingegen der maximale stündliche Trockenwetterzufluss von 245 l/s berücksichtigt, beträgt der Zeitanteil der Vollstrombehandlung etwa 92 %. (Abbildung 24)

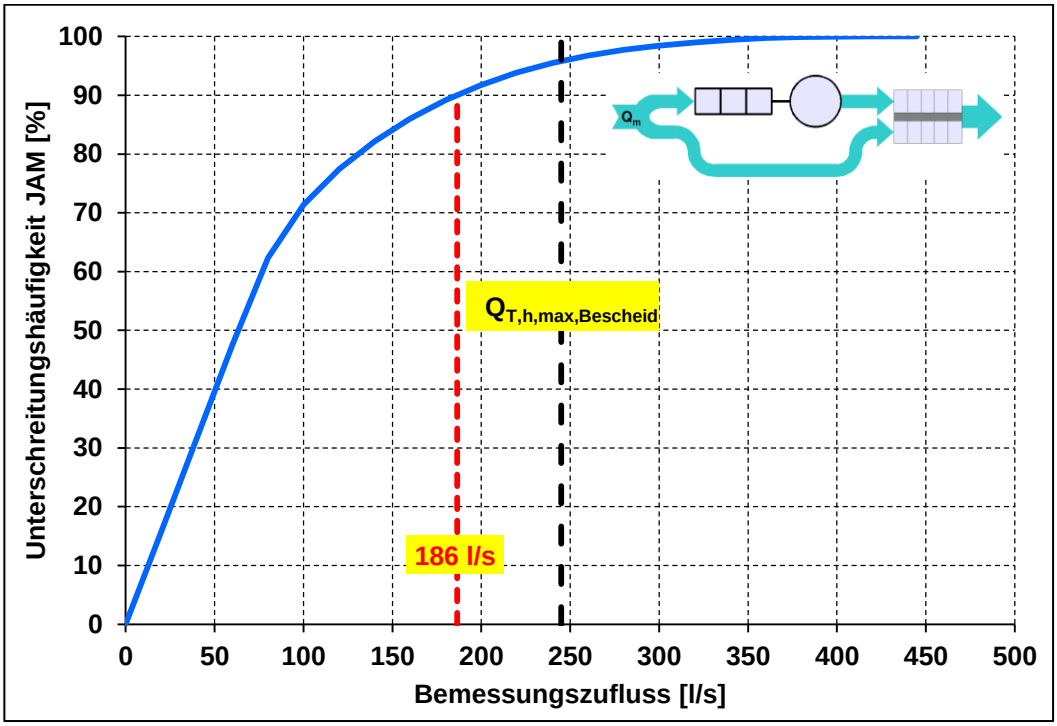


Abbildung 23: Bestimmung der Auslegungswassermenge (Gesamtanlage) auf Basis der Summenhäufigkeitsverteilung der 24-h-Zulaufwassermengen für die Jahre 2015 - 2017

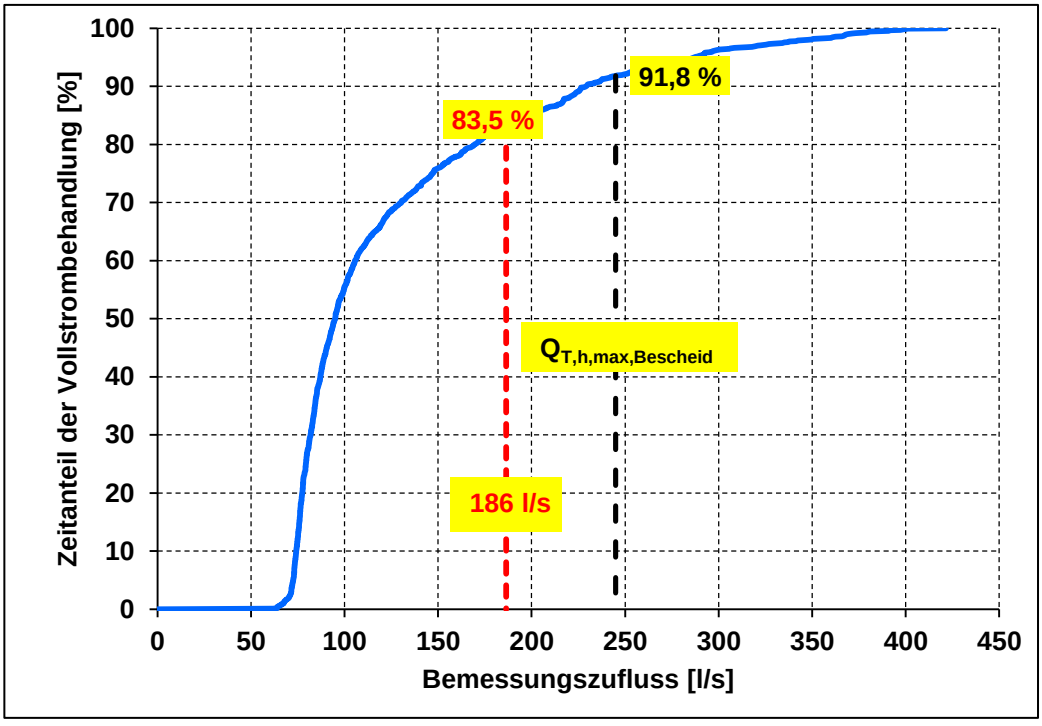


Abbildung 24: Bestimmung des Zeitanteils der Vollstrombehandlung (Gesamtanlage) in Abhängigkeit des Bemessungszuflusses für die Jahre 2015 – 2017

Auf Basis der Auswertung der Tageszuflüsse können die jährlich zu behandelnden Abwassermengen für die Vollstrom- und die Teilstrombehandlung wie folgt abgeschätzt werden:

- **Vollstrom (100 % der JAM)** **Q_{Bem} = 445 l/s** **3.975.000 m^3/a**
- **Teilstrom (90 % der JAM)** **Q_{Bem} = 186 l/s** **3.570.000 m^3/a**
- **Teilstrom ($Q_{T,h,max}$)** **Q_{Bem} = 245 l/s** **3.816.000 m^3/a**

Eine Teilstrombehandlung mit Q_{Bem} = 186 l/s, mit der 90 % der JAM erfasst werden, führt zu deutlich geringeren Behandlungsvolumen. Im Vergleich zur Vollstrombehandlung kann die Anlage zu etwa 50 % kleiner ausgeführt werden. Am Beispiel Diclofenac zeigt sich, dass der Gesamtwirkungsgrad mit η_{KA} = 72 % nur knapp unterhalb des Wirkungsgrades bei Vollstrombehandlung (η_{KA} = 80 %) liegt. Wird hingegen der nominelle maximale Trockenwetterabfluss als Bemessungszufluss gewählt (Q_{Bem} = 245 l/s), hat dies eine Vergrößerung der Systemgrößen von etwa 20 % zur Folge, gleichwohl lediglich ein Anstieg des Gesamtwirkungsgrads um 5 % (von 72 % auf 77 %) zu erwarten ist.

Vor diesem Hintergrund kann die Auslegung der Spurenstoffelimination auf eine Vollstrombehandlung als unwirtschaftlich und nicht verhältnismäßig eingestuft werden. Ebenso kritisch gesehen werden muss eine Auslegung auf den nominellen maximalen Trockenwetterzufluss. Eine Teilstrombehandlung mit einer Bemessungswassermenge von 186 l/s deckt einen Großteil der insgesamt zu behandelnden Wassermengen (vgl. Abbildung 23) und einen annehmbaren Zeitanteil im Vergleich zur Vollstrombehandlung (vgl. Abbildung 24) ab. **Daher wird im Rahmen der vorliegenden Studie die Teilstrombehandlung weiter verfolgt.**

7.2.2 Kläranlagenbereich Süd

Für eine Teilstrombehandlung des Kläranlagenbereichs Süd wird ein maßgeblicher Bemessungszufluss in Höhe von 65 l/s (234 m³/h) ermittelt. Damit werden 90 % der zufließenden Abwassermenge des Kläranlagenbereichs Süd behandelt (Abbildung 25). Die Zeit der Vollstrombehandlung liegt bei ca. 80 % (Abbildung 24).

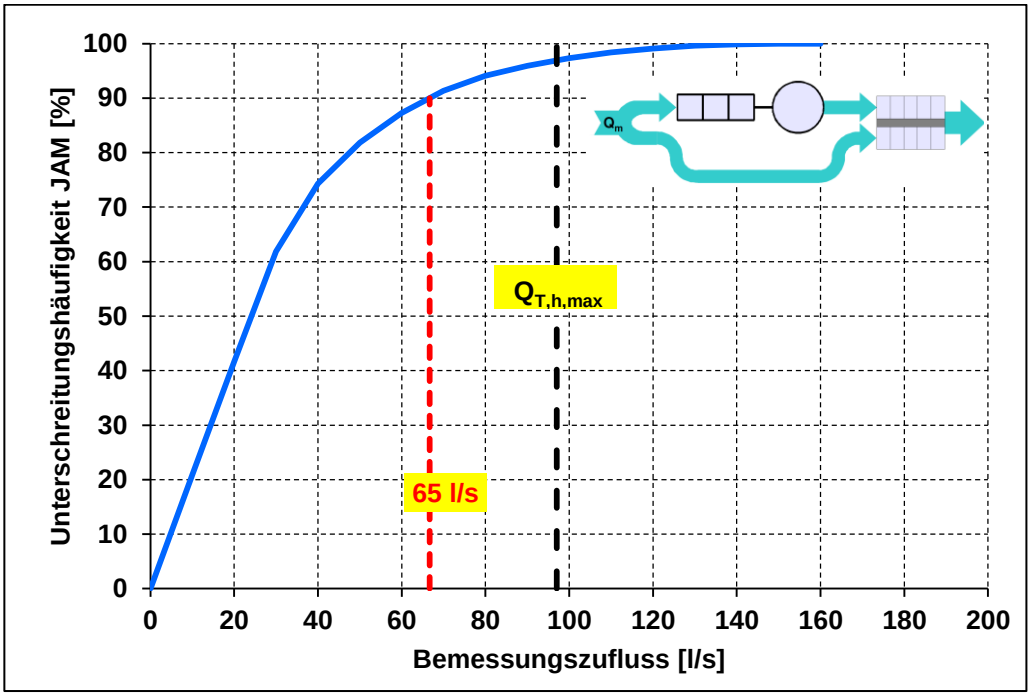


Abbildung 25: Bestimmung der Auslegungswassermenge (Kläranlagenbereich Süd) auf Basis der Summenhäufigkeitsverteilung der 24 h-Zulaufwassermengen für die Jahre 2015 – 2017

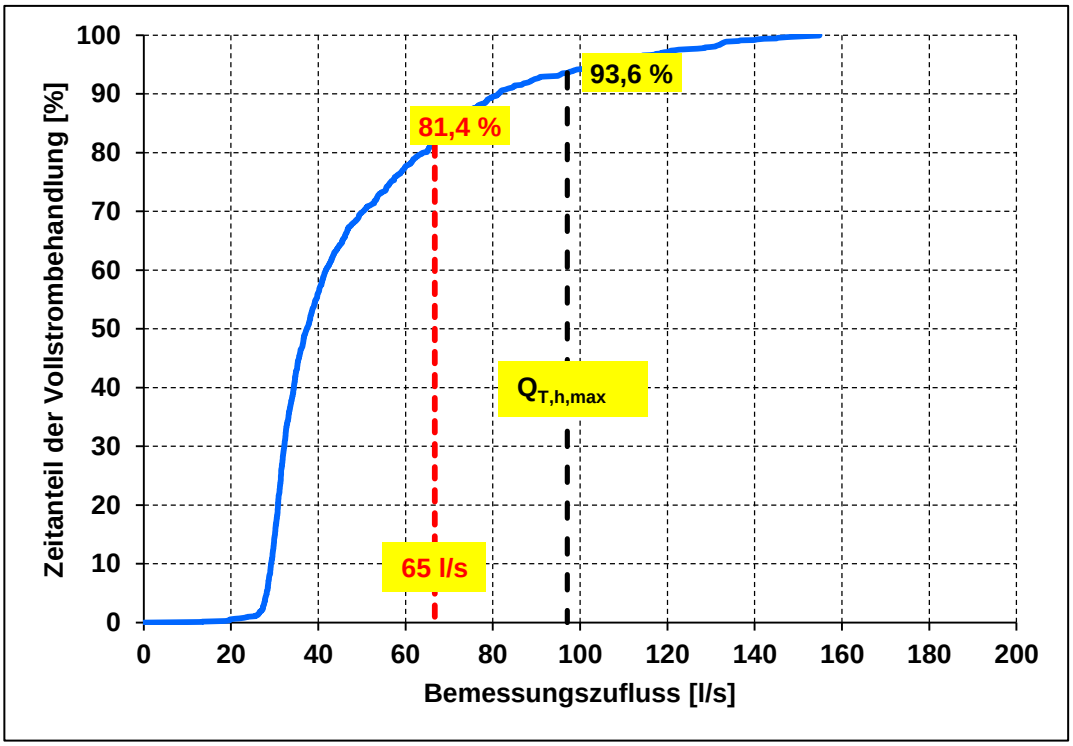


Abbildung 26: Bestimmung des Zeitanteils der Vollstrombehandlung (Kläranlagenbereich Süd) in Abhängigkeit des Bemessungszuflusses für die Jahre 2015 – 2017

Im Mittel der Jahre 2015 - 2017 können auf Basis der 24-h-Zulaufwerte die Jahresabwassermengen für die Vollstrom- und die Teilstrombehandlung wie folgt abgeschätzt werden:

- **Vollstrom (100 %)** **Q_{Bem} = 178 l/s** **1.516.000 m^3/a**
- **Teilstrom (90 %)** **QBem = 65 l/s** **1.364.000 m3/a**
- **Teilstrom ($Q_{T,h,max}$)** **Q_{Bem} = 98 /s** **1.471.000 m^3/a**

7.2.3 Kläranlagenbereich Nord

Bei Teilstrombehandlung für den Kläranlagenbereich Nord werden 121 l/s (432 m³/h) als maßgeblicher Bemessungszufluss festgelegt. Damit werden 90 % der insgesamt der Straße Nord zufließenden Abwassermenge behandelt (Abbildung 27). Die Zeit der Vollstrombehandlung liegt bei ca. 84 % (Abbildung 28).

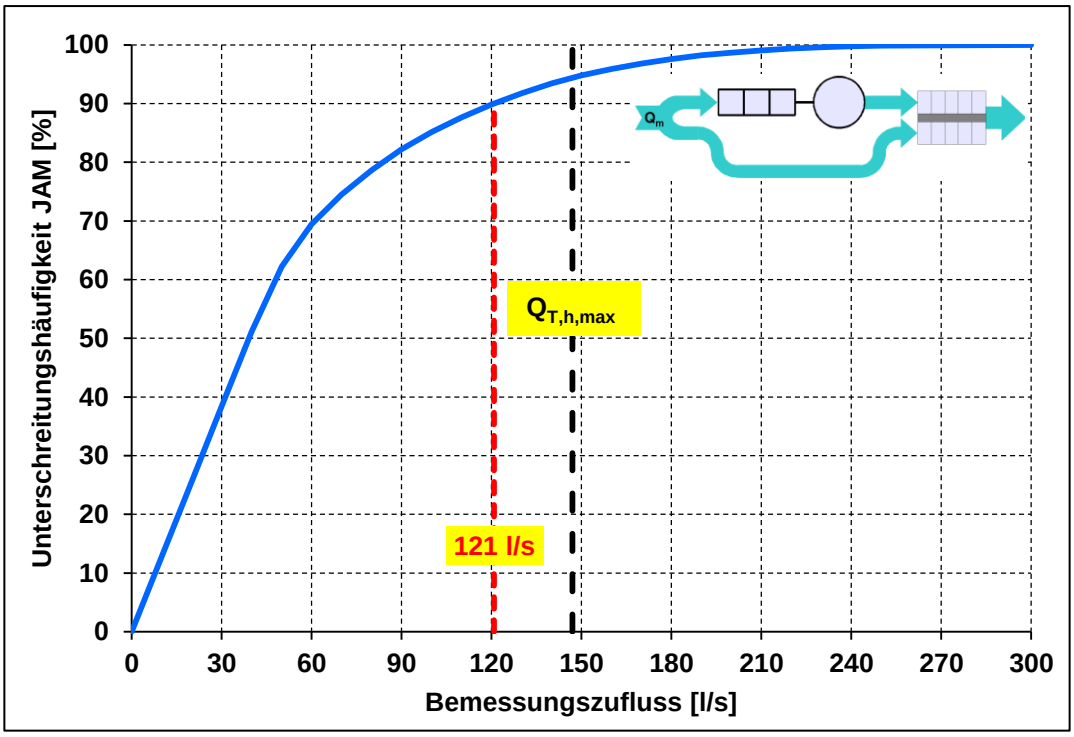


Abbildung 27: Bestimmung der Auslegungswassermenge (Kläranlagenbereich Nord) auf Basis der Summenhäufigkeitsverteilung der 24 h-Zulaufwassermengen für die Jahre 2015 – 2017

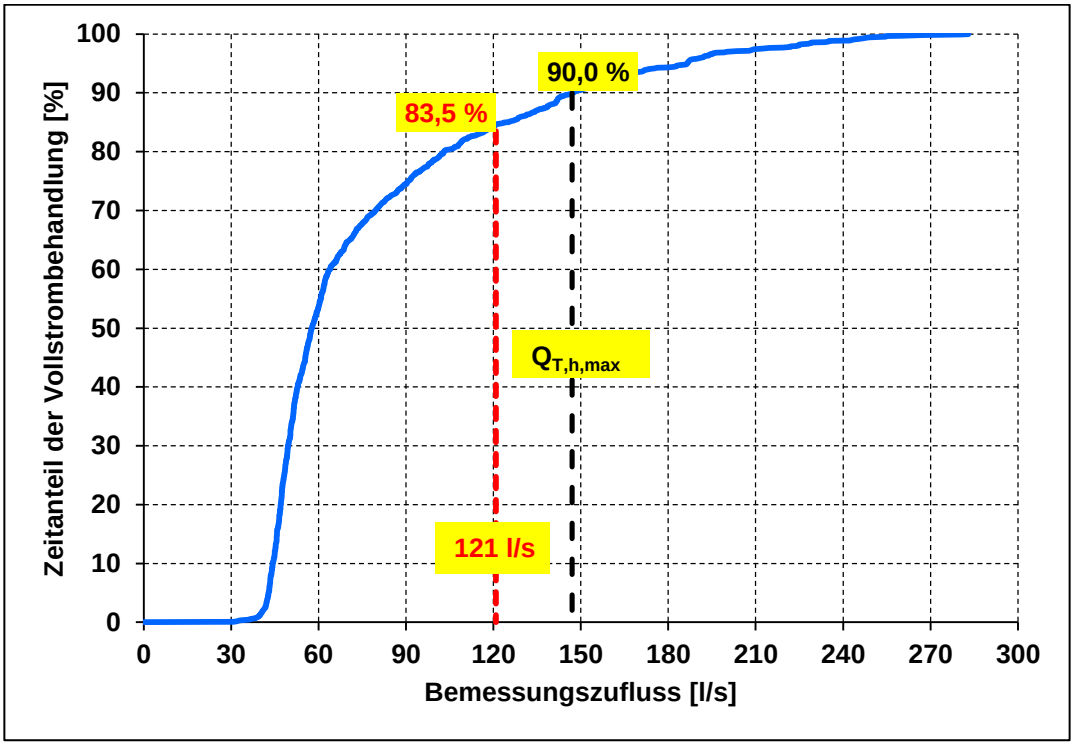


Abbildung 28: Bestimmung des Zeitanteils der Vollstrombehandlung (Kläranlagenbereich Nord) in Abhängigkeit des Bemessungszuflusses für die Jahre 2015 – 2017

Im Mittel der Jahre 2015 - 2017 können auf Basis der 24-h-Zulaufwerte die Jahresabwassermengen für die Vollstrom- und die Teilstrombehandlung wie folgt abgeschätzt werden:

- **Vollstrom (100 %)** **Q_{Bem} = 267 l/s** **2.466.000 m³/a**
- **Teilstrom (90 %)** **Q_{Bem} = 121 l/s** **2.220.000 m³/a**
- **Teilstrom ($Q_{T,h,max}$)** **Q_{Bem} = 147 l/s** **2.327.000 m³/a**

Tabelle 6 zeigt zusammenfassend die Bemessungswassermenge für die Anlage zur Spurenstoffelimination. Für die nachfolgenden Betrachtungen wird von einer Teilstrombehandlung ausgegangen, durch die 90 % der Jahresabwassermenge weitergehend behandelt werden.

Tabelle 6: Bemessungswassermenge für die Anlage zur Spurenstoffelimination

Bezeichnung	Gesamtanlage	Kläranlagenbereich Süd	Kläranlagenbereich Nord
Teilstrom (90% JAM)	**186**	**65**	**121**
Teilstrom ($Q_{T,h,max}$)	245	98	147
Vollstrom	445	178	267

8 Konzepte für die Kläranlage Weinstadt zur Spurenstoffelimination

8.1 Örtliche und technische Randbedingungen

Eine Besonderheit der Kläranlage Weinstadt ist, dass die 4-spurige Bundesstraße 29 Stuttgart-Schorndorf das Kläranlagengelände durchschneidet. Für die Verbindung der beiden Kläranlagenbereiche Nord und Süd wurde ein begehbarer Rohrkanal erstellt.

Auf dem Kläranlagenbereich Süd sind die mechanische Reinigungsstufe sowie die Schlammbehandlung der gesamten Kläranlage Weinstadt angesiedelt. Mögliche Freiflächen sind in diesem Bereich kaum bzw. gar nicht vorhanden (Abbildung 29). Lediglich im südlichen Bereich des Kläranlagenteils wäre theoretisch eine Freifläche von etwa 1.290 m^2 vorhanden, die derzeit als Lagerplatz für Schlammcontainer und als Rangierplatz für Lkw genutzt wird. Nach Rücksprache mit dem Betrieb ist die Freifläche zur Realisierung einer Anlage zur Spurenstoffelimination nicht nutzbar.

Abbildung 29: Luftbildaufnahme des Süd-Bereiches der Kläranlage Weinstadt [Quelle: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg]

Im nördlichen Kläranlagenbereich steht prinzipiell eine Fläche von etwa 2.715 m^2 zur Verfügung (Abbildung 30). Auch die weiter in nördlichen Bereich befindlichen Flächen sind im Eigentum der Stadt Weinstadt und können im Bedarfsfall genutzt werden. Primäres Ziel ist aber die Einbindung der Anlage zur Spurenstoffelimination auf dem derzeitigen Kläranlagengelände.

Abbildung 30: Luftbildaufnahme des Nord-Bereiches der Kläranlage Weinstadt [Quelle: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg]

8.2 Einbindung in den bestehenden Wasserweg

Da eine gemeinsame Behandlung beider Kläranlagenbereiche auf der Freifläche des Kläranlagenbereiches Nords erfolgen soll, ist eine hydraulische Einbindung des Ablaufs des Kläranlagenbereiches Süd notwendig. Die Ablaufleitung des Kläranlagenbereiches Süd verläuft westlich entlang des nördlichen Kläranlagenbereiches. Nach der Zusammenführung beider Abläufe erfolgt die gemeinsame Einleitung in das aufnehmende Gewässer Rems (Abbildung 30). Zu berücksichtigen ist, dass in der Ablaufleitung Süd auch Regenwassereinleitungen erfolgen. Im Zuge der Realisierung einer 4. Reinigungsstufe wird angeraten die Einleitungen von Oberflächenwasser in die Ablaufleitung Süd zu kappen.

Für beide Kläranlagenbereiche ist eine Einbindung der Anlage zur Spurenstoffelimination in den bestehenden Wasserweg im Freispiegelabfluss nicht möglich.

9 Auswahl geeigneter Verfahrenskombinationen und Varianten für die Umsetzung auf der Kläranlage Weinstadt

9.1 Allgemeines

In Kapitel 3 wurden verschiedene Verfahrenskombinationen zur Elimination von Spurenstoffen mit ihren Vor- und Nachteilen vorgestellt. Bevor eine detaillierte Ausarbeitung durchgeführt wird, sollen zunächst die Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen herausgearbeitet werden, die sich für die Randbedingungen auf der Kläranlage Weinstadt am geeignetsten darstellen.

9.2 Bewertung und Auswahl möglicher Verfahrenskombinationen

In Tabelle 7 sind mögliche Verfahrenskombinationen zusammengefasst, die sich für den Einsatz einer gezielten Spurenstoffelimination eignen. PAK-basierte Verfahrensansätze erfordern eine nachgeschaltete Filtrationsstufe (Raum- oder Tuchfiltration) zum Rückhalt feinster Aktivkohlepartikel. Zur Verbesserung der Betriebsstabilität (Rückspülintervall) des GAK-Adsorbers wird als Vorbehandlung eine Filtration bei diesem Ansatz berücksichtigt. Im Falle einer Ozonung zur Spurenstoffelimination wird derzeit eine biologische Nachbehandlung empfohlen, um etwaige ökotoxikologische Effekte infolge der Ozonung vor der Einleitung in das Gewässer zu beseitigen. Als mögliche Nachbehandlungsverfahren können Festbettsysteme, eine GAK-Filtration oder eine Raumfiltration zum Einsatz kommen.

Tabelle 7: Übersicht der möglichen Verfahrenskombinationen zur Spurenstoffelimination

Verfahren	Raumfiltration	Tuchfiltration	GAK-Filtration	Biologische Nachbehandlung
PAK	x	x		
GAK	x	x		
Ozonung	x		x	x

Aus der Zusammenstellung in Tabelle 7 ergeben sich somit sieben mögliche Verfahrenskombinationen:

- Pulveraktivkohle-Adsorptionsstufe mit nachgeschaltetem Tuchfilter
- Pulveraktivkohle-Adsorptionsstufe mit nachgeschaltetem Raumfilter
- Raumfilter mit anschließendem GAK-Filter
- Tuchfilter mit anschließendem GAK-Filter
- Ozonung mit nachgeschaltetem Raumfilter
- Ozonung mit nachgeschaltetem GAK-Filter
- Ozonung mit nachgeschalteter biologischer Nachbehandlung

Aufgrund des höheren Investitionsbedarfs der Raumfiltration im Vergleich zur Tuchfiltration werden Varianten, welche eine Raumfiltration beinhalten, nicht weiter betrachtet. In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden folgende Varianten diskutiert und bewertet:

- V1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Teilstrom und nachgeschalteter Tuchfiltration im Teilstrom
- V2: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Teilstrom und nachgeschalteter Tuchfiltration im Hauptstrom
- V3: PAK-Adsorption mit separaten Kontaktreaktor und Sedimentation und nachgeschalteter Tuchfiltration im Teilstrom
- V4: PAK-Adsorption mit separaten Kontaktreaktor und Sedimentation im Teilstrom und nachgeschalteter Tuchfiltration im Hauptstrom

Aus betrieblicher Sicht werden Varianten bevorzugt, die aufgrund ihrer technischen Ausprägung zum Teil auch in die konventionelle Abwassereinigung mit eingebunden werden können. Insbesondere die Schaffung einer Redundanz für das bestehende Nachklärbecken im Kläranlagenbereich Nord hat hierbei eine hohe betriebliche Relevanz. Dies könnte bspw. dadurch erreicht werden, indem das PAK-Sedimentationsbecken im Bedarfsfall auch als Nachklärbecken genutzt werden kann. Inwieweit eine vollständige bzw. teilwiese Redundanz zum bestehenden Nachklärbecken geschaffen werden kann, wird im Rahmen der Variantenbetrachtung untersucht.

Demnach lassen sich drei Vorzugsvarianten für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weinstadt definieren, die im weiteren Verlauf der Studie einer detaillieren Betrachtung unterzogen werden:

- **Variante 3a:** **PAK-Adsorption im Teilstrom mit nachgeschalteter Tuchfiltration im Teilstrom (Vollredundanz zum bestehenden Nachklärbecken)**

- **Variante 4a:** **PAK-Adsorption im Teilstrom mit nachgeschalteter Tuchfiltration im Vollstrom (Vollredundanz zum bestehenden Nachklärbecken)**

- **Variante 4b:** **PAK-Adsorption im Teilstrom mit nachgeschalteter Tuchfiltration im Vollstrom (Teilredundanz zum bestehenden Nachklärbecken)**

10 Ausarbeitung von Anlagenkonzepten für die Kläranlage Weinstadt

10.1 Integration und Einbindung der 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage

Die Prämisse einer Redundanzlösung hat folgende technische Zwangspunkte zu beachten: Die Ablaufschwelle des neuen Sedimentationsbeckens muss auf der gleichen Höhenkote wie die Ablaufschwelle der bestehenden Nachklärung (WSP Ablaufschwelle der bestehenden Nachklärung: 230,21 müNN.) liegen, um eine funktionale Nutzung als Nachklärung zu ermöglichen (Tabelle 8). Die hydraulische Restrektion bedingt ein neues Hebewerk für die Beschickung der 4. Reinigungsstufe und des nachgeschalteten Filters. Des Weiteren muss die technische Ausstattung des Sedimentationsbeckens sowohl für die Rücklaufschlammförderung als auch für die Rücklaufkohleförderung ausgelegt werden.

Tabelle 8: Wasserspiegellagen des Nord- und Süd-Strangs unter Berücksichtigung des hydraulischen Zwangspunkts (Schwelle NKB)

	Ablaufleitung Süd	Ablaufleitung Nord (Schwelle NKB)	Pumpensumpf PW	Zulauf PAK-Kontaktreaktor	Ablaufschwelle Sedimentation	Rems	Rems HQ_{100}
Süd-Strang	226,19 müNN		225,50 müNN	231,50 müNN	**230,21 müNN**	226,10 müNN	**229,58 müNN**
Nord-Strang		**230,21 müNN**	229,00 müNN				

Hochwasserschutz

Der Wasserstand der Rems bei einen hundertjährigen Hochwasser (HQ100) liegt bei 229,58 m.ü.N.N. Um auch unter diesen Bedingungen einen Rückstau in die Anlage zu vermeiden, können folgende Maßnahmen ergriffen werden:

- **Konstruktiv:**
  Einbindung des Filter mit einer maximalen Verslusthöhe von 63 cm (230,21 müNN - 229,58 müNN)
- **Technisch:**
  - Einbau von Hochwasserschutzwehren im Ablaufbereich des Filters und Außerbetriebnahme der 4. RS inkl. Filtration bei entsprechender Wasserführung der Rems
  - Bau und Betrieb eines Hochwasserpumpwerks

Im Rahmen der Studie wird davon ausgegangen, dass die Einbindung des Tuchfilters mit der verfügbaren Verlusthöhe von 63 cm realisiert werden kann.

10.2 Variante 3a: PAK-Adsorption (Vollredundanz zum NKB) im Teilstrom mit nachgeschalteter Tuchfiltration im Teilstrom

Wasserweg mit nachgeschalteter **Teilstrom**filtration

In der bestehenden Ablaufleitung des Kläranlagenbereichs Süds wird vor der Vereinigung mit dem Ablauf des Kläranlagenbereichs Nord ein Trennbauwerk errichtet und das Wasser bis zu einer Menge von 65 l/s zum Beschickungspumpwerk geleitet. Der Teilstrom des Nordbereichs wird ebenfalls durch Errichtung eines Trennbauwerks bis zu einer maximalen Wassermenge in Höhe von 120 l/s zum Beschickungspumpwerk geleitet. Nach Förderung der beiden Teilströme (Förderhöhe Süd: etwa 6,0 m, Förderhöhe Nord: etwa 2,5 m, Q_{Bem} = 186 l/s) werden die nachfolgenden Behandlungsstufen (PAK-Kontaktreaktor, Sedimentationsbecken und Tuchfilter) im Freispiegel durchflossen. Das weitergehend behandelte Abwasser wird durch ein neu zu errichtendes Vereinigungsbauwerk in die bestehende Ablaufleitung des Kläranlagenbereiches Süd eingebunden. (Abbildung 31)

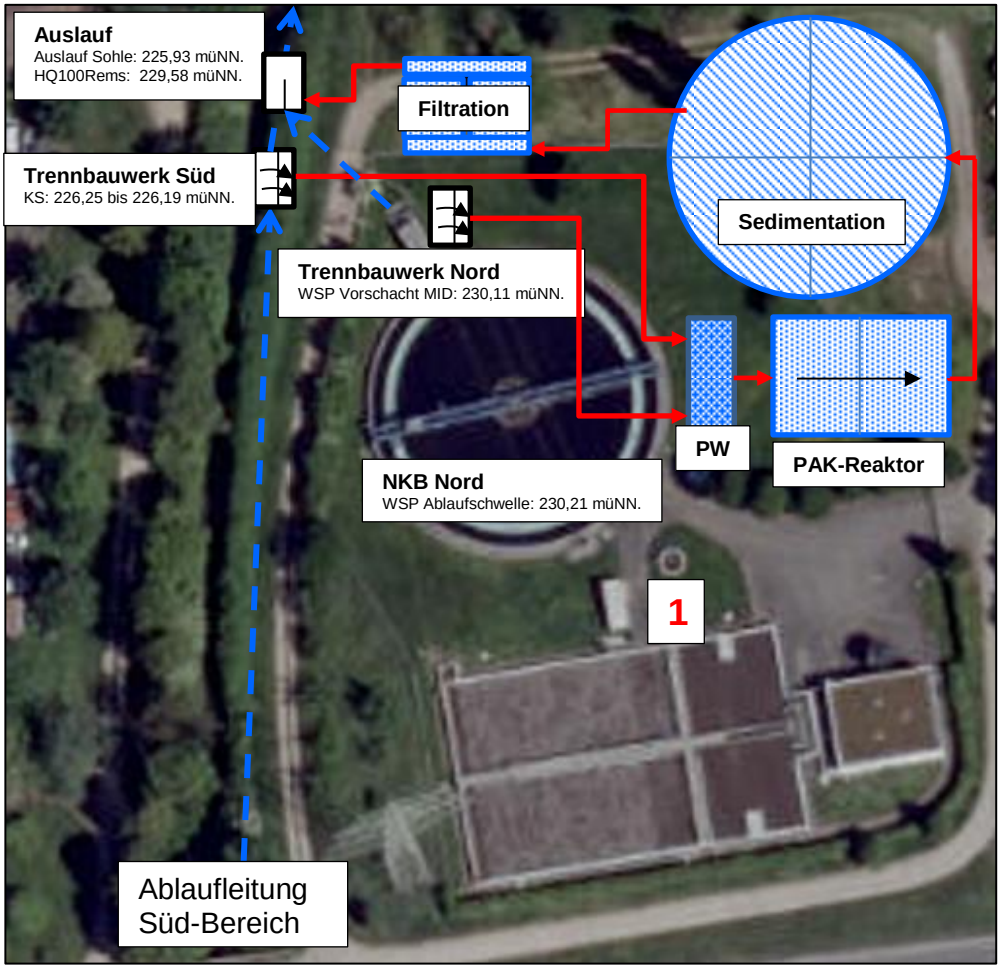


Abbildung 31: Einbindungskonzeption der Variante 3a zur Teilstrombehandlung

Wasserweg bei Nutzung des Sedimentationsbeckens als Nachklärung

Im Redundanzfall erfolgt die Beschickung des neuen Sedimentationsbeckens (NKB2) aus dem besehenden Quelltopf ((vgl. 1) Abbildung 31). Von hieraus fließt die Suspension aus belebten Schlamm und Abwasser gedükert in das Mittelbauwerk des NKB2 und durchfließt das Becken. Das nahezu feststofffreie Wasser verlässt das Becken, kann ggf. über den Tuchfilter geführt werden und wird anschließend in die Ablaufleitung bzw. in das Gewässer eingeleitet. Die Rücklaufschlammförderung erfolgt aus dem Beckentrichter in den bestehenden Rücklaufschlammschacht ((vgl. 1) Abbildung 31).

10.2.1 Auslegung PAK-Adsorptionsstufe

Der Einsatz einer Pulveraktivkohlebehandlung (PAK) erfolgt in einer der biologischen Reinigungsstufe nachgeschalteten Adsorptionsstufe.

Die Dosierung von Fällmitteln (Al oder Fe) und Polymeren (Flockungshilfsmittel) ist vorzusehen. Der „Kohleschlamm“ im Kontaktreaktor hat typischerweise einen Schlammindex von ca. 70 bis 90 ml/g und gilt daher als gut absetzbar.

Bei einem TS-Gehalt von 4,0 g/l und einer Aufenthaltszeit von 0,5 h, berechnet sich das erforderliche Volumen der Kontaktreaktoren für einen Bemessungszufluss von 186 l/s (bzw. 670 m^3/h) zu 335 m³. Vorgesehen ist eine einstraßige Ausführung in 2er-Kaskaden. (Tabelle 9)

Die Abtrennung der PAK erfolgt im nachgeschalteten Sedimentationsbecken, welches baugleich zur bestehenden Nachklärung ausgeführt wird; so dass dieses Becken als Redundanz zur bestehenden Nachklärung genutzt werden kann. Die Randwassertiefe beträgt 3,70 m, die Beckentiefe bei 2/3 des Fließweges beträgt 4,21 m. Das Becken hat eine wirksame Oberfläche von 1.047 m² bzw. einem Durchmesser von rd. 37,0 m. (Tabelle 9)

Tabelle 9: Bemessungswerte und Dimensionierung der PAK-Adsorptionsstufe zur Teilstrombehandlung (Q_{Bem} = 186 l/s) – Variante 3a

Bemessungswerte	
Auslegungswassermenge (Teilstrom)	186 l/s 670 m3/h
Behandelte Abwassermenge	9.870 m³/d 3.570.000 m³/a
Trockensubstanz Kontaktreaktor (TS_{KR})	4,0 g/l
min. Aufenthaltszeit Kontaktreaktor ($t_{A,min}$)	0,5 h
Max. zul. Flächenbeschickung des Sedimentationsbeckens ($q_{A,max}$)	2,0 m/h
Auslegung der Kontaktreaktoren	
Erforderliches Volumen Kontaktreaktoren ($V_{KR,erf}$)	335 m³
Bei einer 1-straßigen Ausführung: Anzahl Kaskaden: Gewählte Abmessungen je Kaskade: Oberfläche je Kaskade: Volumen je Kaskade:	 2 Stk. B x L x T = 6,0 m x 6,0 m x 4,65 m 36 m² (72 m² gesamt) 167 m³ (335 m³ gesamt)
Auslegung des PAK-Sedimentationsbeckens	
Randtiefe Tiefe 2/3 des Fließweges	3,70 m 4,21 m
Wirksame Oberfläche Durchmesser Becken Durchmesser Mittelbauwerk	1.047 m2 37 m 7 m

Durch die Pulveraktivkohledosierung in den Kontaktreaktoren und den zusätzlichen Einsatz von Fäll- und Flockungshilfsmitteln erhöht sich die zu entsorgende Schlammmasse der Kläranlage. Gemäß den Angaben in Tabelle 10 wird der mittlere zusätzliche Feststoffanfall in Folge der Spurenstoffelimination mittels PAK-Adsorption und Teilstromfiltration zu rd. 250 kg/d ermittelt.

Der Betriebsmittel- und Strombedarf für den Betrieb der PAK-Adsorptionsstufe der Variante 3a werden entsprechend Tabelle 10 abgeschätzt.

Tabelle 10: Zusätzliche Feststoffanfall bei Einsatz einer PAK-Adsorptionsstufe mit Tuchfiltration im Teilstrom – Variante 3a

Parameter	**Variante 3a**
Bemessungszufluss	186 l/s
Behandelte Abwassermenge	9.870 m³/d 3.570.000 m³/a
Feststoffanfall	
Feststoffanfall aus PAK-Dosierung (10 mg/l PAK)	98 kg/d 35,7 t/a
Feststoffanfall adsorbierter Organik (Annahme: 3,6 mg DOC/l)	35 kg/d 12,8 t/a
Feststoffanfall aus AFS-Abscheidung durch den Filter (AFS-Entnahme 10 mg/l)	98 kg/d 35,7 t/a
Feststoffanfall aus P-Fällung (0,2 mg P/l entspr. 2,0 mg/l Fällprodukt)	20 kg/d 7,3 t/a
Feststoffanfall gesamt	**251 kg/d** **91,6 t/a**

Tabelle 11: Betriebsmittelverbrauch der PAK-Adsorption – Variante 3a

Betriebsbedarf	
Aktivkohlebedarf bei 10 mg/l	98 kg/d 35,8 t/a
Fällmittelbedarf in den Kontaktreaktor: Al^{3+} (2,0 mg/l) **oder** Fe^{3+} (4,0 mg/l)	 19,6 kg/d 7,1 t/a 39,2 kg/d 14,3 t/a
Polymere (Wirksubstanz) (0,4 mg/l)	3,9 kg/d 1,4 t/a
Polyaluminiumchlorid Wirksubstanz (0,2 mg/l)	1,9 kg/d 0,7 t/a
Energiebedarf	
Pumpwerk (Förderhöhe. 5,4 m, η_{Ges} = 0,72)	72.293 kWh/a
Umwälzung Kontaktreaktoren (6 Wh/m^3)	17.660 kWh/a
Rücklaufkohleförderung (Förderhöhe 1 m, RV = 0,6, η_{Ges} = 0,72)	8.033 kWh/a
Räumer PAK-Sedimentationsbecken (0,4 kW)	3.504 kWh/a
Überschusskohle	5.000 kWh/a
Aktivkohleanlage	26.000 kWh/a
Sonstige (Fällmittel- und Polystation, Druckluft, Brauchwasser etc.)	12.000 kWh/a

Zur Überwachung und Automatisierung der Pulveraktivkohleanlage sind zu messen:

- sämtliche Volumenströme (Zulauf Adsorptionsstufe, Rücklaufkohle, Überschusskohle, Dosierung von Fällmitteln, Polymeren und Aktivkohle)
- ΔSAK_{254}: Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm im Zu- und Ablauf
- Feststoffgehalt in den Kontaktreaktoren (online)
- Sedimentationsbecken (ggf. Schlammspiegel im Becken, Trübung im Ablauf)

Neben einer gezielten Spurenstoffelimination sind bei Einsatz einer Pulveraktivkohlebehandlung weitere positive Auswirkungen auf die Ablaufqualität bezüglich der Parameter CSB und P_{ges} zu erwarten.

10.2.2 Auslegung Tuchfilter

Eine nachgeschaltete Tuchfiltrationsstufe dient dem weitestgehenden Rückhalt feindisperser PAK. Die Bemessung erfolgt für eine Teilstrombehandlung mit Q_{Bem} = 186 l/s. Gewählt werden zwei Tuchfiltermodule mit je neun Scheiben, die einen Durchmesser von 2,1 m bzw. eine Gesamtfilterfläche von 90 m² aufweisen (Typ: SF9/45) (Tabelle 12). Alternativ kann die Ausführung auch einstufig erfolgen (Typ: SF18/90). Die genaue Bewertung der Ausführungsart (Redundanz vs. Herstellungskosten) ist im weiteren Planungsverlauf zu prüfen.

Tabelle 12: Bemessung der nachgeschalteten Tuchfilter zur Teilstrombehandlung (Q_{Bem} = 186 l/s) – Variante 3a

Bemessungswerte		
Auslegungswassermenge	186	l/s
max. Feststoffkonzentration Zulauf	25	mg/l
	17	kg/h
Bemessung der Tuchfilter		
Gewählte Filtergeschwindigkeit	10	m/h
Feststoffflächenbelastung	0,2	kg/(m²·h)
erf. Filteroberfläche (anhand der Filtergeschwindigkeit)	67	m²
(anhand der Feststoffbelastung)	84	m²
gew. Filteroberfläche	90	m²
Anzahl Filtereinheiten	2	Stk.
Anzahl Scheiben je Filtereinheit (SF9/45)	9	Stk.
Spülwassermenge (max.)	11,8	m³/h
Energiebedarf		
33 kWh/d x 365 d	12.045	kWh/h

10.3 Variante 4a: PAK-Adsorption (Vollredundanz zum NKB) + Tuchfiltration im Vollstrom

Das wesentliche verfahrenstechnische Unterscheidungsmerkmal der Variante 4a im Vergleich zur Variante 3a stellt die nachgeschaltete Tuchfiltration für den Vollstrom dar. Dies bedingt eine zusätzliche Leitungsführung als Bypass vom Pumpwerk zur Filtrationsstufe. Die Systemgrößen der PAK-Adsorptionsstufe (Kontaktreaktoren und Sedimentationsbecken) entsprechen denen der Variante 3a.

Wasserweg mit nachgeschalteter **Vollstrom**filtration

Bei einer Spurenstoffelimination im Teilstrom mit anschließender Tuchfiltration im Vollstrom ergibt sich eine abweichende hydraulische Einbindungskonzeption. Die bestehende Ablaufleitung des Kläranlagenbereichs Süd wird unterbrochen und neue Schachtbauwerke errichtet. Zwischen den beiden Endschächten (Nord und Süd) wird eine Notumfahrung zum Auslaufschacht berücksichtigt. Von den entsprechenden Endschächten fließt das Wasser im Normalbetrieb zum Zwischenpumpwerk. Das Zwischenpumpwerk dient hier als technisches Trennbauwerk zur Aufteilung der Wassermengen. Ein Teilstrom wird bis zum Erreichen des nominellen Bemessungszuflusses von 186 l/s über die Anlage zur gezielten Spurenstoffelimination geführt. Zuflüsse, die über den nominellen Bemessungszufluss liegen, werden direkt vom Zwischenpumpwerk zum Tuchfilter gefördert. Dies ist bei der Auslegung der entsprechenden Pumpenstaffeln und der Verrohrungen zu berücksichtigen. Im Zulaufbereich des Tuchfilters werden beide Teilströme wieder zusammengeführt. Nach der Filtration erfolgt die Ableitung über einen neuen Auslaufschacht in die bestehende Ablaufleitung des Kläranlagenbereichs Süd. Abbildung 32.

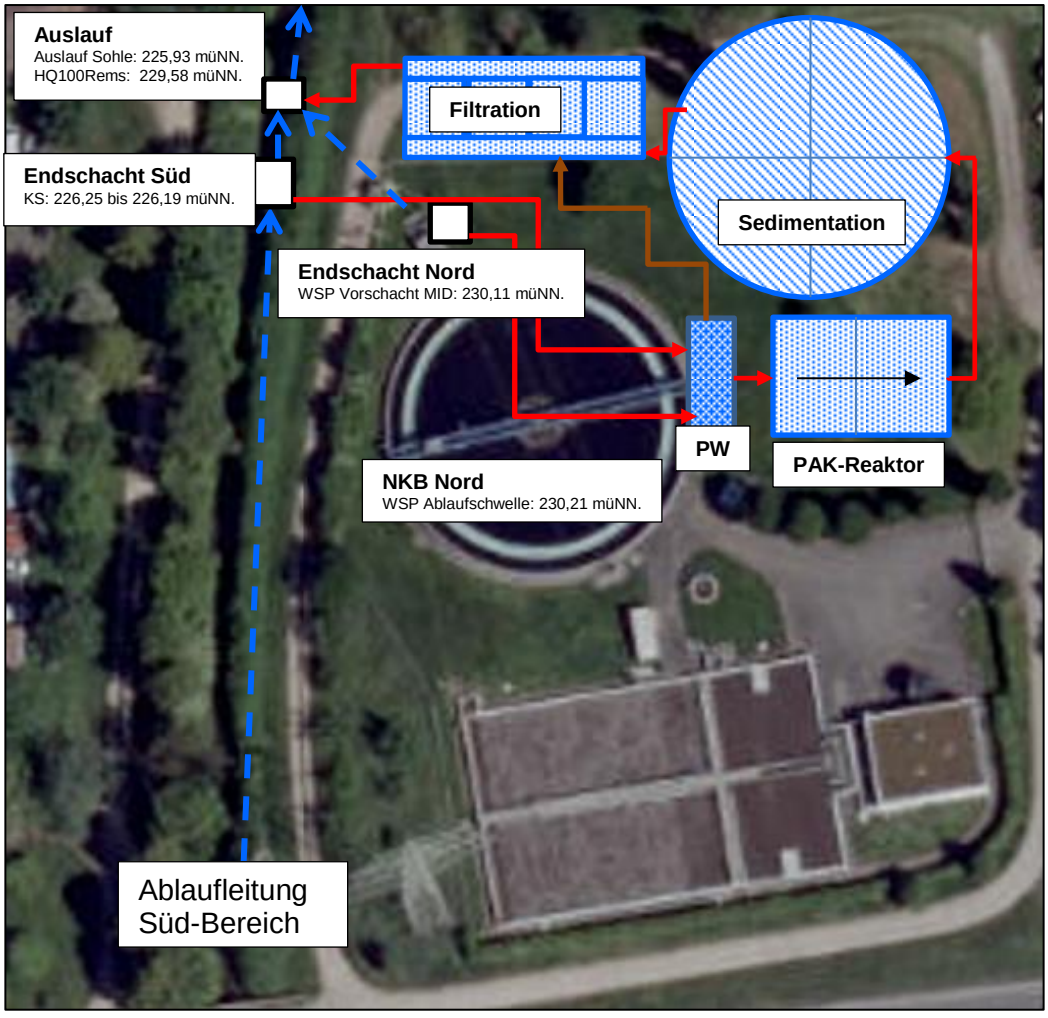


Abbildung 32: Einbindungskonzeption der Variante 4a zur Teilstrombehandlung und anschließender Vollstromfiltration

10.3.1 Auslegung PAK-Adsorptionsstufe

Die Systemgrößen der PAK-Adsorptionsstufe sind identisch mit den Systemgrößen der Variante 3a (Tabelle 9). Der Vollständigkeit halber sind diese in Tabelle 13 aufgeführt. Infolge der angedachten Vollstromfiltration kommt es bei der Variante 4a im Vergleich zur Variante 3a zu einem höheren zusätzlichen Feststoffanfall (Tabelle 14).

Der Verbrauch an Betriebsmittel (PAK, FM, FHM) entspricht ebenfalls den ermittelten Werten der Variante 3a, der Energiebedarf des Pumpwerks ist proportional zur geförderten Wassermenge höher. Der Betriebsmittel- und Energiebedarf der PAK-Adsorptionsstufe der Variante 4a ist in Tabelle 15 aufgeführt.

Tabelle 13: Bemessungswerte und Dimensionierung der PAK-Adsorptionsstufe zur Teilstrombehandlung (Q_{Bem} = 186 l/s) – Variante 4a

Bemessungswerte	
Auslegungswassermenge (Teilstrom)	186 l/s 670 m^3/h
Behandelte Abwassermenge	9.870 m³/d 3.570.000 m³/a
Trockensubstanz Kontaktreaktor (TS_{KR})	4,0 g/l
min. Aufenthaltszeit Kontaktreaktor ($t_{A,min}$)	0,5 h
Max. zul. Flächenbeschickung des Sedimentationsbeckens ($q_{A,max}$)	2,0 m/h
Auslegung der Kontaktreaktoren	
Erforderliches Volumen Kontaktreaktoren ($V_{KR,erf}$)	335 m³
Bei einer 1-straßigen Ausführung:	
Anzahl Kaskaden:	2 Stk.
Gewählte Abmessungen je Kaskade:	B x L x T = 6,0 m x 6,0 m x 4,65 m
Oberfläche je Kaskade:	36 m² (72 m² gesamt)
Volumen je Kaskade:	167 m³ (335 m³ gesamt)
Auslegung des PAK-Sedimentationsbeckens	
Randtiefe	3,70 m
Tiefe 2/3 des Fließweges	4,21 m
Wirksame Oberfläche	1.047 m2
Durchmesser Becken	37 m
Durchmesser Mittelbauwerk	7 m

Tabelle 14: Zusätzliche Feststoffanfall bei Einsatz einer PAK-Adsorptionsstufe mit Tuchfiltration im Vollstrom – Variante 4a

Bemessungszufluss	186 l/s 670 m^3/h
Durchschnittlich behandelte Abwassermenge (PAK-Adsorption)	9.870 m³/d 3.570.000 m³/a
Durchschnittlich behandelte Abwassermenge (Filtration)	10.980 m³/d 3.975.000 m³/a
Feststoffanfall	
Feststoffanfall aus PAK-Dosierung (10 mg/l PAK)	98 kg/d 35,7 t/a
Feststoffanfall adsorbierter Organik (Annahme: 3,6 mg DOC/l)	35 kg/d 12,8 t/a
Feststoffanfall l aus AFS-Abscheidung durch den Filter (AFS-Entnahme 10 mg/l)	109 kg/d 39,8 t/a
Feststoffanfall aus P-Fällung (0,2 mg P/l entspr. 2,0 mg/l Fällprodukt)	20 kg/d 7,3 t/a
Feststoffanfall gesamt	**257 kg/d** **93,8 t/a**

Tabelle 15: Betriebsmittelverbrauch der PAK-Adsorption – Variante 4a

Betriebsbedarf	
Aktivkohlebedarf bei 10 mg/l	98 kg/d 35,8 t/a
Fällmittelbedarf in den Kontaktreaktor: Al^{3+} (2,0 mg/l) **oder** Fe^{3+} (4,0 mg/l)	 19,6 kg/d 7,1 t/a 39,2 kg/d 14,2 t/a
Polymere (Wirksubstanz) (0,4 mg/l)	3,9 kg/d 7,1 t/a
Polyaluminiumchlorid Wirksubstanz (0,2 mg/l)	1,9 kg/d 0,7 t/a
Energiebedarf	
Pumpwerk (Förderhöhe. 5,4 m, η_{Ges} = 0,72)	80.494 kWh/a
Umwälzung Kontaktreaktoren (6 Wh/m^3)	17.660 kWh/a
Rücklaufkohleförderung (Förderhöhe 1 m, RV = 0,6, η_{Ges} = 0,72)	8.033 kWh/a
Räumer PAK-Sedimentationsbecken (0,4 kW)	3.504 kWh/a
Überschusskohle	5.000 kWh/a
Aktivkohleanlage	26.000 kWh/a
Sonstige (Fällmittel- und Polystation, Druckluft, Brauchwasser etc.)	12.000 kWh/a

10.3.2 Auslegung Tuchfilter

Die Bemessung erfolgt für eine Vollstrombehandlung mit Q_{Bem} = 445 l/s. Berücksichtig werden vorerst vier Tuchfiltermodule mit je zehn Scheiben, die einen Durchmesser von 2,1 m bzw. eine Gesamtfilterfläche von 200 m² aufweisen. Der tägliche Energiebedarf der Vollstromfiltration erhöht sich proportional zur behandelten Abwasserwassermenge von 33 kWh/d auf 37 kWh/d (Tabelle 16).

Tabelle 16: Bemessung der nachgeschalteten Tuchfilter zur Vollstrombehandlung (Q_{Bem} = 445 l/s) – Variante 4a

Bemessungswerte		
Auslegungswassermenge	445	l/s
max. Feststoffkonzentration Zulauf	25	mg/l
	40	kg/h
Bemessung der Tuchfilter		
Gewählte Filtergeschwindigkeit	10	m/h
Feststoffflächenbelastung	0,2	kg/(m²·h)
erf. Filteroberfläche (anhand der Filtergeschwindigkeit)	160	m²
(anhand der Feststoffbelastung)	200	m²
gew. Filteroberfläche	200	m²
Anzahl Filtereinheiten	4	Stk.
Anzahl Scheiben je Filtereinheit (SF10/50)	10	Stk.
Spülwassermenge (max.)	28,3	m³/h
37 kWh/d x 365 d	13.505	kWh/a

10.4 Variante 4b: PAK-Adsorption (Teilredundanz) + Tuchfiltration im Vollstrom

Die Variante 4b beinhaltet ebenfalls eine nachgeschaltete PAK-Adsorption mit separaten Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken sowie anschließender Tuchfiltration für den Vollstrom. Im Vergleich zur den vorherigen Varianten 3a und 4a wird das Sedimentationsbecken nicht als Vollredundanz für das bestehende Nachklärbecken ausgelegt. (Abbildung 33).

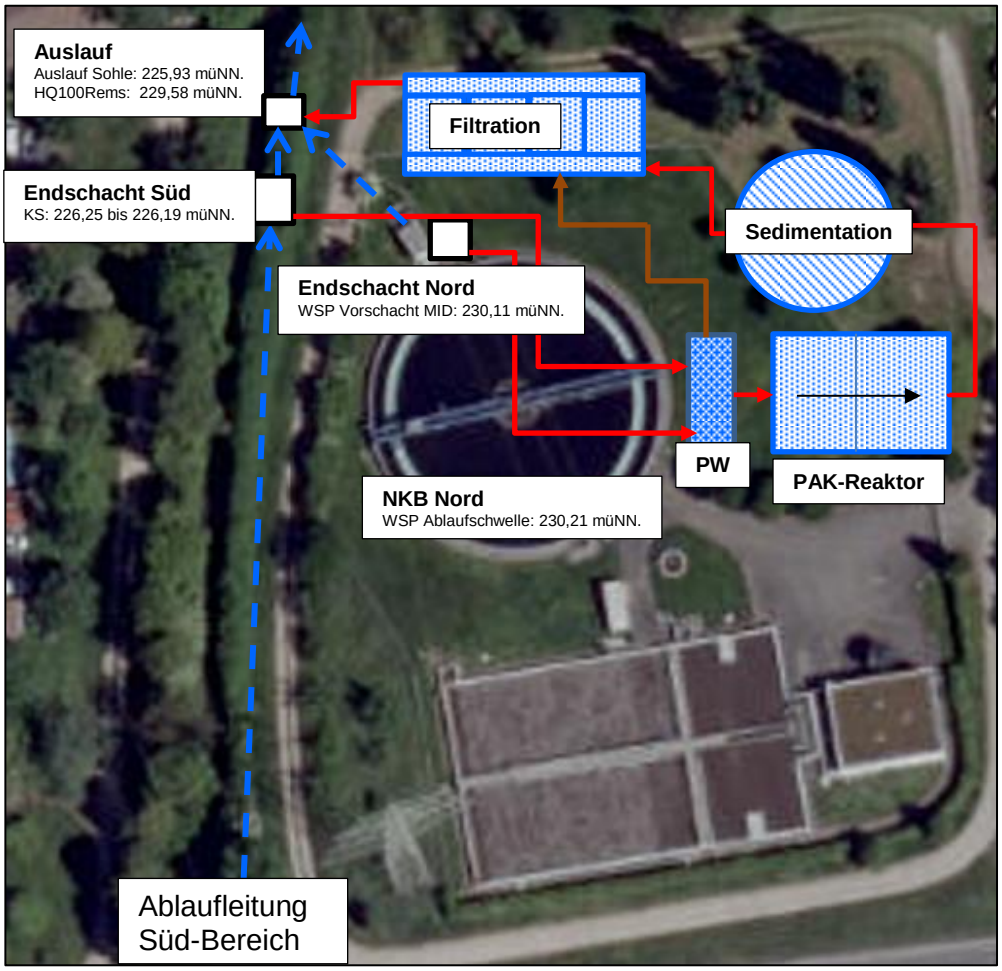


Abbildung 33: Einbindungskonzeption der Variante 4b zur Teilstrombehandlung und anschließender Vollstromfiltration

Wasserweg mit nachgeschalteter **Vollstrom**filtration

Die bestehende Ablaufleitung des Kläranlagenbereichs Süd wird unterbrochen und neue Schachtbauwerke errichtet. Zwischen den beiden Endschächten (Nord und Süd) wird eine Notumfahrung zum Auslaufschacht berücksichtigt. Von den entsprechenden Endschächten fließt das Wasser im Normalbetrieb zum Zwischenpumpwerk. Das Zwischenpumpwerk dient hier als technisches Trennbauwerk zur Aufteilung der Wassermengen. Ein Teilstrom wird bis zum Erreichen des nominellen Bemessungszuflusses von 186 l/s über die Anlage zur gezielten Spurenstoffelimination geführt. Zuflüsse die über den nominellen Bemessungszufluss liegen, werden direkt vom Zwischenpumpwerk zum Tuchfilter gefördert. Dies ist bei der Auslegung der entsprechenden Pumpenstaffeln und der Verrohrungen zu berücksichtigten. Im Zulaufbereich des Tuchfilters werden beide Teilströme wieder zusammengeführt. Nach der Filtration erfolgt die Ableitung über einen neuen Anfangsschacht in die bestehende Ablaufleitung des Kläranlagenbereichs Süd.

10.4.1 Auslegung PAK-Adsorptionsstufe

Die Systemgrößen der Kontaktreaktoren bleiben im Vergleich zu den vorherigen Varianten unverändert. Lediglich das Sedimentationsbecken – insbesondere die Oberfläche – verändert sich im Vergleich zu den Varianten 3a und 4a. Der Beckendurchmesser reduziert von 37 m (Variante 3a und 4a) auf 21 m. Demnach reduziert sich die wirksame Oberfläche von 1.074 m^2 auf 346 m^2 (Tabelle 17)

Tabelle 17: Bemessungswerte und Dimensionierung der PAK-Adsorptionsstufe zur Teilstrombehandlung (Q_{Bem} = 186 l/s) – Variante 4b

Bemessungswerte	**Wert**	**Einheit**
Auslegungswassermenge (Teilstrom)	186	l/s
	670	m^3/h
Trockensubstanz Kontaktreaktor (TS_{KR})	4,0	g/l
min. Aufenthaltszeit Kontaktreaktor ($t_{A,min}$)	0,5	h
Max. zul. Flächenbeschickung des Sedimentationsbeckens ($q_{A,max}$)	2,0	m/h
Auslegung der Kontaktreaktoren		
Erforderliches Volumen Kontaktreaktoren ($V_{KR,erf}$)	335	m³
Bei einer 1-straßigen Ausführung:		
Anzahl Kaskaden:	2 Stk.	
Gewählte Abmessungen je Kaskade:	B x L x T = 6,0 m x 6,0 m x 4,65 m	
Oberfläche je Kaskade:	36 m² (72 m² gesamt)	
Volumen je Kaskade:	167 m³ (335 m³ gesamt)	
Auslegung des PAK-Sedimentationsbeckens		
Randtiefe	3,70	m
Tiefe 2/3 des Fließweges	4,21	m
Wirksame Oberfläche	346	m²
Durchmesser Becken	21	m
Durchmesser Mittelbauwerk	3	m

Die klärtechnische Berechnung des neuen Sedimentationsbeckens zur Bestimmung der maximalen Beaufschlagung des Beckens ist in Tabelle 18 dargestellt. Die entsprechenden Belastungswerte wurden anhand der Auswertung des Betriebstagebuches für die Jahre 2015 bis 2017 ermittelt. Da die Nutzung des neuen Sedimentationsbeckens als Nachklärung keinen Normalbetrieb darstellt, sondern nur bei Außerbetriebnahme der bestehenden Nachklärung als solche betrieben wird, entsprechen die Belastungswerte dem Median der Datenauswertung. Im Zuge der klärtechnischen Berechnung erfolgte eine Variation des Schlammindexes. In Abhängigkeit des Schlammindexes kann für das neue Sedimentationsbecken eine maximale Beaufschlagung von 92 l/s (ISV: 130 ml/g) bis 116 l/s (ISV: 100 ml/g) statisch nachgewiesen werden. (Tabelle 18)

Tabelle 18: Ermittlung der maximalen Beaufschlagung des neuen Sedimentationsbeckens in Abhängigkeit des Schlammindexes – Variante 4b

Dimensionierung Nachklärbecken: Nachrechnung bestehender Nachklärbecken Rundbecken Iteratives Nachweis-Verfahren (A 131 2016) für horizontal durchströmte Nachklärbecken					
$Q_{M,IST,gesamt}$	l/s	445			
Aufteilung	%	64	64	64	64
Q_M auf die jeweiligen Becken	l/s	284,8	284,8	284,8	284,8
Durchmesser NKB	m	21,0	21,0	21,0	21,0
vorh. Beckenoberfläche A_{NB}	**m²**	**346**	**346**	**346**	**346**
vorh. Beckentiefe h_{vorh}	**m**	**4,21**	**4,21**	**4,21**	**4,21**
gew. Eindickzeit t_E	h	2,0	2,0	2,0	2,0
vorh. ISV	ml/g	100	110	120	130
TS_{RS}/TS_{BS}	-	0,7	0,7	0,7	0,7
gew. Rücklaufschlammverhältnis RV	-	0,75	0,75	0,75	0,75
TS_{BS}	g/l	12,60	11,45	10,50	9,69
TS_{RS}	g/l	8,82	8,02	7,35	6,78
$TS_{BB, rechnerisch}$	g/l	3,78	3,44	3,15	2,91
$TS_{BB, gewählt}$	g/l	3,80	3,80	3,80	3,80
vorh. VSV	l/m³	380	418	456	494
gew. Schlammvolumenbeschickung q_{sv}	l/(m²h)	459	466	470	471
zul. Flächenbeschickung q_a	m/h	1,21	1,11	1,03	0,95
h_1 Klarwasserzone	m	0,50	0,50	0,50	0,50
h_{23} Übergangs- und Pufferzone	m	2,43	2,42	2,41	2,40
h_4 Eindick- und Räumzone	m	1,28	1,29	1,31	1,31
erf. h_{ges}	**m**	**4,21**	**4,21**	**4,21**	**4,21**
Ermittlung des maximalen zulässigen Mischwasserzufluss					
für h > 3 m					
max. Mischwassermenge zul. Q_M	l/s	**116**	**107**	**99**	**92**

Ausgehend von den Bemessungsgrundlagen, die den Ergebnissen der Tabelle 18 zugrunde liegen, wird in Abhängigkeit der Beaufschlagungswassermenge dier erforderliche wirksame Oberfläche bzw. der Beckendurchmesser ermittelt. Hierzu wird die zulässige Oberflächenbeschickung von q_A = 1,11 m/h (bei ISV = 110 ml/g) zur Ermittlung verwendet.

Das Ergebnis dieser überschlägigen Berechnung zeigt Tabelle 19. Für den Fall, dass das Becken mit dem maximal stündlichen Trockenwetterzufluss beaufschlagt werden soll, ist eine wirksame Oberfläche von 750 m^2 bzw. ein Beckendurchmesser von 32 m erforderlich.

Tabelle 19: Erforderliche effektive Oberfläche und Durchmesser (ohne Mittelbauwerk) des Sedimentationsbecken in Abhängigkeit der hydraulischen Beaufschlagung (ISV = 110 ml/g und q_A = 1,11 m/h)

$Q_{Beaufschlagung}$		**$A_{NKB,eff}$**	**$D_{NKB,eff}$**
150 l/s	540 m^3/h	486 m^2	25 m
200 l/s	720 m^3/h	649 m^2	29 m
$Q_{T,h,max}$ =245 l/s	**882 m^3/h**	**750 m^2**	**32 m**
300 l/s	1.080 m^3/h	973 m^2	36 m
350 l/s	1.260 m^3/h	1.135 m^2	39 m
400 l/s	1.440 m^3/h	1.297 m^2	41 m
Q_M = 445 l/s	**1.602 m^3/h**	**1.443 m^2**	**43 m**

Der zusätzliche Feststoffanfall der Variante 4b infolge der PAK-Adsorption und Tuchfiltration ist in Tabelle 20 aufgeführt. Ebenso wie bei der Variante 4a kommt es zu einer zusätzlichen Feststoffmasse von 257 kg TR/d bzw. 93,8 t TR/a. Der Betriebsmittel- und Energiebedarf der Adsorptionsstufe ist in Tabelle 19 dargestellt.

Tabelle 20: Zusätzliche Feststoffanfall bei Einsatz einer PAK-Adsorptionsstufe mit Tuchfiltration im Vollstrom – Variante 4b

Bemessungszufluss	186 l/s 670 m^3/h
Durchschnittlich behandelte Abwassermenge (PAK-Adsorption)	9.870 m³/d 3.570.000 m³/a
Durchschnittlich behandelte Abwassermenge (Filtration)	10.980 m³/d 3.975.000 m³/a
Feststoffanfall	
Feststoffanfall aus PAK-Dosierung (10 mg/l PAK)	98 kg/d 35,7 t/a
Feststoffanfall adsorbierter Organik (Annahme: 3,6 mg DOC/l)	35 kg/d 12,8 t/a
Feststoffanfall l aus AFS-Abscheidung durch den Filter (AFS-Entnahme 10 mg/l)	109 kg/d 39,8 t/a
Feststoffanfall aus P-Fällung (0,2 mg P/l entspr. 2,0 mg/l Fällprodukt)	20 kg/d 7,3 t/a
Feststoffanfall gesamt	**257 kg/d** **93,8 t/a**

Tabelle 21: Betriebsmittelverbrauch und Energiebedarf der PAK-Adsorption – Variante 4b

Betriebsbedarf	
Aktivkohlebedarf bei 10 mg/l	98 kg/d 35,8 t/a
Fällmittelbedarf in den Kontaktreaktor: Al^{3+} (2,0 mg/l) **oder** Fe^{3+} (4,0 mg/l)	 19,6 kg/d 7,1 t/a 39,2 kg/d 14,2 t/a
Polymere (Wirksubstanz) (0,4 mg/l)	3,8 kg/d 1,4 t/a
Polyaluminiumchlorid Wirksubstanz (0,2 mg/l)	1,9 kg/d 0,7 t/a
Energiebedarf	
Pumpwerk (Förderhöhe. 5,4 m, η_{Ges} = 0,72)	80.494 kWh/a
Umwälzung Kontaktreaktoren (6 Wh/m^3)	17.660 kWh/a
Rücklaufkohleförderung (Förderhöhe 1 m, RV = 0,6, η_{Ges} = 0,72)	8.033 kWh/a
Räumer PAK-Sedimentationsbecken (0,4 kW)	3.504 kWh/a
Überschusskohle	5.000 kWh/a
Aktivkohleanlage	26.000 kWh/a
Sonstige (Fällmittel- und Polystation, Druckluft, Brauchwasser etc.)	12.000 kWh/a

10.4.2 Auslegung Tuchfilter

Die technischen Merkmale der nachgeschalteten Tuchfiltrationsstufe der Variante 4b entspricht denen der vorherigen Variante 4a. Die Ergebnisse werden nur der Vollständigkeit halber hier aufgeführt. (Tabelle 22).

Tabelle 22: Bemessung der nachgeschalteten Tuchfilter zur Vollstrombehandlung (Q_{Bem} = 445 l/s) – Variante 4b

Bemessungswerte		
Auslegungswassermenge	445	l/s
max. Feststoffkonzentration Zulauf	25	mg/l
	40	kg/h
Bemessung der Tuchfilter		
Gewählte Filtergeschwindigkeit	10	m/h
Feststoffflächenbelastung	0,2	kg/(m²·h)
erf. Filteroberfläche (anhand der Filtergeschwindigkeit)	160	m²
(anhand der Feststoffbelastung)	200	m²
gew. Filteroberfläche	200	m²
Anzahl Filtereinheiten	4	Stk.
Anzahl Scheiben je Filtereinheit (SF10/50)	10	Stk.
Spülwassermenge (max.)	28,3	m³/h
37 kWh/d x 365 d	13.505	kWh/a

10.5 Zusammenfassende Darstellung der technischen Merkmale der untersuchten Varianten

Nachfolgende Tabelle 23 enthält eine Zusammenfassung der wesentlichen technischen Merkmale der drei untersuchten Varianten. Die einzelnen Varianten unterscheiden sich bezüglich der Verfahrenskonzeption, der Systemgrößen des Sedimentationsbeckens, des Energiebedarfs und der anfallenden Reststoffe. Die Systemgrößen der PAK-Kontaktreaktoren und der Betriebsmittelverbrauch sind bei allen Varianten identisch.

Tabelle 23: Gegenüberstellung der technischen Merkmale der Varianten 3a, 4a und 4b

	Variante 3a	Variante 4a	Variante 4b
Verfahrenskonzeption			
Spurenstoffelimination	Teilstrom		
Filtration	Teilstrom	Vollstrom	
Redundanz NKB	Vollredundanz		Teilredundanz
Systemgrößen			
Volumen Kontaktreaktoren	336 m^3		
Oberfläche Sedimentationsbecken Beckendurchmesser	1.047 m^2 37 m		346 m^2 21 m
Filterfläche	90 m^2	200 m^2	
Hydraulischer Durchsatz			
Bemessungswassermenge (4.RS/Filter)	186 l/s / 186 l/s	186 l/s / 455 l/s	
Mittlere behandelte Abwassermenge (4.RS/Filter)	9.870 m^3/d /9.870 m^3/d	9.870 m^3/d / 10.980 m^3/d	
Betriebsmittelverbrauch und Strombedarf			
Aktivkohle	98 kg/d		
Fällmittel Al^{3+} /Fe^{3+}	19,6 kg/d / 39,2 kg/d		
Flockungshilfsmittel	3,9 kg/d		
PAC	1,9 kg/d		
Strombedarf Pumpwerk	72.293 kWh/a	81.494 kWh/a	
Strombedarf 4. RS	72.197 kWh/a		
Strombedarf Filtration	12.045 kWh/a	13.505 kWh/a	
Reststoffe			
Zusätzlicher Feststoffanfall	251 kg TR/d	257 kg TR/d	
Maximaler Spülwasseranfall	11,8 m^3/h	28,3 m^3/h	

11 Variantenvergleich, -bewertung und Empfehlung

Im Folgenden werden für die ausgearbeiteten Varianten die Investitionen und Betriebskosten abgeschätzt sowie die daraus resultierenden Jahreskosten ermittelt. Abschließend werden die Varianten bezüglich ihrer Kosten gegenübergestellt und in Verbindung mit einer Nutzwertanalyse, zur Berücksichtigung nicht monetärer Kriterien, bewertet.

11.1 Investitionen

Für die drei näher betrachteten Varianten 3a, 4a und 4b werden die erforderlichen Investitionen abgeschätzt. Die Abschätzung der Investitionen erfolgt auf Basis von Erfahrungswerten und anhand von Kostenansätzen vergleichbarer Projekte. Aufgrund des frühen Projektstands und der Unsicherheit bzgl. der Baugrundgrundverhältnisse stellen die abgeschätzten Investitionen keine Baukostenobergrenze dar. Die Baunebenkosten wurden zu 20 % der direkten Herstellungskosten angesetzt. Das Ergebnis der Kosteneinschätzung zeigt Tabelle 24.

Tabelle 24: Kosteneinschätzung der erforderlichen Investitionen

	Variante 3a	**Variante 4a**	**Variante 4b**
Variantenmerkmal	Vollredundanz NKB Filtration im Teilstrom	Vollredundanz NKB Filtration im Vollstrom	Teilredundanz NKB Filtration im Vollstrom
Bautechnik	5.085.000 €	5.325.000 €	4.660.000 €
Technische Ausstattung	1.355.000 €	1.800.000 €	1.230.000 €
Baunebenkosten (i.H.v. 20%)	1.287.000 €	1.425.000 €	1.180.000 €
Investitionen (netto)	7.723.000 €	8.550.000	7.070.000 €
Investitionen (brutto)[1)]	**9.200.000 €**	**10.200.000**	**8.400.000 €**

[1)] gerundeter Betrag

Demnach belaufen sich die **Bruttoinvestitionen der Variante 3a** – Vollredundanz NKB und 4.RS sowie Filtration im Teilstrom - auf rund **9.200.000 €.**

Die Gesamtinvestitionen der **Variante 4a** - Vollredundanz NKB, 4.RS im Teilstrom und Filtration im Vollstrom – belaufen sich auf etwa **10.200.000 € (brutto)**. Ursächlich für die Erhöhung der Investitionen ist die Berücksichtigung des Tuchfilters im Vollstrom.

Die geringsten Investitionen weist mit etwa **8.400.000 € (brutto) die Variante 4b** – Teilredundanz NKB, 4.RS im Teilstrom und Filtration im Vollstrom – auf.

11.2 Betriebskosten

Ausgehend von dem abgeschätzten Betriebsmittel- und Energiebedarf der einzelnen Varianten (vgl. Kapitel 10) erfolgt die Ermittlung der Betriebskosten. Bei allen Varianten werden die gleichen Kostenansätze für Personal und begleitende Analytik berücksichtigt. Die Instandhaltungsaufwendungen werden jeweils mit 1,5 % der Investitionen angesetzt.

11.2.1 Variante 3a

Eine Abschätzung der Betriebskosten für eine nachgeschaltete PAK-Adsorptionsstufe mit abschließender Tuchfiltration im Teilstrom (Variante 3a) ist in Tabelle 25 dargestellt. Die Summe der Betriebskosten liegt demnach bei rund 286.000 €/a.

Tabelle 25: Abschätzung der Betriebskosten für die Variante 3a

Kostenposition	**Spez. Kosten / Faktor**	**Kosten**
Personal	50.000 €/M bei 0,3 Mitarbeiter	15.000 €/a
Analysekosten	1.000 €/Kampagne bei 4 Kampagnen/a	4.000 €/a
Instandhaltungskosten	1,5 % der Investitionskosten	138.000 €/a
Pumpenergie	Süd-Bereich: h_{man} = 7,5 m; η_{Pumpe} = 80 %; η_{Pumpe} = 90 %; 0,20 €/kWh; Q_a = 0,4 x 3.570.000 m³/a Nord-Bereich: h_{man} = 4,0 m; η_{Pumpe} = 80 %; η_{Pumpe} = 90 %; 0,20 €/kWh; Q_a = 0,6 x 3.570.000 m³/a	14.459 €/a
Stromkosten (ohne Beschickungspumpwerk)	0,20 €/kWh bei 82.242 kWh/a a	16.848 €/a
Betriebsmittel (PAK; Fällmittel; Polymer, PAC)	1.800 €/t PAK; 1.300 €/t Fällmittel; 5.000 €/t Polymer; 3.600 €/t PAC	88.358 €/a
Schlammentsorgung	100 €/t bei 77 t/a	9.139 €/a
Betriebskosten gesamt		**285.804 €/a**

11.2.2 Variante 4a

Die Betriebskosten für eine nachgeschaltete PAK-Adsorptionsstufe mit abschließender Tuchfiltration im Vollstrom (Variante 4a) belaufen sich nach den Angaben in Tabelle 26 auf rd. 300.000 €/a.

Tabelle 26: Abschätzung der Betriebskosten für die Variante 4a

	Spez. Kosten / Faktor	Kosten
Personal	50.000 €/M bei 0,3 Mitarbeiter	15.000 €/a
Analysekosten	1.000 €/Kampagne bei 4 Kampagnen/a	4.000 €/a
Instandhaltungskosten	1,5 % der Investitionskosten	150.000 €/a
Pumpenergie	Süd-Bereich: h_{man} = 7,5 m; η_{Pumpe} = 80 %; η_{Pumpe} = 90 %; 0,20 €/kWh; Q_a = 0,4 x 3.975.000 m³/a Nord-Bereich: h_{man} = 4,0 m; η_{Pumpe} = 80 %; η_{Pumpe} = 90 %; 0,20 €/kWh; Q_a = 0,6 x 3.975.000 m³/a	16.099 €/a
Stromkosten (ohne Beschickungspumpwerk)	0,20 €/kWh bei 85.700 kWh/a	17.140 €/a
Betriebsmittel (PAK; Fällmittel; Polymer, PAC)	1.800 €/t PAK; 1.300 €/t Fällmittel; 5.000 €/t Polymer; 3.600 €/t PAC	88.358 €/a
Schlammentsorgung	100 €/t bei 77 t/a	9.544 €/a
Betriebskosten gesamt		**300.141 €/a**

11.2.3 Variante 4b

Die Betriebskosten der Variante 4b sind in Tabelle 27 aufgeführt. Die Betriebskosten belaufen sich demnach auf etwa 276.000 €/a.

Tabelle 27: Abschätzung der Betriebskosten für die Variante 4b

	Spez. Kosten / Faktor	Kosten
Personal	50.000 €/M bei 0,3 Mitarbeiter	15.000 €/a
Analysekosten	1.000 €/Kampagne bei 4 Kampagnen/a	4.000 €/a
Instandhaltungskosten	1,5 % der Investitionskosten	126.000 €/a
Pumpenergie	Süd-Bereich: h_{man} = 7,5 m; η_{Pumpe} = 80 %; η_{Pumpe} = 90 %; 0,20 €/kWh; Q_a = 0,4 x 3.975.000 m³/a Nord-Bereich: h_{man} = 4,0 m; η_{Pumpe} = 80 %; η_{Pumpe} = 90 %; 0,20 €/kWh; Q_a = 0,6 x 3.975.000 m³/a	16.099 €/a
Stromkosten (ohne Beschickungspumpwerk)	0,20 €/kWh bei 85.700 kWh/a	17.140 €/a
Betriebsmittel (PAK; Fällmittel; Polymer, PAC)	1.800 €/t PAK; 1.300 €/t Fällmittel; 5.000 €/t Polymer; 3.600 €/t PAC	88.358 €/a
Schlammentsorgung	100 €/t bei 77 t/a	9.544 €/a
Betriebskosten gesamt		**276.141 €/a**

Diese Variante hat im Vergleich zu den anderen beiden die Varianten die geringsten Betriebskosten, was in erster Linie auf die geringen Instandhaltungskosten zurückzuführen ist.

11.3 Jahreskosten

Der Ermittlung der Jahreskosten (JK) der einzelnen Varianten erfolgt aus Basis folgender finanzmathematischer Grundlagen:

- Kalkulatorischer Zinssatz: i = 3 %
- Preissteigerungsrate: r = 0 %
- Nutzungsdauern:
  Bautechnik: 30 Jahre
  Technische Ausstattung: 15 Jahre
- Betrachtungszeitraum: 30 Jahre

Tabelle 28: Jahreskosten der Varianten 3a, 4a und 4b (gerundete Werte)

Investitionen	Nutzungs-zungs-dauer	Variante 3a	Variante 4a	Variante 4b
Bautechnik	30a	7.268.000 €	7.779.000 €	6.636.000
Technische Ausstattung	15a	1.932.000 €	2.421.000 €	1.764.000
Abschreibungskosten	DFAKR			
Bautechnik	0,05102	370.808 €/a	396.879 €/a	338.564 €/a
Technische Ausstattung	0,08377	161.837 €/a	202.799 €/a	147.764 €/a
Betriebskosten		285.804 €/a	300.141 €/a	276.141 €/a
Jahreskosten		**818.449 €/a**	**899.818 €/a**	**762.469 €/a**
Rang (Jahreskosten)		**2**	**3**	**1**

Die geringsten Jahreskosten in Höhe von 762.469 €/a hat – aufgrund des deutlich kleineren Sedimentationsbeckens – die Variante 4b im Vergleich zu den anderen Varianten, die eine Vollredundanz für das bestehende Nachklärbecken beninhalten. Die höchsten Jahreskosten in Höhe von 899.818 €/a weißt Variante 4a auf, die eine Vollredundanz für das bestehende Nachklärbecken aufweist sowie eine Vollstromfiltration berücksichtigt.

11.4 Nutzwertanalyse

Zur Berücksichtigung von nicht-monetären Kriterien bei der Bewertung der untersuchten Varianten wird eine Nutzwertanalyse durchgeführt. Diese berücksichtigt neben den Jahreskosten auch nicht monetäre Kriterien wie etwa der Betriebs- und Wartungsaufwand, der Flächenverbrauch, die Erhöhung der Reinigungsleistung hinsichtlich der Parameter CSB, P_{ges} und AFS sowie die Nutzung der Bauwerke für die konventionelle Abwasserreinigung. Die Gewichtung der Kriterien, die entsprechende Punkteanzahl je Variante und das Ergebnis der Nutzwertanalyse zeigt Tabelle 29.

Tabelle 29: Nutzwertanalyse der Varianten

Kriterium	Gewichtung	Variante 3a	Variante 4a	Variante 4b
Jahreskosten	30%	3	2	5
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	4	4	4
Flächenbedarf	10%	4	3	6
Erhöhung der Reinigungsleistung (CSB, P, AFS)	20%	2	6	6
Nutzung für konventionelle Abwasserreinigung	30%	6	6	2
		3,90	**4,30**	**4,30**

maximale Punktanzahl: 6 Punkte, minimale Punktanzahl: 0 Punkte

Die höchste Gewichtung wurde den Kriterien „Jahreskosten“ und „Nutzung für die konventionelle Abwasserreinigung“ mit jeweils 30 % zugeordnet. Das Kriterium „Verbesserung der Reinigungsleistung“ wird mit 20 % und die beiden Kriterien „Flächenbedarf“ und „Betriebs- und Wartungsaufwand“ mit jeweils 10 % gewichtet.

Als Ergebnis der Nutzwertanalyse zeigt sich, dass die beiden Varianten 4a und 4b einen gleichen Nutzen (Punktwert: 4,3) aufweisen. Die Variante 3a, die lediglich eine Teilstromfiltration berücksichtigt, hat mit 3,90 Punkten den geringsten Nutzen (Tabelle 29).

12 Novellierung der P-Grenzwerte

12.1 Hintergrund

Die Bewertung des ökologischen Zustands vieler Gewässer bezüglich der organischen Belastung ist landesweit gut. Allerdings weisen viele Gewässer Defizite bezüglich der biologischen Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobentos (MuP-Wert) auf. In vielen Defizitwasserkörpern ist gleichzeitig auch die Phosphor- und Orthophosphatkonzentration zu hoch. Die Quellen sind zu gleichen Teilen die Landwirtschaft und die Abwasserreinigung. Wobei auf die kommunalen Kläranlagen etwa 2/3 der Einträge durch die Abwasserreinigung entfallen [53].

Im aktuellen Bewirtschaftungsplan 2015 (2. BWP) wurden daher Maßnahmen zur flächendeckenden Optimierung der Phosphorelimination von Kläranlagen an MuP-belasteten Wasserkörpern festgelegt, die bis Ende 2016 umzusetzen waren. Gleichzeitig wurden im Rahmen einer Studie (SLoPE – Studie zur verbesserten Lokalisierung von Phosphoreinträgen) basierend auf den Ablaufwerten die mittleren Phosphorkonzentrationen in Fließgewässern von Kläranlagen modelliert. Die Ergebnisse wurden mit dem Orientierungswert von Oberflächengewässern für Orthophosphat von 0,07 mg/l aus der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) verglichen. Dieser Orientierungswert ist so gewählt, dass bei einer Überschreitung der gute ökologische Zustand hinsichtlich der empfindlichsten Qualitätskomponente (MuP) nicht eingehalten werden kann. Aus diesem Vergleich folgt, dass die Variante 5 aus der Maßnahmenkulisse des 2. BWP erforderlich ist, um den Orientierungswert zu erreichen. Die Variante 5 beinhaltet, dass Kläranlagen der GK 3, 4 und 5 an MuP belasteten Gewässern ein P_{ges}-Jahresmittelwert von 0,2 mg/l und Kläranlagen der GK 2 einen P_{ges}-Wert von 0,5 mg/l erreichen sollen. In der Folge erfordert dies für den Großteil der Kläranlagen zusätzliche Maßnahmen zur P-Reduktion.

Momentan wird das Konzept in den Landesverbänden abgestimmt und soll in die BWP 2 und 3 aufgenommen werden [53], vgl. Tabelle 30.

Tabelle 30: Handlungskonzept Abwasser 2. Stufe, Variante 5 (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg)

Kläranlagen	**1. Stufe, Status Quo***	**2. Stufe Ziel**		
Größenklasse	**[mg/l]**	**[mg/l]*** **	**Anzahl**	**Kosten**** [Mio. €]**
5	0,5	0,2	27	64
4	0,5	0,2	225	129
3**	0,8	0,2	117	26
2**	-	0,5	114	11
1**	-	-		
Gesamt			483	230

* UM-Schreiben vom 26. Oktober 2016, KA mit Filtrationsanlagen 0,3 mg/l als Mittelwert
** Prüfung, ob die Möglichkeit eines Anschlusses besteht
*** als Jahresmittelwert
**** Kostenschätzung bei Ziel 0,2 mg/l mit Bau eines Tuchfilters

12.2 Beurteilung der geplanten Novellierung der P-Grenzwerte in Bezug auf die Kläranlage Weinstadt

Ein Zielwert für P_{ges} in Höhe von 0,5 mg/l ist aktuell Bestandteil der wasserrechtlichen Erlaubnis der Kläranlage Weinstadt. Der derzeitige Zielwert von 0,5 mg/l wird momentan sicher eingehalten. Es ist von einem zukünftig geltenden P-Zielwert in Höhe von 0,2 mg/l auszugehen. Gemäß den a.a.R.d.T. ist eine alleinige Simultanfällung oder Vorfällung für die Zielsetzung nicht ausreichend. Ggf. sind zusätzliche Maßnahmen erforderlich [54]:

- Filtration oder Siebung zur Abtrennung von Feststoffen, die Phosphor in partikulärer Form enthalten
- Nachfällung als Flockungsfiltration
- Konventionelle Nachfällung nach dem Nachklärbecken mit zusätzlicher Abtrennstufe
- Optimierung der Belebung
- Weitere Maßnahmen

Die Auswertung der P_{ges}-Ablaufkonzentrationen (vgl. Kapitel 5 und Tabelle 31) zeigte, dass bei der derzeitigen Betriebsweise der chemischen Simultanfällung der zukünftige Zielwert von 0,2 mg/l eingehalten werden kann. Gleichwohl die Einhaltung des Zielwertes nicht als gesichert angesehen werden kann, da unter Berücksichtigung der Standardabweichung (Mittelwert + Standardabweichung) der Erwartungswert in Höhe von 0,31 mg/l oberhalb des Zielwertes liegt.

Tabelle 31: Statistische Auswertung der P_{ges}-Konzentrationen der Tagesmischproben vom Ablauf der Kläranlage Weinstadt der Jahre 2015 bis 2017

	P_{ges} (Tagesmischprobe)
Anzahl	593
Maximum	0,79 mg/l
85 %-Perzentil	0,30 mg/l
Median	0,17 mg/l
Mittelwert	0,20 mg/l
15%-Perzentil	0,11 mg/l
Minimum	0,06 mg/l
Standardabweichung	0,11 mg/l

13 Zusammenfassung

Für die Kläranlage Weinstadt wurden Betrachtungen für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe zur Entfernung von Spurenstoffen aus kommunalen Abwasser durchgeführt. Dabei wurden verschiedene Verfahrenskombinationen untersucht, die sich bereits auf anderen Anlagen im großtechnischen Maßstab in Betrieb befinden und sich dabei für die Spurenstoffelimination als tauglich erwiesen haben.

Als Spurenstoffe werden diejenigen Stoffe bezeichnet, die nur sehr geringen Konzentrationen, meist im ng/l bis µg/l Bereich, auftreten. Diese Substanzen repräsentieren Industriechemikalien, Pestizide, Herbizide, Pharmaka, Alltagschemikalien und ähnliche Klassen, sowie häufig auch deren Abbau- oder Transformationsprodukte. Die in den Gewässern aufgefundenen Spurenstoffe werden aus verschiedenen Gründen als umweltrelevant eingestuft. Dazu gehört vor allem die toxische Wirkung, die sie auf aquatische Organismen ausüben können. Aufgrund der Nutzung von Oberflächengewässern für die Trinkwassergewinnung, können Risiken für die menschliche Gesundheit auch nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Den Weg in die Oberflächengewässer finden Spurenstoffe sowohl über diffuse Quellen, wie Abflüsse von landwirtschaftlichen Flächen oder Straßen, aber auch über Punktquellen, wie Kläranlagen die nicht für die vollständige Entfernung von Chemikalien, z.B. über eine 4. Reinigungsstufe, ausgelegt sind.

Zur Entfernung der Mikroschadstoffe kommen grundsätzlich sowohl der Einsatz von Aktivkohle als auch der Einsatz von Ozon in Frage. Weiterhin sind gegebenenfalls zusätzliche Maßnahmen zur weitergehenden Feststoffentnahme zu treffen. Bei der Verwendung von Aktivkohle sind dies eine nachgeschaltete Raumfiltration oder alternativ eine Tuchfiltration. Bei der Oxidation mittels Ozon besteht in der Fachwelt noch Unsicherheit bezüglich einer weiteren, biologischen Behandlung der entstehenden Oxidationsprodukte. Die sicherste Lösung stellt hier ebenfalls eine Raumfiltration dar.

Zunächst wurden die Randbedingungen für die Implementierung einer 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weinstadt abgesteckt. Dabei wurde basierend auf einer Auswertung des Abwasseranfalls empfohlen, die 4. Reinigungsstufe für eine **Teilstrombehandlung auszulegen, da sich mit einer Bemessungswassermenge von 186 l/s bereits rd. 90 % der Jahresabwassermenge behandelt lässt**. Aus wirtschaftlicher Sicht ist die Vollstrombehandlung mit max. 445 l/s daher nicht zielführend. Des Weiteren wurden insbesondere unter Berücksichtigung der hydraulischen Randbedingungen mögliche Standorte für den Bau der 4. Reinigungsstufe betrachtet. Aufgrund der beengten Platzverhältnisse im Südbereich der Kläranlage wurde als Standort für die 4. Reinigungsstufe die Freifläche im Nordbereich der Kläranlage ausgewählt.

In einem weiteren Schritt wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber eine Vorauswahl geeigneter Verfahrenskombinationen unter den spezifischen Randbedingungen der Kläranlage Weinstadt vorgenommen. Im Rahmen dieser Vorauswahl wurden drei Varianten als Vorzugsvarianten identifiziert. **Insbesondere der Aspekt einer möglichen Nutzung der Bauwerke der 4. Reinigungsstufe für die konventionelle Abwasserreinigung war ausschlaggebend für die Auswahl der drei Vorzugsvarianten.** Im Einzelnen wurden die drei nachfolgenden Varianten näher untersucht:

- **Variante 3a:**
  PAK-Adsorption (Vollredundanz NKB) mit anschließender Tuchfiltration im Teilstrom
- **Variante 4a:**
  PAK-Adsorption (Vollredundanz NKB) im Teilstrom mit anschließender Tuchfiltration im Hauptstrom
- **Variante 4b:**
  PAK-Adsorption (Teilredundanz NKB) im Teilstrom mit anschließender Tuchfiltration im Hauptstrom

Für diese Varianten wurden eine Einschätzung der erforderlichen Investitionen und Betriebskosten vorgenommen. Die Ermittlung der Jahreskosten erfolgte nach den Vorgaben der KVR. Zur abschließenden Bewertung wurde eine Nutzwertanalyse zur Bewertung nicht-monetärer Aspekte vorgenommen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse zeigt abschließend Tabelle 32.

Tabelle 32: Zusammenfassung der Ergebnisse der Kosteneinschätzung und der Nutzwertanalyse für die Varianten 3a, 4a und 4b

Ergebnisse der Kosteneinschätzung			
	Variante 3a	**Variante 4a**	**Variante 4b**
Redundanz Nachklärung	Vollredundanz	Vollredundanz	Teilredundanz
Filtration	Teilstrom	Vollstrom	Vollstrom
Investitionskosten	9.200.000 €	10.200.000 e	8.400.000 €
Betriebskosten	285.804 €/a	300.141 €/a	276.141 €/a
Jahreskosten	818.449 €/a	899.818 €/a	762.469 €/a
Rang (Jahreskosten)	**2**	**3**	**1**
Ergebnisse der Nutzwertanalyse			
Jahreskosten (30%)	3	2	5
Betriebs- und Wartungsaufwand (10%)	4	4	4
Flächenbedarf (10%)	4	3	6
Erhöhung d. Reinigungsleistung (20%)	2	6	6
Nutzung Abwasserreinigung (30%)	6	6	2
Nutzwertpunkte	3,9	**4,3**	**4,3**
Rang (Nutzwertanalyse)	2	**1**	**1**

In Bezug auf die monetären Aspekte ist eine eindeutige Vorteilhaftigkeit der Variante 4b geben, die gleichzeitig den geringsten Nutzen in Bezug die Nutzung für die konventionelle Abwasserreinigung aufweist. Unter Einbeziehung der nichtmonetären Aspekte ist keine eindeutige Vorteilhaftigkeit zwischen den Varianten 4a und 4b auszumachen, gleichwohl die Variante 4a die höchsten Jahreskosten besitzt.

Abschließend wurden die zukünftigen Anforderungen einer P-Elimination auf kommunalen Kläranlagen umrissen, die sich bei der Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe auf die Auslegung der abschließenden Filtereinheit auswirken kann.

Gleichwohl die derzeitige chemische Simultanfällung sehr gute Ablaufwerte erzielt, **wird empfohlen im Rahmen weiterer Planungsschritte die Auslegung des Filters auf Vollstrombehandlung vorzunehmen (Variante 4a und Variante 4b)**, um auch bei Mischwasserzufluss einen weitest gehenden Rückhalt des partikulär gebundenen Phosphors gewährleisten zu können und somit eine Zukunftsrobustheit für die gewählte Konzeption zu erreichen.

Anhang 1

14 Anhang

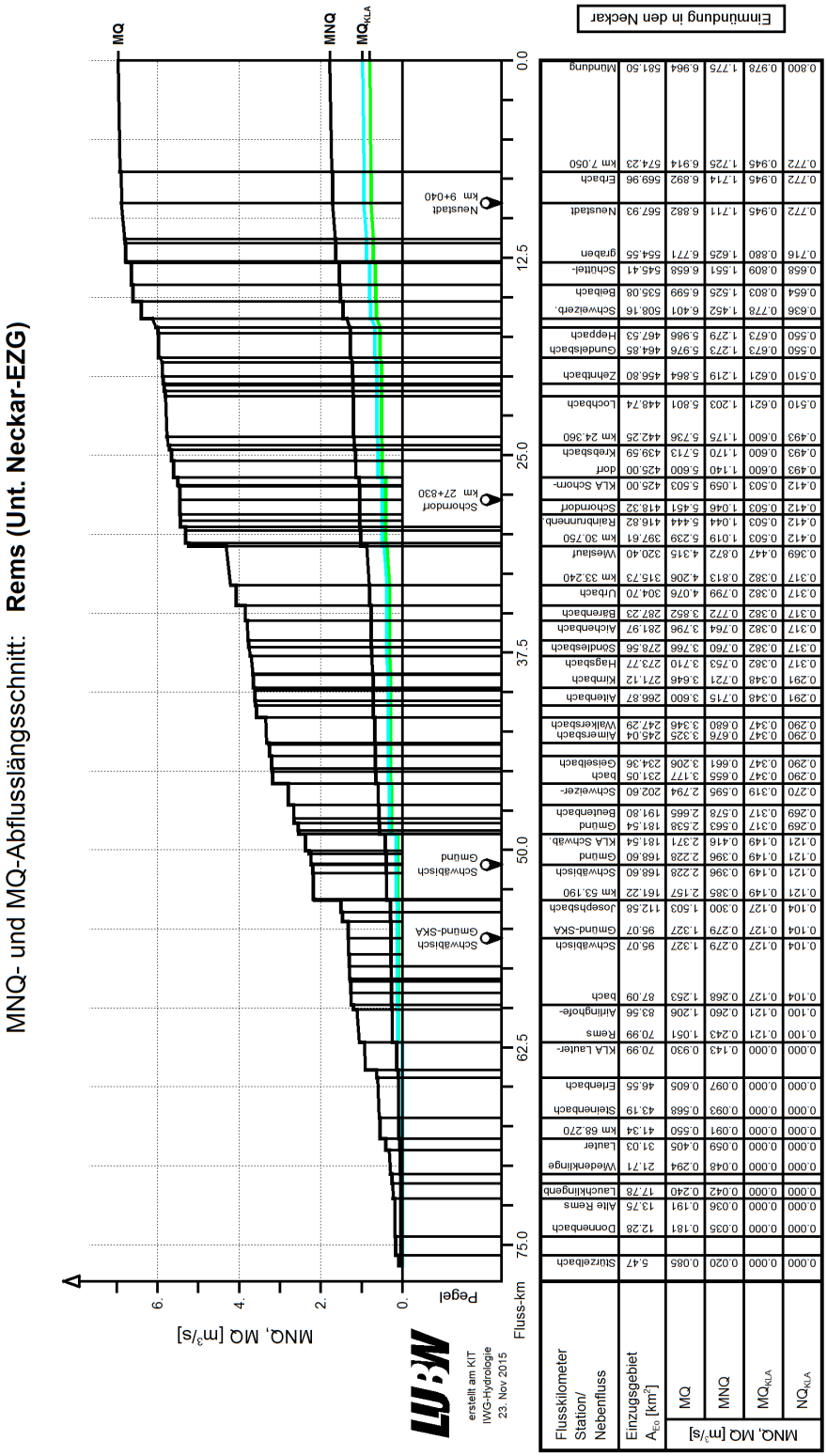
14.1 Analyseergebnisse des TZW Karlsruhe vom 17.04.2018

	Zulauf KA			Ablauf KA		
Stoffname	**BG**		**Messwert**	**BG**		**Messwert**
Benzotriazol	0,10	µg/L	12	0,050	µg/L	5,9
4-Methylbenzotriazol	0,10	µg/L	2,3	0,025	µg/L	1,8
5-Methylbenzotriazol	0,10	µg/L	1,7	0,025	µg/L	1,7
Melamin	0,25	µg/L	2,0	0,025	µg/L	3,1
NTA (Nitrilotriacetat)	5	µg/L	39	1,0	µg/L	1,3
EDTA (Ethylendinitrilotetraacetat)	5	µg/L	84	1,0	µg/L	89
DTPA (Diethylentriaminpentaacetat)	10	µg/L	< BG	1,0	µg/L	5,3
Carbendazim	0,10	µg/L	< BG	0,025	µg/L	< BG
DEET	0,10	µg/L	0,62	0,025	µg/L	0,14
MCPP (Mecoprop)	0,10	µg/L	< BG	0,025	µg/L	0,070
Terbutryn	0,10	µg/L	0,38	0,025	µg/L	0,064
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	0,10	µg/L	0,96	0,025	µg/L	1,1
Amidotrizoesäure	0,10	µg/L	< BG	0,050	µg/L	0,21
Azithromycin	0,10	µg/L	0,20	0,050	µg/L	0,28
Bezafibrat	0,10	µg/L	0,29	0,050	µg/L	< BG
Candesartan	0,10	µg/L	1,0	0,050	µg/L	1,1
Carbamazepin	0,10	µg/L	0,38	0,025	µg/L	0,54
Ciprofloxacin	0,20	µg/L	0,76	0,050	µg/L	0,31
Clarithromycin	0,10	µg/L	1,6	0,050	µg/L	0,25
Dehydrato-Erythromycin A	0,10	µg/L	< BG	0,050	µg/L	0,058
Diclofenac	0,10	µg/L	2,8	0,025	µg/L	2,5
Erythromycin A	0,10	µg/L	< BG	0,050	µg/L	0,086
Gabapentin	0,10	µg/L	5,7	0,050	µg/L	2,5
Guanylharnstoff	0,50	µg/L	< BG	0,25	µg/L	15
Hydrochlorothiazid	0,10	µg/L	2,9	0,050	µg/L	3,0
Ibuprofen	0,10	µg/L	9,9	0,025	µg/L	< BG
Iohexol	0,10	µg/L	7,0	0,050	µg/L	1,2
Iomeprol	0,10	µg/L	6,8	0,050	µg/L	1,3
Iopamidol	0,10	µg/L	0,70	0,050	µg/L	1,3
Iopromid	0,10	µg/L	2,2	0,050	µg/L	0,37
Irbesartan	0,10	µg/L	1,2	0,050	µg/L	0,32
Metformin	0,10	µg/L	130	0,050	µg/L	1,1
Metoprolol	0,10	µg/L	2,0	0,025	µg/L	1,8
Sulfamethoxazol	0,10	µg/L	0,35	0,025	µg/L	0,39
17-beta-Estradiol	0,001	µg/L	0,0069	0,0001	µg/L	< BG

	Zulauf KA			Ablauf KA		
Stoffname	**BG**		**Messwert**	**BG**		**Messwert**
Estron	0,001	µg/L	0,049	0,0001	µg/L	0,0010
17-alpha-Ethinylestradiol	0,001	µg/L	< BG	0,0001	µg/L	< BG
Tris-(2-chlorethyl)-phosphat	0,25	µg/L	< BG	0,050	µg/L	< BG
Tris-(2-chlorpropyl)-phosphat	0,25	µg/L	1,2	0,050	µg/L	0,64
AHTN	0,050	µg/L	0,092	0,025	µg/L	0,068
HHCB	0,050	µg/L	0,53	0,025	µg/L	0,66
Perfluorbutanoat (PFBA)	0,010	µg/L	< BG	0,005	µg/L	< BG
Perfluoroctanoat (PFOA)	0,010	µg/L	< BG	0,005	µg/L	< BG
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	0,010	µg/L	< BG	0,005	µg/L	< BG
Perfluoroctansulfonat (PFOS)	0,010	µg/L	0,027	0,005	µg/L	< BG
Acesulfam	0,10	µg/L	30	0,050	µg/L	0,34
Cyclamat	0,10	µg/L	73	0,050	µg/L	< BG
Sucralose	0,50	µg/L	6,4	0,10	µg/L	6,0

Anhang 2

14.2 MNQ- und MQ-Abflussquerschnitt Rems



Flusskilometer Station/ Nebenfluss	Einzugsgebiet A_{Eo} [km²]	MNQ, MQ [m³/s] MQ	MNQ	MQ_{KLA}	NQ_{KLA}
Stürzelbach	5.47	0.085	0.020	0.000	0.000
Donnenbach	12.28	0.181	0.035	0.000	0.000
Alte Rems	13.75	0.191	0.036	0.000	0.000
Lauchklingend	17.78	0.240	0.042	0.000	0.000
Wiedenklinge	21.71	0.294	0.048	0.000	0.000
Lauter	31.03	0.405	0.069	0.000	0.000
km 68.270	41.34	0.550	0.091	0.000	0.000
Steinenbach	43.19	0.568	0.093	0.000	0.000
Efrenbach	46.55	0.605	0.097	0.000	0.000
KLA Lauter-	70.99	0.930	0.143	0.000	0.000
Rems	70.99	1.051	0.243	0.121	0.100
Alfringhofe-	83.56	1.206	0.260	0.121	0.100
bach	87.09	1.253	0.268	0.127	0.104
Schwäbisch	95.07	1.327	0.279	0.127	0.104
Gmünd-SKA	95.07	1.327	0.279	0.127	0.104
Josephsbach	112.58	1.503	0.300	0.127	0.104
km 53.190	161.22	2.157	0.385	0.149	0.121
Schwäbisch	166.60	2.228	0.396	0.149	0.121
Gmünd	166.60	2.228	0.396	0.149	0.121
KLA Schwäb.	181.54	2.371	0.416	0.149	0.121
Gmünd	181.54	2.538	0.563	0.317	0.269
Beutenbach	191.80	2.665	0.578	0.317	0.269
Schweizer-	202.60	2.794	0.595	0.319	0.270
bach	231.05	3.177	0.655	0.347	0.290
Gieselbach	234.36	3.206	0.661	0.347	0.290
Almersbach	245.04	3.325	0.676	0.347	0.290
Walkersbach	247.29	3.346	0.680	0.347	0.290
Altenbach	266.87	3.600	0.715	0.348	0.291
Klimbach	271.12	3.646	0.721	0.348	0.291
Hagsbach	273.77	3.710	0.753	0.382	0.317
Sondlesbach	278.56	3.766	0.760	0.382	0.317
Aichenbach	281.97	3.796	0.764	0.382	0.317
Barenbach	287.23	3.852	0.772	0.382	0.317
Urbach	304.70	4.076	0.799	0.382	0.317
km 33.240	315.73	4.206	0.813	0.382	0.317
Weissauf	320.40	4.315	0.872	0.447	0.369
km 30.750	397.61	5.239	1.019	0.503	0.412
Rainbrunnenb.	416.82	5.444	1.044	0.503	0.412
Schorndorf	418.32	5.451	1.046	0.503	0.412
KLA Schorn-	425.00	5.503	1.059	0.503	0.412
dorf	425.00	5.600	1.140	0.600	0.493
Krebsbach	439.59	5.713	1.170	0.600	0.493
km 24.360	442.25	5.736	1.175	0.600	0.493
Lochbach	448.74	5.801	1.203	0.621	0.510
Zehntbach	456.80	5.864	1.219	0.621	0.510
Gundelsbach	464.85	5.976	1.273	0.673	0.550
Heppach	467.53	5.986	1.279	0.673	0.550
Schwelzerb.	508.16	6.401	1.452	0.778	0.636
Beibach	535.08	6.599	1.525	0.803	0.654
Schuttel-	545.41	6.658	1.561	0.809	0.658
graben	554.55	6.771	1.625	0.880	0.716
Neustadt	567.93	6.882	1.711	0.945	0.772
Erbach	569.96	6.892	1.714	0.945	0.772
km 7.050	574.23	6.914	1.725	0.945	0.772
Mündung	581.50	6.964	1.775	0.978	0.800

15 Literatur

[1] Giger, W. (1995): Spurenstoffe in der Umwelt. EAWAG News, 40D, pp. 3-7. In: Schluep, M., Thomann, M., Häner, A., Gälli, R. (2006): Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe – Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. BAFU-Texte 14/06, (Hrsg. Bundesamt für Umwelt), Bern.

[2] Fent, K. (2013): Ökotoxikologie: Umweltchemie – Toxikologie – Ökologie. 4. über. Auflage, ISBN-13: 978-3-13-109994-5, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

[3] Bergmann, A., Fohrmann, R., Weber, F-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Umweltbundesamt, Texte Nr. 66/2011, Forschungs-kennzahl: 360 14 013 UBA-FB 001525.

[4] Frimmel, F.H., Müller, M.B. (2006): Heil-Lasten: Arzneimittelrückstände in Gewässern., Springer Verlag, ISBN-10: 3540336370, Berlin.

[5] SRU (2007): Arzneimittel in der Umwelt – Stellungnahme des Sachverständigenrats für Umweltfra-gen. ISSN: 1612-2968, Berlin.

[6] Europäische Kommission (2012): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document No. 28, Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances. (Hrsg. European Communities) ISBN-13: 978-92-79-23823-9.

[7] Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495 der Kommission vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2015) 1756)

[8] Durchführungsbeschluss (EU) 2018/840 der Kommission vom 05. Juni 2018 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2018) 3362)

[9] Policy Paper. Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs „Spurenstoffstrategie des Bundes“ an die Politik zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. http://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewaesser/spurenstoffstrategie_policy_paper_bf.pdf (abgerufen am 21.06.2018)

[10] Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2012): Anthropogene Spurenstoffe in Gewässer – Spurenstoffbericht Baden-Württemberg 2012.

[11] KomS (2014): Handlungsempfehlungen zur Vergleichskontrolle und zur Betriebsüberwachung der 4. Reinigungsstufe, Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg, Stand 10/2014

[12] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2015): Mikroschadstoffentfernung machbar? Zusammenstellung wesentlicher Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Stand 07.04.2015

[13] KomS-BW (2017): Spurenstofflisten KomS-BW - Handlungsempfehlungen zur Vergleichskontrolle und Betriebsüberwachung der 4. Reinigungsstufe. Stand 16.03.2017

[14] Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser - Verfahrenstechnische, betriebliche und ökonomische Aspekte bei der Entfernung von Spurenstoffen

[15] Schrader, C. (2007): Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart, Dissertation, 2007

[16] MARGOT, J., KIENLE, C., MAGNET, A., WEIL, M., ROSSI, L., DE ALENCASTRO, L.F., ABEGGLEN, C., THONNEY, D., CHÈVRE, N., SCHÄRER, M., BARRY, D.A. (2013). Treatment of micropollutants in mu-nicipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon?. Sci. Total Environ., Vol. 461-462, pp. 480-498.

[17] Sacher, F., Thoma, A., Lehmann, M., Scherer, I., Stier, K. (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg - Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranla-gen 2012/2013. (Hrsg. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg), ISBN-13: 978-3-88251-379-0.

[18] Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Cespedes-Sánchez, R., Ventura, F., Petrovic, M., Barceloa, D. (2010): Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. Water Res., Vol. 45, No. 3, pp. 1165–1176.

[19] Köck-Schulmeyer, M., Villagras, M., Lopez de Alda, M., Cespedes-Sanchez, R., Ventura, F., Barceloa, D. (2013): Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. Sci. Total Environ. Vol. 458–460, p. 466–476.

[20] Abegglen, C.; Siegrist, H. 2012: Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214; 210

[21] Metzger, S. und Rößler, A. (2017): Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle auf Kläranlagen in Baden-Württemberg. Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, Schriftenreihe SWW - Band 151 - Karlsruhe, Tagungsband der 30. Karlsruher Flockungstage 2017, pp. 107 - 122

[22] VSA (2015): Betrieb/ Energie/ Kosten einer PAK-Stufe, www.micropoll.ch/verfahren/aktivkohle/pak/betriebenergiekosten, Zugriff am 21.05.2018

[23] Meckes, J., Metzger, S.; Kapp, H. (2014): Untersuchungen zum Spurenstoffbindungsverhalten von Pulveraktivkohle unter anaeroben Bedingungen. Abschlussbericht, KomS, UM-Vorhaben 352/2013, Juni 2014

[24] Rößler, A. und Metzger, S. (2014): Spurenstoffvorkommen und -entnahme in Kläranlage mit Aktivkohleanwendung in Baden-Württemberg. Korrespondenz Abwasser, 61, Heft 5, S. 427 - 435

[25] UBA (2015): Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern - Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. Positionspapier des Umweltbundesamtes, Mrz. 2015

[26] Mousel, D.; Krebber, K.; Palmowski, L.; Pinnekamp, J. (2015): Energieverbrauch der Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Forschung trifft Praxis. Tagungsband der 48. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, 15. - 17.04.2015, Aachen

[27] Remy, C.; Mutz, D.; Sperlich, A.; Schaller, J.; Windelberg, G. (2015): Ökobilanz verschiedener Verfahrensoptionen zur Spurenstoffentfernung. Abschlussveranstaltung der Verbundprojekte ASKURIS und IST4R, 14.09.2015

[28] Kolisch, G.; Taudien, Y.; Bornemann, C. (2014): Potenzial der Spurenstoffelimination mit Pulver- und Kornaktivkohle in bestehenden Filteranlagen. In: Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Heft 67. Tagungsband des 32. Bochumer Workshops, 18.09.2014

[29] Nahrstedt, A; Burbaum, H.; Mauer, C.; Alt, K.; Sürder, T. und Fritzsche, J. (2014): Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. Korrespondenz Abwasser, 61, Heft 5, S. 408 - 426

[30] VSA (2015): Reinigungsleistung einer GAK-Stufe, www.micropoll.ch/verfahren/ aktivkohle/gak/reinigungsleistung, Zugriff am 13.11.2017

[31] Hertel, M.; Maurer, P.; Steinmetz, H. (2014): Auswahl und Überprüfung granulierter Aktivkohlen (GAK) für den Einsatz in kontinuierlich gespülten Filtern. Wasser und Abfall, 16, 11, S. 40 - 45

[32] Benstöm, F.; Nahrstedt, A.; Böhler, M.; Knopp, G.; Montag, D.; Siegrist, H.; Pinnekamp, J.: Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen. Teil 1 in Korrespondenz Abwasser, Abfall 2016 (63), Nr. 3; Teil 2 in Korrespondenz Abwasser, Abfall 2016 (63), Nr. 4

[33] Jedele, K. (2014): Einsatz granulierter Aktivkohle (GAK) zur Spurenstoffelimination in Kombination mit Ozon oder als eigenständige Einheit. Internationales Fachgespräch Spurenstoffe, VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ und KomS Baden-Württemberg, Dübendorf, 23.10.2014

[34] VSA (2015): Betrieb/ Energie/ Kosten einer GAK-Stufe, www.micropoll.ch/verfahren/ aktivkohle/gak/betriebenergiekosten, Zugriff am 21.12.2015

[35] Kurzmann, G.E. (1998): Ozonanwendung in der Wasseraufbereitung. Expert-Verlag, 2. Auflage, ISBN-13: 9783816909118.

[36] Gottschalk, C., Libra, J. A., Saupe, A. (2010): Ozonation of Water and Wastewater. 2nd Edition, ISBN-13: 9783527319626, Wiley-VCH Verlag, Weinheim, Germany.

[37] Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214, 2012

[38] Jagemann, P.; Lyko, S.; Herbst, H.; Türk, J. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. In Pinnekamp, J. (Hrsg.): Wasserwirtschaft und Energiewende; Tagungsband der 45. Essener Tagung 2012. Schriftenreihe GWA, Band 230. Aachen, 2012

[39] Stapf, M., Schumann, P., Völker, J., Miehe, U. (2017): Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon. Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Berlin.

[40] Kienle C., Langer M., Ganser B., Gut S., Schifferli A., Thiemann C., Vermeirssen E. und Werner I. (2017) Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTREAT: Teilprojekt Biotests. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf.

[41] Schindler Wildhaber, Y.; Mestankova, H.; Schärer, M.; Schirmer, K.; Salhi, E.; von Gunten, U. (2015): Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone, Water Research, 75, Mai, 324 – 335

[42] VSA (2017): Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung , https://www.micropoll.ch/verfahren/ozon/abklaerungen-verfahrenseignung-ozonung, Zugriff am 06.06.2018

[43] Pinnekamp, J.; Mousel, D.; Krebber, K.; Palmowski, L.; Bolle, F.-W.; Gredigk-Hoffmann, S.; Genzowsky, K.; Krüger, M.; Eckers, S.; Simsheuser, C.; Lyko, S.; Thöle, D. (2014): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Phase II. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, ge-

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

[44] Pinnekamp, J.; Merkel, W. (2008): Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durchzusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Güte- und Kostenbetrachtungen. Abschlussbericht Forschungsvorhaben, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen/Mühlheim

[45] Schachtler, M. (2015): Erste Ozonung in der Schweiz - Betriebserfahrung, Steuer- und Überwachungsstrategie. In: Hoffmann, E.; Godina-Leicht, M. (Hrsg.): Betriebliche Probleme, Lösungs- und Optimierungsstrategien, Tagungsband der 29. Karlsruher Flockungstage; S. 41 - 55

[46] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Stand 01.09.2016

[47] Mertsch, V.; Herbst, H.; Alt, K.: Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Ressourcenschutz als interdisziplinäre Aufgabe. Tagungsband der 46. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, 13. - 15.03.2013, Aachen

[48] Metzger, S.; Tjoeng, I. O.; Rößler, A.; Schwentner, G. und Rölle, R. (2014): Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. Korrespondenz Abwasser, 61, Heft 11, S. 1029 - 1037

[49] Herbst, H., Antakyali, D., Maus, C. (2016): Kosten der Elimination von Mikroschadstoffen und mögliche Finanzierungsansätze, KA Korrespondenz Abwasser Abfall ISSN: 1866-029, Jg. 63, Nr. 2, S. 124-130

[50] UBA (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Forschungskennzahl 3712 21 225, UBA-FB 002037, Texte 85/2014, Dessau-Roßlau, 2014.

[51] Rau, W.; Metzger, S. (2017): Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg. Untersuchungsbericht, https://koms-bw.de/cms/content/media/BAn_Bericht-Teil1_veroeffentl_final.pdf (abgerufen am 07.06.2018)

[52] KomS-Handlungsempfehlungen, 03/2018- 2. Auflage

[53] Eberlein, J. (2017): Wasserrahmenrichtlinie – Vorgehen im Bereich Abwasser, Hrsg.: DWA Landesverband Baden-Württemberg. Tagungsband DWA Landesverbandtagung Baden-Württemberg 2017, 12-13.10.2017

[54] ATV-DVWK-M 206 Automatisierung der chemischen Phosphatelimination (2001), ISBN 3-935669-47-X