

Gefördert durch:



Baden-Württemberg
Regierungspräsidium
Tübingen

RP Tübingen

Förderkennzeichen RPZ 0543-8907-191/3

**Konzeption eines Bodenfilters zur Mischwasserbehandlung mit gezielter
Spurenstoffelimination zur Verbesserung der Gewässerökologie
- am Beispiel des Breitenrainbachs im Bodenseekreis**



Sachbericht für
Verwendungsnachweis

Biberach, den 26.09.2025

Die Projektbeteiligten

Hochschule Biberach Institute für Geo und Umwelt Karlstraße 9-11 88400 Biberach an der Riß		Dipl.-Ing. Birgit Kornmann Prof. Dr. -Ing. Ulrike Zettl
Hochschule Biberach Fakultät Biotechnologie Karlstraße 9-11 88400 Biberach an der Riß		B.Sc. Tim Hamann Prof. Dr. Chrystelle Mavoungou
Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg c/o Universität Stuttgart Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft Bandtäle 2 70569 Stuttgart		Dr. -Ing. Birthe Stricker M.Sc. Vera Kohlgrüber Prof. Dr. rer. nat Patrick Bräutigam
Universität Stuttgart Lehr- und Forschungslabor (LFL) Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft Bandtäle 2 70569 Stuttgart		Dr. rer. nat. Bertram Kuch Dipl.-Ing. Carolin Feifel M.Sc. Anne Louise De Melo
Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH Jarekstraße 7+9 88400 Biberach		M.Eng. Jonathan Konrad Burandt M.Eng. Mira Ennes Dipl.-Ing. Steffen Eckhardt
Jedele und Partner GmbH Bahnhofstraße 39 88239 Wangen im Allgäu		M.Sc. Michaela Suttner Dr. -Ing. Christian Locher
Gewässerplan Hemigkofenstraße 12-1 88079 Kressbronn		Dipl. Biologe Heiko Kling
Landratsamt Bodenseekreis Albrechtstraße 77 88045 Friedrichshafen		Dipl.-Ing. Michael Konnerth
Abwasserverband Unteres Schussental Montfortplatz 7 88069 Tettnang		Heiko Kiebler Claudia Schubert

Titelbild: Luftbildaufnahme des RBF Tobelbach, David Carl Maier bei Zwisler GmbH, Juli 2024

INHALT

Seite

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	VII
TABELLENVERZEICHNIS.....	XI
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	XV
1 Einführung	1
2 Ausgangssituation	3
2.1 Überblick Entwässerungsgebiet und Abwasseranlagen	3
2.2 Gewässerökologie und Handlungsbedarf	5
2.3 Relevante Teileinzugsgebiete	6
2.3.1 Einzugsgebiet des RBF Tobelbach	6
2.3.2 Einzugsgebiet des neu zu planenden RBF am RÜB Langenargener Straße	8
2.4 Ergebnisse aus der Schmutzfrachtberechnung	10
2.4.1 Überblick IST-Zustand plausibilisiert.....	10
2.4.2 RÜB Friedhofsstraße und RÜB Tobelbach	10
2.4.3 RÜB Langenargener Straße und RÜ 3237	10
2.4.4 Modellhafte Bilanzierung von exemplarisch ausgewählten Spurenstoffen	11
2.5 Reales Entlastungs- und Überlaufverhalten der RÜB als Vorstufen zum RBF	11
2.5.1 RÜB Friedhofstraße und RÜB Tobelbach	11
2.5.2 RÜB Langenargener Straße	13
2.6 Reale Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach	13
3 Auswahl der Spurenstoffleitsubstanzen	16
3.1 Vorgehensweise.....	16
3.2 Eintragungspfade nach Herkunft und Einsatzbereich	16
3.3 Überblick über rechtliche Regelungen.....	17
3.4 Einteilung der Spurenstoffe nach Stoffeigenschaften	19
3.5 Beschreibung der Prozesse in einem Mischwasser-Retentionsbodenfilter	21
3.5.1 Funktionsweise	21
3.5.2 Partikelrückhalt.....	22
3.5.3 Sorptionsprozesse	23
3.5.4 Biochemische Umsatzprozesse.....	23
3.5.5 Weitere mögliche Prozesse	24
3.5.6 Adsorption an Aktivkohle.....	25

3.5.7	Eliminationsverhalten in Abhängigkeit des Betriebszustandes im konventionellen Mischwasser-Retentionsbodenfilter	26
3.6	Vorauswahl von Leitsubstanzen	28
4	Monitoring am bestehenden RBF Tobelbach und RÜB Langenargener Straße	32
4.1	Aufbau und Funktionsweise des Retentionsbodenfilters Tobelbach	32
4.1.1	Standort und Funktion des RBF Tobelbach.....	32
4.1.2	Bauweise der Vorstufen.....	33
4.1.2.1	<i>RÜB Friedhofstraße</i>	<i>33</i>
4.1.2.2	<i>RÜB Tobelbach</i>	<i>33</i>
4.1.3	Dimensionierung und bauliche Gestaltung des RBF Tobelbach	33
4.1.4	Messtechnische Ausstattung	35
4.2	RÜB Langenargener Straße	35
4.3	Probennahme und Untersuchungen	35
4.3.1	Probennahme Mischwasser und Ablauf RBF	35
4.3.1.1	<i>Kläranlage Eriskirch bei Regenwetterzufluss.....</i>	<i>36</i>
4.3.1.2	<i>Sielhäute.....</i>	<i>36</i>
4.3.1.3	<i>RÜB Langenarger Straße</i>	<i>36</i>
4.3.1.4	<i>Retentionsbodenfilter Tobelbach</i>	<i>36</i>
4.3.2	Probentransport und Aufbewahrung	38
4.3.3	Spurenstoffanalytik.....	39
4.3.4	Ergänzende Untersuchungen zu gewässertypischen Standardparametern.....	39
4.3.5	Probennahme Filterkörper für Säulenversuche	40
5	Ergebnisse des Monitorings.....	41
5.1	Allgemeines.....	41
5.2	Vergleich Mischwasserentlastung RÜB Langenargener Straße mit RÜB Tobelbach	42
5.3	Vergleich Mischwasserentlastungen mit Kläranlagenzufluss	45
5.4	Gewässertypische Standardparametern am RBF Tobelbach.....	47
5.4.1	pH-Wert und Leitfähigkeit	47
5.4.2	CSB	48
5.4.3	Nitrifikation	48
5.4.4	Phosphor	49
5.5	Spurenstoffentnahmewirkungen des konventionellen Mischwasser-RBF Tobelbach	49
5.5.1	Abbaubare Spurenstoffe in der Wasserphase	49
5.5.2	Abbaubare Spurenstoffe in der Partikelphase.....	54
5.5.3	Persistente Spurenstoffe in der Partikelphase	55
5.5.4	Persistente Spurenstoffe in der Wasserphase.....	58
5.5.5	Zwischenfazit	63

5.6	Vergleich der Spurenstoffentnahmewirkung zwischen Mischwasser-RBF und mechanisch-biologischer Kläranlage	67
5.7	Spurenstoffemissionen in Gewässer.....	68
6	Adsorptionsversuche im Labormaßstab	70
6.1	Vorbemerkungen	70
6.2	Schüttelversuche.....	70
6.2.1	Zielsetzung	70
6.2.2	Versuchsaufbau und -durchführung	70
6.2.3	Ergebnisse	74
6.3	Säulenversuche	80
6.3.1	Zielsetzung	80
6.3.2	Versuchsaufbau	80
6.3.3	Versuchsdurchführung.....	82
6.3.4	Ergebnisse der wasserchemischen Parameter und Nährstoffe.....	84
6.3.5	Ergebnisse der Spurenstoffanalytik	91
6.4	Zusammenfassung Adsorptionsversuche zur Spurenstoffelimination mit und ohne Aktivkohleeinsatz im Retentionsbodenfilter	103
7	Gezielte Spurenstoffelimination im Mischwasser- RBF	105
7.1	Auslegung des zu konzipierenden RBF Langenargener Straße.....	105
7.2	Entwicklung von Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination	107
7.3	Vergleichende Bewertung der Verfahren.....	109
7.4	Verfahrenstechnische Vorüberlegungen zur Adsorption	113
7.5	Einbau der GAK in den RBF-Filterkörper.....	116
7.5.1	Aufbau des Filterkörpers.....	116
7.5.2	Herstellung einer homogenen Aktivkohle-Filtersandschicht.....	117
7.5.3	GAK-Anteil in unterer Filterschicht	119
7.5.4	Segmentierung des RBFs.....	120
7.5.5	Kostenrahmen.....	120
7.6	Nachgeschalteter GAK-Adsorber	121
7.6.1	Auswahl des Filtersystems	121
7.6.2	Auslegen des kontinuierlichen GAK-Filters.....	123
7.6.3	Anbindung an den Retentionsbodenfilter	125
7.6.4	Kostenrahmen.....	128
7.7	Zwischenfazit zur großtechnischen Umsetzung	129
8	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	131

9	Literaturverzeichnis.....	139
10	Anhang	146
10.1	Beschickungsverhalten des RBF Tobelbach	146
10.2	Monitoring am bestehenden RBF Tobelbach und RÜB Langenargener Straße.....	154
10.2.1	Screening der Sielhaut Retentionsbodenfilter Tobelbach	154
10.2.2	Screening des Abwassers der Kläranlage Eriskirch	157
10.2.3	Ergebnisse der Küvettentests und Spurenstoffmessungen.....	161
10.3	Spurenstoffmessungen Zulauf und Ablauf RBF Tobelbach (RÜB Tobelbach).....	163
10.4	Spurenstoffmessungen Ablauf RÜB Langenargener Straße	169
10.5	Graphische Darstellung der Messdatenauswertung RBF Tobelbach.....	172
10.5.1	Pharmazeutische Wirkstoffe und Metabolite.....	172
10.5.2	Industriechemikalien	175
10.5.3	Sonstige.....	176
10.5.4	Duftstoffe	178
10.5.5	Pestizide	179
10.6	Spurenstofflisten.....	180
10.7	Laborversuche- und Adsorptionsversuche zum Eliminationsverhalten der ausgewählten Leitsubstanzen.....	182
10.7.1	Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des DOC (reales Mischwasser).....	182
10.7.2	Schüttelversuche - Mittlere Spurenstoffelimination (KomS Liste B-2017).....	183

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2.1:	Einzugsgebiet des Abwasserverband Unteres Schussental (Abwasserverband Unteres Schussental o. J. [2019])	4
Abbildung 2.2:	Lage des Breitenrainbachs, der RÜB im Oberlauf und des FFH-Gebiets „Schussenbecken mit Tobelwäldern südlich Blitzenreute“ (Kling 2021).....	5
Abbildung 2.3:	Maßnahmenkatalog (Kling 2020b)	6
Abbildung 2.4:	Einzugsgebiete der RÜB in der Stadt Tettnang (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024).....	7
Abbildung 2.5:	Schemadarstellung des Einzugsgebietes RÜB Langenargener Straße (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024).....	8
Abbildung 2.6:	Luftbildaufnahme des RBF Tobelbach, Juli 2024, (nach Zwisler GmbH 2024, modifiziert)	12
Abbildung 2.7:	Deckschichthöhen im Zuflussbereich des RÜB Tobelbach (links) und RÜB Friedhofstraße (rechts) (eigene Darstellung).	12
Abbildung 2.8:	Beschickungs- und Überlaufereignisse des RBF für September 2024.....	13
Abbildung 3.1:	Vereinfachende Einteilung der Spurenstoffe nach (erwartbaren) Stoffeigenschaften, (modifiziert nach Ennes 2023)	19
Abbildung 3.2:	Eliminationsverhalten in Abhängigkeit des Betriebszustandes im konventionellen Mischwasser-RBF (eigene Darstellung)	27
Abbildung 4.1:	Schemata des RBFA Tobelbach (Ing. Büro Bioplan Landeskulturgesellschaft Hr. Lambert, zitiert nach Kiebler 2018)	32
Abbildung 4.2:	Schnitt durch den Tobelbach (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2000).....	34
Abbildung 4.3:	Probenehmer Ablauf RBF Tobelbach (eigene Aufnahme).....	38
Abbildung 4.4:	MAXX Probenehmer mit Flaschenrack, RÜB Langenargener Straße (eigene Aufnahme)	38
Abbildung 4.5:	Entnahmeort der Bodenproben der RBF Tobelbach (Darstellung auf Basis Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2020).....	40
Abbildung 4.6:	Luftbildaufnahme des RBF Tobelbach, Juli 2024, (nachZwisler GmbH 2024, modifiziert)	40
Abbildung 5.1:	RÜB Langenargener Straße Konzentration Mischwasserentlastung.....	43
Abbildung 5.2:	Gemessene Spurenstoffe Vergleich - RÜB Langenargener Straße mit RÜB Tobelbach	44
Abbildung 5.3:	Gemessene Spurenstoffe Vergleich – KA Eriskirch Ablauf Vorklärung mit RÜB Langenargener Straße.....	46
Abbildung 5.4:	pH-Werte gemessen in Zulauf- (n = 27) und Ablaufproben (n = 17) über alle beprobten Ereignisse	47

Abbildung 5.5:	Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen in Zulauf- (n = 27) und Ablaufproben (n = 17) über alle beprobten Ereignisse.	47
Abbildung 5.6:	Chemischer Sauerstoffbedarf, gemessen in homogenisierten Zulauf- (n = 8) und Ablaufproben (n = 4) über alle beprobten Ereignisse	48
Abbildung 5.7:	Ammoniumkonzentration, gemessen in Zulauf (n = 12) und Ablaufproben (n = 9) über alle beprobten Ereignisse	48
Abbildung 5.8:	Nitrat- und Nitritkonzentrationen im Drosselablauf des RBF Tobelbach (jeweils n = 8).....	48
Abbildung 5.9:	Konzentrationen von Tetraacetylenhydramin (TAED) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	50
Abbildung 5.10:	Konzentrationen von Ibuprofen (IBU) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	51
Abbildung 5.11:	Konzentrationen von Galaxolid (HHBC) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	54
Abbildung 5.12:	Konzentrationen von Patchouli-Ethanon (OTNE) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	55
Abbildung 5.13:	Konzentrationen von Terbutryn (TER) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	56
Abbildung 5.14:	Konzentrationen von Galaxolidon (HHBC-Lacton) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	57
Abbildung 5.15:	Konzentrationen von Triphenylphosphat (TPP) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	57
Abbildung 5.16:	Konzentrationen von Diclofenac (DCF) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	59
Abbildung 5.17:	Konzentrationen von Irbesartan (IRB) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	59
Abbildung 5.18:	Konzentrationen von Candesartan (CAN) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	60
Abbildung 5.19:	Konzentrationen von Carbamazepin (CBZ) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	61
Abbildung 5.20:	Konzentrationen von 1H-Benzotriazol (1H-BTR) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	62
Abbildung 5.21:	Konzentrationen von Sulfamethoxazol (SMX) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis.....	62
Abbildung 5.22:	Vergleich Spurenstoffentnahme Kläranlage Eriskirch und RBF Tobelbach	67
Abbildung 5.23:	Grobbilanzierung für exemplarisch ausgewählte Stoffe anhand Daten aus dem Monitoring (Mediane) und Jahresentlastungsmengen aus der Schmutzfrachtsimulation für AUS (IST-Zustand)	68
Abbildung 6.1:	Schüttelversuche - Versuchsaufbau (Horizontalschüttler).....	71

Abbildung 6.2:	Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des SAK ₂₅₄ (synth. Mischwasser)	74
Abbildung 6.3:	Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des SAK 254 (reales Mischwasser)	74
Abbildung 6.4:	Schüttelversuche - SAK ₂₅₄ -Verhalten unterschiedlicher Materialkombinationen (synth. Mischwasser)	78
Abbildung 6.5:	Schüttelversuche - SAK ₂₅₄ -Verhalten unterschiedlicher Materialkombinationen (reales Mischwasser)	78
Abbildung 6.6:	Säulenversuche - Versuchsaufbau (v.r.n.l.: Säule 1 bis 3)	81
Abbildung 6.7:	Säulenversuche - Verlauf der Leitfähigkeit	85
Abbildung 6.8:	Säulenversuche - Verlauf des SAK ₂₅₄	87
Abbildung 6.9:	Säulenversuche - Verlauf des DOC	89
Abbildung 6.10:	Säulenversuche - Frachten von Ibuprofen, Ibuprofen-OH und Ibuprofen-COOH	98
Abbildung 7.1:	Lageplan Retentionsbodenfilter „Langenargener Straße“ (Konzept: Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2025b)	106
Abbildung 7.2:	Kompletter Retentionsbodenfilter mit granulierter Aktivkohle / Sandgemisch (Variante 1)	107
Abbildung 7.3:	Retentionsbodenfilter mit zwei Schichten (GAK in der unteren Schicht, Variante 2)	108
Abbildung 7.4:	Nachgeschalteter technischer GAK-Adsorber (Variante 3)	108
Abbildung 7.5:	Filteraufbau Variante 2 „RBF Langenargener Straße“ (Konzept: Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2025a)	117
Abbildung 7.6:	Abgeschätzte Standzeit für den RBF Langenargener Straße für 150.000 m ³ /a gereinigtes Mischwasser und einem angenommen BV von 35.000 und EBCT bei variierenden GAK-Anteilen	119
Abbildung 7.7:	Kostenrahmen für den Bau des RBF Langenargener Straße mit Aktivkohle-Sandgemisch	121
Abbildung 7.8:	Aufbau eines kontinuierlich gespülten (DynaSand-)Filters (SULZER Nordic Water 2024)	122
Abbildung 7.9:	Schematische Darstellung kontinuierliche nachgeschaltete GAK-Filtration, Grundriss (Jedele und Partner GmbH 2025a)	126
Abbildung 7.10:	Schematische Darstellung kontinuierliche nachgeschaltete GAK-Filtration, Querschnitt (Jedele und Partner GmbH 2025b)	127
Abbildung 7.11:	Mögliche Einbindung nachgeschaltete kontinuierliche GAK-Filtration, (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2025b), bearbeitet von Jedele und Partner 2025	127
Abbildung 7.12:	Kostenrahmen für den nachgeschalteten GAK-Adsorber	128

Abbildung 9.1: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für Januar (oben) und Februar 2024 (unten).....	148
Abbildung 9.2: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für März (oben) und April 2024 (unten).....	149
Abbildung 9.3: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für Mai (oben) und Juni 2024 (unten).....	150
Abbildung 9.4: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für Juli (oben) und August 2024 (unten).....	151
Abbildung 9.5: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für September (oben) und Oktober 2024 (unten)	152
Abbildung 9.6: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für November (oben) und Dezember 2024 (unten).....	153
Abbildung 10.7: Konzentrationen pharmazeutischer Wirkstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 1).....	172
Abbildung 10.8: Konzentrationen pharmazeutischer Wirkstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 2).....	173
Abbildung 10.9: Konzentrationen pharmazeutischer Wirkstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 3).....	174
Abbildung 10.10:Konzentrationen Industriechemikalien im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 1).....	175
Abbildung 10.11:Konzentrationen Industriechemikalien im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 2).....	176
Abbildung 10.12:Konzentrationen Sonstige im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 1)	176
Abbildung 10.13:Konzentrationen Sonstige im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 2)	177
Abbildung 10.14:Konzentrationen Duftstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis	178
Abbildung 10.15:Konzentrationen Pestizide im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis	179
Abbildung 9.16: Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des DOC in SV2 (reales Mischwasser)	182
Abbildung 10.17:Eliminationsbandbreiten über alle Einzelstoffe für SV1 mit synthetischem Mischwasser.....	183
Abbildung 10.18:Eliminationsbandbreiten über alle Einzelstoffe für SV2 mit realem Mischwasser	183

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1:	Kenndaten des Einzugsgebiets RBF Tobelbach (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024).....	8
Tabelle 2.2:	Kenndaten der vorgelagerten Mischwasserbauwerke zum RÜB Langenargener Straße	9
Tabelle 2.3:	Kenndaten des Einzugsgebiets des zu konzipierenden RBF (IST Zustand 2023 plausibilisiert)	9
Tabelle 2.4:	Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF im Jahre 2024.....	14
Tabelle 2.5:	Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für die Jahre 2020 bis 2024.....	15
Tabelle 2.6:	Erfüllung der Anforderungen nach DWA-A 178 in den Jahren 2020 bis 2024	15
Tabelle 3.1:	Eintragspfade von Spurenstoffen in Gewässer	17
Tabelle 3.2:	Ausgewählte schmutzwasserbürtige Leitsubstanzen, aufgeschlüsselt nach Eintragspfad und Stoffeigenschaften.....	29
Tabelle 3.3:	Ausgewählte regenwasserbürtige Leitsubstanzen, aufgeschlüsselt nach Eintragspfad und Stoffeigenschaften	30
Tabelle 4.1:	Übersicht der Beprobungen und den dazwischenliegenden Trockenzeiten mit Anzahl der gemessenen Einzel-/Mischproben des RBF	37
Tabelle 4.2:	Zur Messung ausgewählte gewässertypische Standardparameter im Zu- und Ablauf des RBF.....	39
Tabelle 5.1:	Erfolgreich gemessene schmutzwasserbürtige Spurenstoffe	41
Tabelle 5.2:	Erfolgreich gemessene regenwasserbürtige Spurenstoffe	42
Tabelle 5.3:	Konzentrationen und Elimination von Ibuprofen und dessen Transformationsprodukte	51
Tabelle 5.4:	Vergleich der Spurenstoffeliminationen in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch und im RBF Tobelbach für abbaubare Stoffe in der Wasserphase.....	53
Tabelle 5.5:	Eliminationskategorien für biologisch abbaubare Spurenstoffe, die in der Wasserphase erwartet werden.....	63
Tabelle 5.6:	Eliminationskategorien im RBF Tobelbach für Spurenstoffe, die in der Partikelphase erwartet werden.....	65
Tabelle 5.7:	Eliminationskategorien im RBF Tobelbach für persistente Spurenstoffe, die in der Wasserphase erwartet werden	66
Tabelle 6.1:	Schüttelversuche - Übersicht der Versuchsplanung.....	73
Tabelle 6.2:	Schüttelversuche - Eigenschaften der untersuchten (granulierten) Aktivkohleprodukte	73

Tabelle 6.3:	Schüttelversuche - Zulaufkonzentrationen der Spurenstoffe (KomS Liste B-2017)	76
Tabelle 6.4:	Schüttelversuche - Mittlere Spurenstoffelimination (KomS Liste B-2017).....	77
Tabelle 6.5:	Mittlere Elimination in den Schüttelversuchen für die unterschiedlichen getesteten Materialkombinationen mit synthetischen und realem Mischwasser (KomS Liste B-2017)	79
Tabelle 6.6:	Säulenversuche - Zusammensetzung und Versuchsabläufe	82
Tabelle 6.7:	Säulenversuche - Überblick durchgeführter wasserchemischer Analytik.....	83
Tabelle 6.8:	Säulenversuche – Zulaufkonzentration $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ Elimination je Säule	90
Tabelle 6.9:	Säulenversuche – $\text{PO}_4\text{-P}$ Zulauf- und mittlere Ablaufkonzentrationen	91
Tabelle 6.10:	Säulenversuche - Gemittelte Eliminationsleistung der 35 Spurenstoffe	92
Tabelle 6.11:	Säulenversuche - Gemittelte Eliminationsleistung der EU KARL-Liste	93
Tabelle 6.12:	Säulenversuche - Spurenstoffe mit Elimination > 80 %: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]	94
Tabelle 6.13:	Säulenversuche - Spurenstoffe mit mittelmäßiger/schlechter Elimination: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6].....	96
Tabelle 6.14:	Säulenversuche - Spurenstoffe mit unterschiedlicher Elimination in den Säulen: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]	100
Tabelle 6.15:	Säulenversuche - Spurenstoffe mit Elimination > 80 % bei GAK-Zugabe: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]	101
Tabelle 6.16:	Spurenstoffe mit 50 – 80 % Elimination bei GAK-Zugabe: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]	102
Tabelle 7.1:	Vergleich der Verfahren zur Spurenstoffelimination im RBF	113
Tabelle 7.2:	Vergleich Richtlinien Filtermaterial (Krattenmacher 2024).....	118
Tabelle 7.3:	Wesentliche Auslegungsgrößen nachgeschaltete GAK-Filtration	124
Tabelle 8.1:	Vergleich der Eliminationen in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch bei Regenwetterzufluss und im RBF Tobelbach sowie die Wirkung von GAK (aus Laborversuchen) auf die Elimination, sortiert nach Herkunft und Stoffeigenschaftsgruppen	137
Tabelle 10.1:	Auswertung der Beschickungs- und Entlastungshäufigkeit des RBF im Jahre 2024	146
Tabelle 10.2:	Laborergebnisse Screening Sielhaut RBF Tobelbach – Spurenstoffe	155
Tabelle 10.3:	Laborergebnisse Screening RBF Tobelbach – Metalle und Metalloide	157
Tabelle 10.4:	Spurenstoffanalyse Screening Kläranlage Eriskirch.....	158
Tabelle 10.5:	Küvettentest Zulauf RBF Tobelbach (RÜB Tobelbach)	161
Tabelle 10.6:	Küvettentest Ablauf RBF Tobelbach	162

Tabelle 10.7:	Zulauf RBF Tobelbach Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten (RÜB Tobelbach)	163
Tabelle 10.8:	Zulauf RBF Tobelbach Industriechemikalien und sonstige Chemikalien (RÜB Tobelbach)	164
Tabelle 10.9:	Zulauf RBF Tobelbach Duftstoffe und Pestizide (RÜB Tobelbach)	165
Tabelle 10.10:	Ablauf RBF Tobelbach Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten	166
Tabelle 10.11:	Ablauf RBF Tobelbach Industriechemikalien und sonstige Chemikalien.....	167
Tabelle 10.12:	Ablauf RBF Tobelbach Duftstoffe und Pestizide	168
Tabelle 10.13:	Ablauf RÜB Langenargener Straße Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten	169
Tabelle 10.14:	Ablauf RÜB Langenargener Straße Industriechemikalien und sonstige Chemikalien	170
Tabelle 10.15:	Ablauf RÜB Langenargener Straße Duftstoffe und Pestizide	171
Tabelle 10.16:	Spurenstoffliste B-2017 des KomS (Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW 2018)	180
Tabelle 10.17:	Spurenstoffe aus EU-KARL (Europäische Union 2024)	181

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

abb.	abbaubar bzw. biotransformierbar
$A_{E,k}$	kanalisierte Einzugsgebietsfläche in ha
$A_{E,b}$	angeschlossene befestigte Fläche gesamt
$A_{E,b,Kat1}$	angeschlossene befestigte Fläche der Verschmutzungskategorie 1
$A_{E,b,Kat2}$	angeschlossene befestigte Fläche der Verschmutzungskategorie 2
$A_{E,b,Kat3}$	angeschlossene befestigte Fläche der Verschmutzungskategorie 3
A_F	Bodenfiiteroberfläche in m^2
AFS_{63}	Abfiltrierbare Stoffe mit Korngrößen 0,45 μm bis 63 μm (Feinanteil)
AERU	Agriculture & Environment Research Unit
AUS	Abwasserverband Unteres Schussental
b_{krit}	zulässige, mittlere jährliche Filterflächenbelastung in $kg/(m^2 \cdot a)$
BCF	Biokonzentrationsfaktor
BF	Befestigungsgrad in %
BG	Bestimmungsgrenze
BV	Bettvolumen (summierter Durchsatz)
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon)
DN	Diamètre Nominal" (französisch für Nennweite/Nenndurchmesser), ungefähre Angabe des Innendurchmessers eines Rohres
Dr	Drossel
ε	Zwischenkornvolumenanteil
EBCT	(empty bed contact time) Leerbettkontaktzeit in min
EC_{50}	effective concentration: Diese Konzentration ruft eine 50-prozentige Wirkung in einem Test auf akute toxische Wirkung hervor
EC_{90}	effective concentration: Diese Konzentration ruft eine 90-prozentige Wirkung in einem Test auf akute toxische Wirkung hervor
ECHA	Europäische Chemikalienagentur
EGW	Einwohnergleichwerte für Schmutzfracht aus Gewerbe / Industrie
EPA-PAK	Die „16 EPA-PAK“ sind die <i>prioritären polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe</i> , die von der US-Environmental Protection Agency (EPA) als besonders relevant für Umwelt- und Gesundheitsbewertungen definiert wurden.
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FFH	Flora-Fauna-Habitat
GAK	Granulierte Aktivkohle

GEP	Gewässerentwicklungsplan
GFS	der Geringfügigkeitsschwellenwert gilt für das Grundwasser jeweils für einen Stoff oder eine Stoffgruppe. Er ist definiert als die Konzentration, bei der trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxikologischen Wirkungen auftreten können und die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleitete Werte eingehalten werden.
h_s	maximale Stapelhöhe in m/a
itwh	Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH
ISWA	Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart
KA	Kläranlage
KA-RBF	Retentionsbodenfilter zur Viertbehandlung auf einer Kläranlage
KARL	EU-Kommunalabwasserrichtlinie
KOSIM	Kontinuierliches-Langzeit-Simulationsmodell von itwh
$K_{ow} / \log K_{ow}$	Verteilungskoeffizient (bzw. sein dekadischer Logarithmus) eines Stoffes zwischen n-Octanol und Wasser; Maß für die Lipophilie eines Moleküls
LC ₅₀	lethale concentration: Diese Konzentration ruft eine 50-prozentige Wirkung in einem Test auf akute toxische Wirkung hervor
LFKW	Lehr- und Forschungskläwerk am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart in Büsnau
LFL	Lehr- und Forschungslabor am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart
LOAEL	die „lowest observed effect level“ ist die geringste Dosierung, bei der noch eine Schädigung beobachtet werden kann.
LOEC	die „lowest observed effect concentration“ ist die geringste Konzentration, bei der bei einem Test auf chronische Toxizität eine statisch messbare Wirkung beobachtet werden kann
log D	pH-abhängiger Verteilungskoeffizient zwischen n-Octanol und Wasser; berücksichtigt sowohl ionisierte als auch nicht-ionisierte Molekülformen
m	Mindestmischverhältnis
Me^{2+} / Me^{3+}	Me ist die allgemeine Notation für ein beliebiges Metallkation mit einer zweifachen, bzw. dreifachen positiven Ladung
MID	Magnetisch-induktives Durchflussmessgerät
MS	Mischsystem
MW-RBF	Mischwasser-Retentionsbodenfilter
NH_4^+	steht für das einfach positiv geladene Kation Ammonium
NH_4-N	gibt den Stickstoffgehalt innerhalb der Ammonium Verbindung (NH_4^+) an.

NOAEL	die „no observed adverse effect level“ ist die höchste Dosierung, bei der unter ständiger Aufnahme keine erkenn- und messbaren Schäden beobachten werden.
NOEC	die „no effect observed concentration“ ist die höchste Konzentration, bei der bei einem Test auf chronische Toxizität keine Wirkung beobachtet werden kann
NO ₂ -N	gibt den Stickstoffanteil in einem Nitritmolekül (NO ₂ ⁻) an.
NO ₃ -N	gibt den Stickstoffanteil in einem Nitratmolekül (NO ₃ ⁻) an.
OGewV	Oberflächengewässer-Verordnung
P	Phosphor
P _{ges}	Gesamtphosphor
PBT	persistent, bioakkumulierbar und toxisch
PE	Polyethylen
per	persistent
pH	negativer dekadischer Logarithmus der H ⁺ -Konzentration in der Lösung
pK _s bzw. pK _a	Negativer dekadischer Logarithmus der Säurekonstanten K _s bzw. K _a ; Maß für die Stärke einer Säure
PNEC	die „predicted no effect concentration“ ist die höchste Konzentration, bei deren Unterschreitung keine schädigenden Auswirkungen auf das Schutzgut zu befürchten sind. Der PNEC-Wert wird mit einem geeigneten Sicherheitsfaktor aus den Ergebnissen von Toxizitätstest abgeleitet.
PO ₄ -P	bezieht sich auf Orthophosphat (PO ₄ ³⁻). Die Schreibweise ist keine chemische Formel, sondern gibt den Phosphorgehalt in Orthophosphat-Form an.
PP	Partikelphase
Q _{Dr}	Drosselabfluss aus RÜB oder RBF in l/s
q _{DR,RBF}	Drosselabflussspende des RBF in l / (s*m ²)
Q _F	Fremdwasserabfluss in l/s
Q _{ue}	Überfallmenge ins Gewässer in l/s
RBF	Retentionsbodenfilter
RBF _{plus}	ist ein Retentionsbodenfilter bei dem das Filtermaterial einen Anteil granulierter Aktivkohle zur gezielten Spurenstoffelimination von Kläranlagenabläufen beinhaltet. Das RBFplus-Verfahren ist erstmals großtechnisch auf der Kläranlage Rheinbach durch den Erftverband (Fertigstellung 2022) umgesetzt worden (Christoffels).
RBF _{aktivplus}	ist ein Retentionsbodenfilter bei dem das Filtermaterial einen Anteil granulierter Aktivkohle zur gezielten Spurenstoffelimination beinhaltet. Er wird ausschließlich mit Mischwasserentlastungen beschickt und unterscheidet sich somit von einem RBFplus durch die Beschickungshäufigkeit, Wassermenge und Schadstoffkonzentrationen.
RBF-M	Material des Retentionsbodenfilters
RBFA	Retentionsbodenfilteranlage, bestehend aus Vorstufe (Regenüberlaufbecken, RÜB) und Retentionsbodenfilter (RBF)

ROS	stärker reaktive Sauerstoffspezies
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
S	schwankend
SS	stark schwankend
SSS	sehr stark schwankend
SAK ₂₅₄	Spektraler Absorptionskoeffizient bei einer Wellenlänge von 254 Nanometer
SF _{ue,AFS}	jährliche Entlastungsfracht AFS ins Gewässer in kg/a
τ	effektive Aufenthaltszeit im Aktivkohlebett in min
TOC	gesamt organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
TS	Trennsystem
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UQN	Die Umweltqualitätsnormen gelten für Oberflächengewässer. Sie wurden von der EU für den Vollzug der Wasserrahmenrichtlinie festgelegt. Die UQN ist die Konzentration eines Stoffes oder einer Stoffgruppe, die in Wasser oder in Biota aus Gründen des Gesundheits- und/oder Gewässerschutzes nicht überschritten werden darf.
UV	Ultraviolett
V	Versuch
V _F	Festbettvolumen, umfasst auch das Zwischenkornvolumen
v _F	Filtergeschwindigkeit in m / h
WW	Wasserphase

Abkürzungen Spurenstoffe:

Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten

AMI	Amisulprid
CAN	Candesartan
CBZ	Carbamazepin
CIT	Citalopram
CYM	Clarithromycin
DCF	Diclofenac
GAB	Gabapentin
IBU	Ibuprofen
IBU-OH	Ibuprofen-OH

IBU-COOH	Ibuprofen-COOH (Carboxyl-Ibuprofen)
IRB	Irbesartan
LDC	Lidocain
MET	Metoprolol
SMX	Sulfamethoxazol
TRA	Tramadol
TRA, O-DESM	Tramadol, O-Desmethyl-
VAL	Valsartan
VEN	Venlafaxin

Industriechemikalien

1H-BTR	1H-Benzotriazol
BT	Benzothiazol
BZP	Benzophenon
MTBT	Methylthiobenzothiazol
TBPO	Tributylphosphinoxid
TCEP	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat
TCPP	Tris-(chlorpropyl)-phosphat
TDCPP	Tris-(dichlorpropyl)-phosphat
TPP	Triphenylphosphat

Duftstoffe

DHJ	Methyldihydrojasmonat
HHCB	Galaxolid
HHCB-LAC	Galaxolidon
TER	Terbutryn

Pestizide

AHTN	Tonalid
DEET	N, N-Diethyltoluamid
MECO	Mecoprop
OTNE	Patchouli-Ethanon

Sonstige Chemikalien

COF	Coffein
POP-1	Phenoxyethanol
POP-2	Phenoxypropanol
QAV-1	Dodecyl-trimethylammoniumhalogenid
QAV-2	Tetradecyl-trimethylammoniumhalogenid
TAED	Tetraacetyldiethenamin

1 Einführung

Der Abwasserverband Unteres Schussental (AUS) hat zur Zustandsfeststellung der Gewässer im Verbandsgebiet ein umfangreiches gewässerökologisches Gutachten erstellen lassen (Kling 2020a). Nun sind für den Abwasserverband, aber auch für dessen Mitgliedsgemeinden, auf Basis der gewässerökologischen Untersuchung zielgerichtete ingenieurtechnische Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes der Oberflächengewässer zu entwickeln, um die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie für die Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Schussen im Bodenseekreis zu erreichen.

Mit dem Bau eines Retentionsbodenfilters (RBF) nach dem Regenüberlaufbecken „RÜB 2340 Langenargener Straße“ sollen die Frachteinträge aus der Mischwasserentlastung vermindert werden. Im Rahmen des Projekts soll nun untersucht werden, wie sich die Elimination von Spurenstoffen in einer Retentionsbodenfilteranlage (RBFA) durch den Einsatz von Aktivkohle erhöhen lässt. Dabei sind auch verfahrens- und bautechnische Aspekte zu beachten.

Obwohl die Beprobung von Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung (MW-RBF) infolge des Wittereinflusses sehr aufwändig ist, konnte in mehreren Studien aufgezeigt werden, dass diese Spurenstoffe eliminieren können (Tribskorn 2017). Da jedoch die Belastungssituationen und die Auswahl der untersuchten Spurenstoffe sehr unterschiedlich sind und auch eine korrespondierende Probennahme im Zu- und Ablauf sehr herausfordernd ist, lässt sich keine allgemeingültige mittlere Eliminationsleistung ermitteln. Bei einigen der untersuchten Spurenstoffe ist zudem die Elimination stark schwankend oder es entstehen Transformationsprodukte. Für eine großtechnische RBF-Pilotanlage, die zur Viertbehandlung auf einer kommunalen Kläranlage eingesetzt wird, sind Eliminationsleistungen einschließlich Konzentrationsprofilen im Filterkörper für ausgewählte Spurenstoffe veröffentlicht (Brunsch et al. 2020). Diese RBF werden jedoch grundsätzlich anders belastet und bewirtschaftet, sodass deren Ergebnisse nicht auf MW-RBF übertragbar sind.

Im Rahmen des Projektes sollen folgende Fragestellungen untersucht werden:

- Nach welchen Kriterien sind Spurenstoffe zur Messung auszuwählen?
Spurenstoffe sind ein Sammelbegriff für Stoffe ganz unterschiedlicher stofflicher Eigenschaften und Wirkungen auf die Umwelt. Zunächst soll dargestellt werden, welche Spurenstoffe in Gewässern vorkommen, ihre Herkunftsbereiche und Eintragswege in die Gewässer und deren Stoff- und Eliminationseigenschaften. Ziel ist dabei, relevante Leitsubstanzen für die weiteren Untersuchungsschritte zu identifizieren.
- Welche Spurenstoffeliminationen weisen ein konventioneller MW-RBF auf und wie weit lässt sich die Entnahme durch Aktivkohle steigern?
Die Eliminationsleistung des bestehenden RBF Tobelbach soll hinsichtlich dieser Leitsubstanzen untersucht werden. Es sind dabei auch diejenigen Stoffe zu identifizieren, die unzureichend eliminiert werden. Für diese Stoffe wird das Adsorptionsverhalten an unterschiedlichen (marktgängigen) Aktivkohleprodukten untersucht.
- Wie ist ein MW-RBF zur weitergehenden Spurenstoffelimination verfahrenstechnisch zu gestalten?
Auf Grundlage der Voruntersuchungen sollen nun Konzepte zur großtechnischen Umsetzung entwickelt werden.

Der Projektbericht ist fachlich in mehrere Teile aufgegliedert:

- Beschreibung der Ausgangssituation mit den relevanten Teileinzugsgebietes, den Ergebnissen der Schmutzfrachtberechnung sowie dem Entlastungsverhalten der relevanten Mischwasserbehandlungsanlagen
- Auswahl der Spurenstoffleitsubstanzen aus verschiedenen Perspektiven einschließlich eines Überblicks zu den verschiedenen Prozessen und Betriebszuständen eines RBF
- Vorgehensweise beim Spurenstoff-Monitoring im Einzugsgebiet und insbesondere beim bestehenden RBF Tobelbach
- Ergebnisse des Monitorings
- Adsorptionsversuche im Labormaßstab
- Verfahrenstechnische Überlegungen zur Steigerung der Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle

Das Projekt wird von der Wasserwirtschaftsbehörde des Bodenseekreises begleitet, um auf die Anforderungen im Bodenseeeinzugsgebiet umfassend einzugehen, aber auch um eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere Entwässerungssysteme anzustreben.

2 Ausgangssituation

2.1 Überblick Entwässerungsgebiet und Abwasseranlagen

Die Schussen ist ein ca. 60 Kilometer langer Fluss, der in den Bodensee mündet. Auf ihrem Weg zum Bodensee durchquert die Schussen die drei Landkreise Biberach, Ravensburg und den Bodenseekreis. Ab Kilometer 17,5 vor der Mündung in den Bodensee verläuft die Schussen auf dem Gebiet des Bodenseekreises. Auf der Strecke durch den Bodenseekreis gibt es ca. 20 zufließende Gewässer zur Schussen. Im Bodenseekreis „durchfließt“ die Schussen die Gemarkungen der Gemeinde Meckenbeuren (Gemarkung Meckenbeuren und Kehlen) sowie der Gemeinde Eriskirch. Ein großer Teil der Schussenzuflüsse entspringt auf der Gemarkung der Stadt Tettnang.

Alle drei Kommunen bilden den im Jahr 1970 gegründeten Abwasserverband Unteres Schussental (AUS). Der Abwasserverband betreibt die Sammelkläranlage in Eriskirch, welche für die weitergehende Abwasserreinigung von 50.000 Einwohnerwerten ausgelegt ist, sowie ein Hauptsammlersystem für den Anschluss der Ortskanalisationen. Neben der Kläranlage betreut der Verband noch vier Abwasserpumpwerke, neun Regenüberlaufbecken, einen Retentionsbodenfilter sowie drei Regenklärbecken. Das Einzugsgebiet des AUS und seine Abwasseranlagen sind in Abbildung 2.1 dargestellt.

In der jeweiligen Ortskanalisation erfolgt die Entwässerung sowohl im Trenn- als auch im Mischsystem. Lediglich das Einzugsgebiet der Gemeinde Meckenbeuren wird rein im Trennsystem entwässert.

Zusätzlich werden im Bereich der Stadt Tettnang noch vier Regenüberläufe (RÜ) und zwei kleinere Regenüberlaufbecken (RÜB) betrieben. Diese fünf Bauwerke sind dem RÜB 2340 Langenargener Straße vorgeschaltet. Zusammen haben die Regenüberlaufbecken im Verbandsgebiet ein Speichervolumen von ca. 5.400 m³, wovon ca. 4.200 m³ auf das Einzugsgebiet der Stadt Tettnang entfallen.

Insgesamt werden ca. 136 ha der angeschlossenen Flächen im Mischsystem entwässert. Davon entfallen ca. 84 % (ca. 114 ha) auf die Stadt Tettnang. Die Mischsystemflächen sind zum größten Teil an die drei Regenüberlaufbecken

- RÜB 5236 Tobelbach (ca. 26 ha)
- RÜB 7262 Moos/Bechlingen (ca. 23 ha)
- RÜB 2340 Langenargener Straße (ca. 60 ha)

verteilt. Bei RÜB 2340 Langenargener Straße sind auch vorentlastete Mischsystemflächen (Regenüberläufe, kleine Regenüberlaufbecken) angeschlossen.

Im Jahr 2002 wurde für das RÜB 5236 Tobelbach sowie das RÜB 7282 Friedhofstraße ein gemeinsamer Retentionsbodenfilter (RBF) mit ca. 2.000 m² Filterfläche in Betrieb genommen. Dieser RBF wird durch das Personal des Abwasserverbands qualitativ überwacht und wurde auch im Rahmen des Forschungsprojekts *SchussenAktivplus* (Triebskorn 2017) untersucht. Er erzielt auch heute noch eine sehr gute Reinigungsleistung.

Neben den Maßnahmen auf der Verbandskläranlage zur Minimierung der Schadstoffeinleitung durch Abwasseranlagen in die jeweiligen Gewässer werden vom Abwasserverband auch stets Möglichkeiten untersucht, die Einleitung von Schadstoffen aus den Misch- und Regenwasserbehandlungsanlagen zu minimieren.

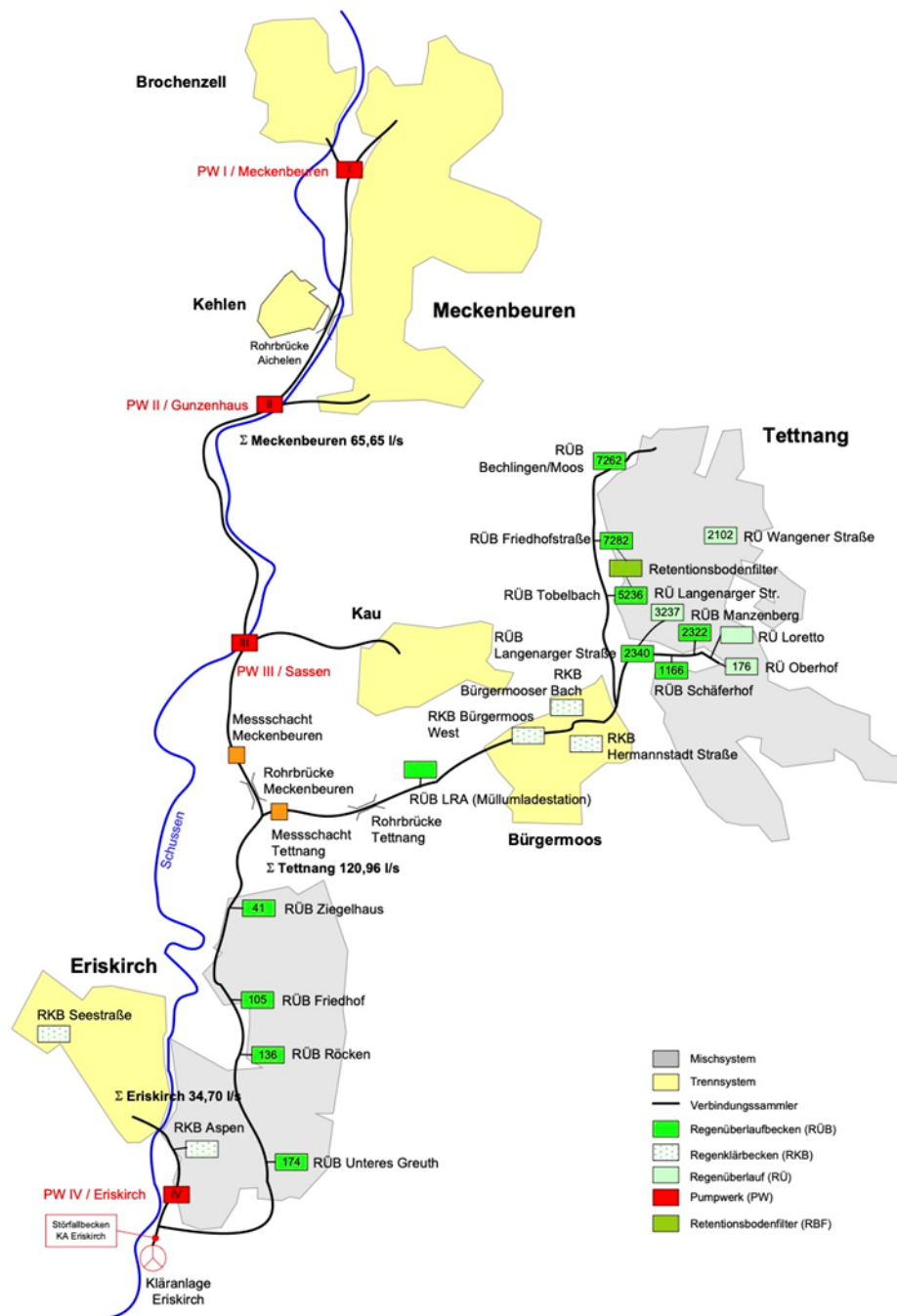


Abbildung 2.1: Einzugsgebiet des Abwasserverband Unteres Schussental (Abwasserverband Unteres Schussental o. J. [2019])

Alle Bauwerke des AUS sind mit moderner Messtechnik ausgestattet und auf das zentrale Fernwirk- und Leitsystem aufgeschaltet. Der Verband verfolgt seit 2016 die Umsetzung einer Kanalnetzbewirtschaftung, vor allem der Speicherbauwerke, um die Anzahl der Entlastungsereignisse zu minimieren. Für die Kanalnetzbewirtschaftung wurde zudem ein eigenes Netz mit kontinuierlicher Regenmessung aufgebaut.

Die Abwasserreinigung der Kläranlage Eriskirch erfolgt in vier Behandlungsstufen. Zur Reduzierung des Eintrags von Mikroverunreinigungen wie Keimen, Viren, Medikamentenrückständen und Spurenstoffen wurde im Jahr 2019 eine Ozonungsanlage in Betrieb genommen. Der Ozonungsanlage ist einer Flockungsfiltration nachgeschaltet, welche bereits seit 1994 in Betrieb ist. Das gereinigte Abwasser der Kläranlage wird in die Schussen eingeleitet. Ca. 500 m nach der Einleitstelle mündet die Schussen in den Bodensee.

2.2 Gewässerökologie und Handlungsbedarf

Der AUS ließ zwischen 2019 und 2020 insgesamt 56 Gewässerabschnitte im Einzugsgebiet der Verbandskläranlage Eriskirch untersuchen. Ziel des Projekts war die Zustandsbeschreibung der Fließgewässer, um einen priorisierten Maßnahmenplan für den nachhaltigen Betrieb der Mischwasserentlastungen zu erstellen.

Neben Daten zum saprobiellen und trophischen Gewässerzustand wurden an ausgewählten Teileinzugsgebieten auch Spurenstoffe aus häuslichen, industriellen und landwirtschaftlichen Abwasserströmen in den Fließgewässern untersucht (Kling 2020a). Der Breitenrainbach, der Teil des FFH-Schutzgebiets „Schussenbecken mit Tobelwäldern südlich Blitzenreute“ ist, soll in den kommenden Jahren durch ein gemeindeübergreifendes Maßnahmenkonzept ökologisch aufgewertet werden (Abbildung 2.2). Die von den Verbandsgemeinden erwogenen Maßnahmen fördern so die zeitnahe und zielgerichtete Umsetzung des 2020 vom Regierungspräsidium Tübingen veröffentlichten Managementplans für das FFH-Gebiet (Regierungspräsidium Tübingen 2020).

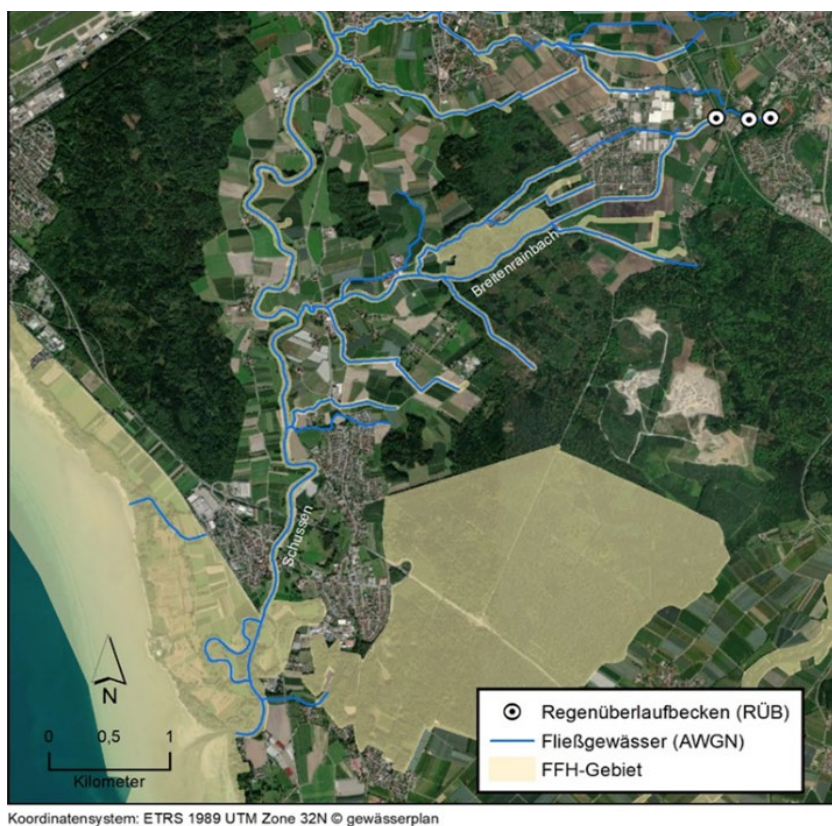


Abbildung 2.2: Lage des Breitenrainbachs, der RÜB im Oberlauf und des FFH-Gebiets „Schussenbecken mit Tobelwäldern südlich Blitzenreute“ (Kling 2021)

Die ökologische Aufwertung des Breitenrainbachs ist nach den Erkenntnissen aus dem Untersuchungsprogramm nur dann erfolgversprechend, wenn die Schadstoffeinträge und die Habitatverbesserungen gemeinsam umgesetzt werden (s. a. Abbildung 2.3):

- Erstellung und Umsetzung eines Gewässerentwicklungsplans (GEP) zur Dokumentation der Einzelmaßnahmen und der Entwicklungsziele
- Bau eines Retentionsbodenfilters nach dem RÜB 2340 Langenargener Straße zur Reinigung der Mischwasserabschläge aus dem kommunalen Abwasserkanal (einschl. des Krankenhauses Tett nang)
- Reduktion des Pestizideintrags aus Obstanbaugebieten im Unterlauf, z. B. durch Anpassung der Anbaumethoden und Entnahme von Drainageleitungen, die Belastungsspitzen im Gewässer fördern



Abbildung 2.3: Maßnahmenkatalog (Kling 2020b)

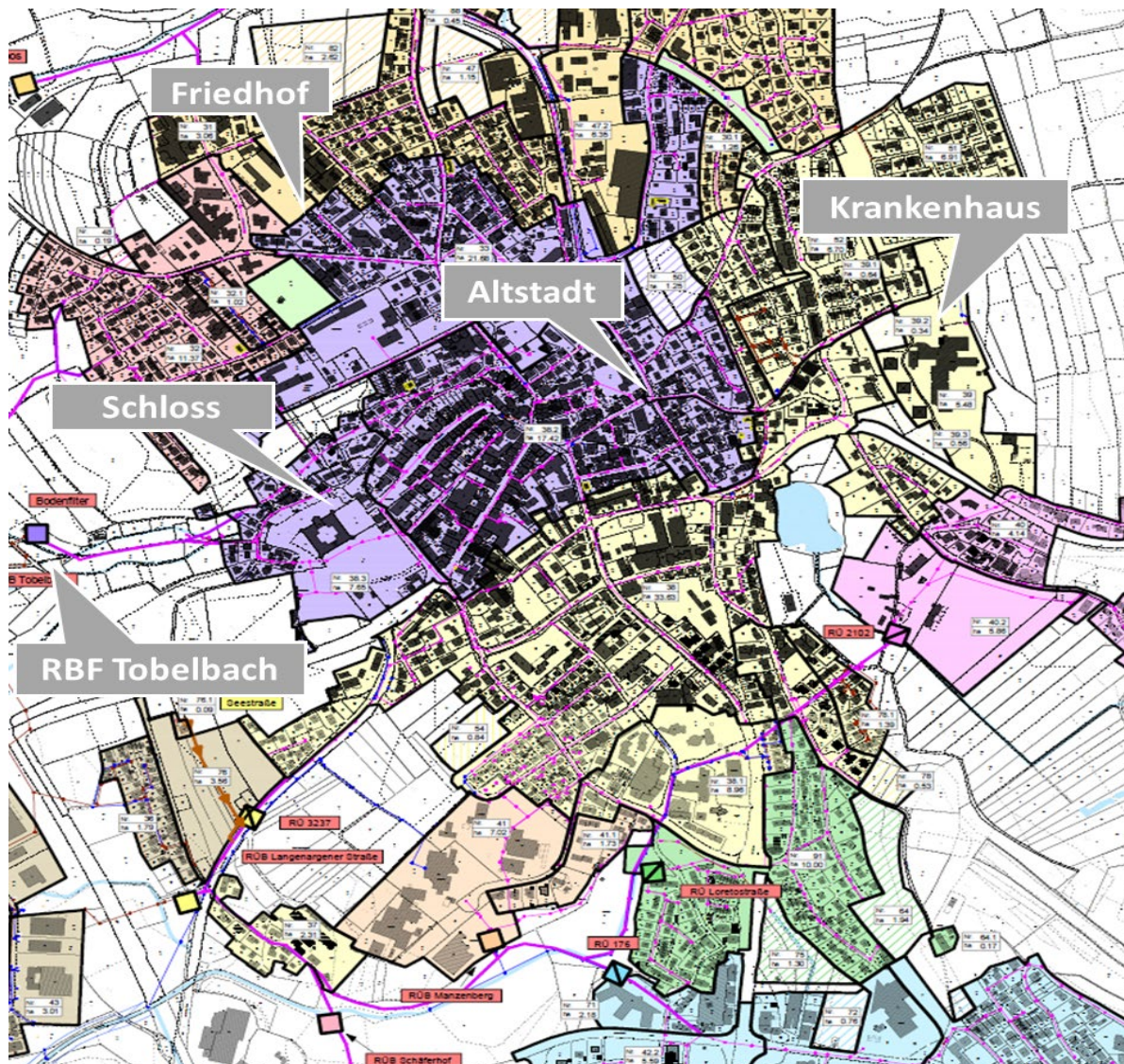
Das beschriebene Forschungsprojekt untersucht die Möglichkeiten und Grenzen der Schmutz- und Schadstofffrachtreduktion aus der Mischwasserbehandlung.

2.3 Relevante Teileinzugsgebiete

Die nachfolgend aufgeführte Einzugsgebietseinteilung sowie die Kenngrößen wurden im Rahmen der Schmutzfracht-Simulation ermittelt und auf ihre Plausibilität überprüft.

2.3.1 Einzugsgebiet des RBF Tobelbach

Das Gesamteinzugsgebiet des RBF Tobelbach umfasst die beiden Einzugsgebiete des RÜB 7282 Friedhofstraße und des RÜB 523 Tobelbach und erstreckt sich über weite Teile der Innenstadt von Tett nang (siehe Abbildung 2.4). Das Gesamtgebiet wird überwiegend mit 96 % im Mischsystem entwässert und ist 60,5 ha groß.



Zeichenerklärung

- Einzugsgebiet RÜB Langenargener Straße
- Einzugsgebiet RÜB Friedhofstraße
- Einzugsgebiet RÜB Tobelbach

Abbildung 2.4: Einzugsgebiete der RÜB in der Stadt Tettang (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024)

Das Einzugsgebiet RÜB 523 Tobelbach, in Abbildung 2.4 lila markiert, umfasst vorwiegend die nördliche Innenstadt von Tettang mit Rathaus, vielen Einzelhandelsgeschäften und Dienstleistern, dem neuen Schloss Tettang, dem alten Friedhof, diversen Bildungseinrichtungen (Förder-, Grund- und Landesberufsschule für Hotel- und Gaststättenberufe) sowie die historische Altstadt mit zahlreichen touristischen Attraktionen aus dem Mittelalter. Es besitzt eine Fläche von 46,75 ha und wird ausschließlich im Mischsystem entwässert.

Das Einzugsgebiet des RÜB 7282 Friedhofstraße, in Abbildung 2.4 lachsfarben hinterlegt, umfasst ein älteres Wohngebiet. Die vom Mischwasser entwässerte Fläche beträgt 11,37 ha, das 83 % der Gesamtfläche ausmacht. Für den aktuellen Bestand sind folgende Kenndaten in Tabelle 2.1 für jedes Teileinzugsgebiet des Einzugsgebiets RBF Tobelbach ermittelt worden.

Tabelle 2.1: Kenndaten des Einzugsgebiets RBF Tobelbach (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024)

Einzugsgebiet RBF Tobelbach	System	$A_{E,k}$ [ha]	$A_{E,b}$ [ha]	$A_{E,b,Kat1}$ [ha]	$A_{E,b,Kat2}$ [ha]	$A_{E,b,Kat3}$ [ha]	BF [%]	EGW	Q_F [l/s]
RÜB Friedhofstraße	MS	11,37	5,83	3,98	1,81	0,04	1	976	0,4
	TS	2,37							
RÜB Tobelbach	MS	46,75	29,43	20,38	8,58	0,47	1	2602	4,1
Gesamt	MS	58,12	35,26	24,36	10,39	0,51	1	3578	4,6

Legende: $A_{E,k}$ kanalisierte Einzugsgebietsfläche; $A_{E,b}$ befestigte angeschlossene Fläche (entspricht nach DWA-A 102 $A_{E,k,b,a} = A_{b,a}$), Kat = Verschmutzungskategorien; BF Befestigungsgrad, Q_F Fremdwasserabfluss

2.3.2 Einzugsgebiet des neu zu planenden RBF am RÜB Langenargener Straße

Der neu zu konzipierende RBF wird vom RÜB Langenargener Straße und dem Überlauf des RÜ 3237 Langenargener Straße gespeist. Das RÜB Langenargener Straße wird direkt mit Schmutz- und Regenwasser aus der Straße Manzenberg beim Bauhof und der Ackermann-Siedlung beliefert. Darüber hinaus erhält es einen reduzierten Zufluss über den Drosselabfluss von vier RÜ (3237 Langenargener Straße, 176 Oberhof, Loretostraße & 2102 Ried) und zwei RÜB (Schäferhof & Manzenberg). Diese zahlreichen Zuflüsse sind in einer Schemadarstellung aus KOSIM in Abbildung 2.5 dargestellt.

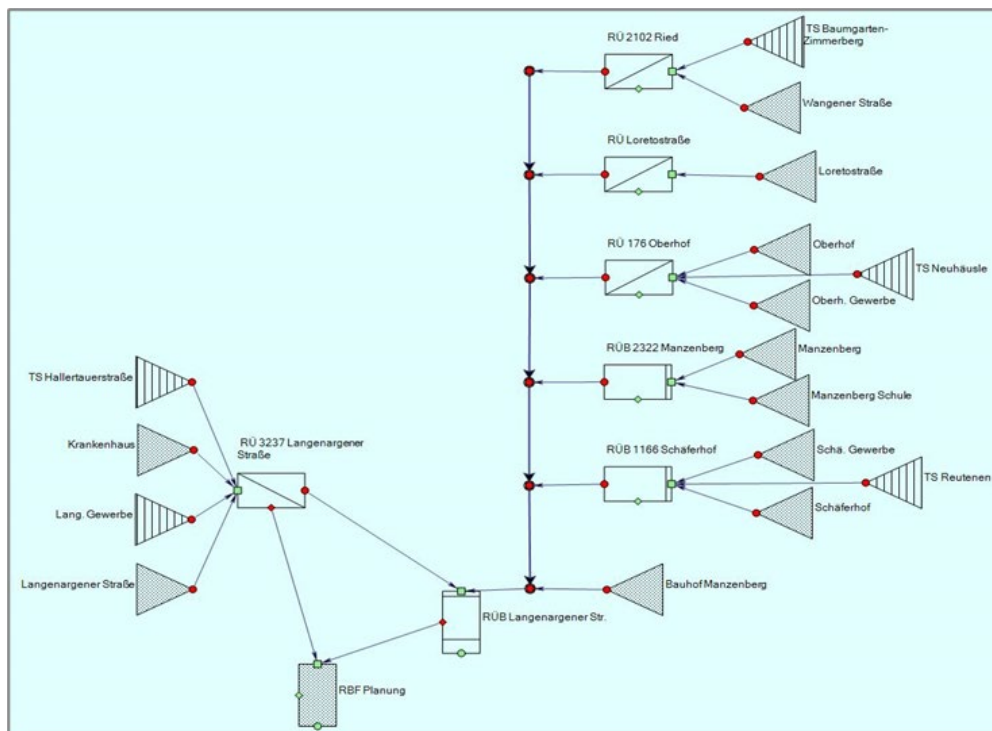


Abbildung 2.5: Schemadarstellung des Einzugsgebietes RÜB Langenargener Straße (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024)

Insgesamt fließen dem RÜB Langenargener Straße aus den vorgeschalteten Mischwasserbauwerken maximal 713 l/s zu. Eine Übersicht dieser Mischwasserbauwerke, einschließlich der Volumina und Drosselabflussmenge ist in Tabelle 2.2 dargestellt.

Tabelle 2.2: Kenndaten der vorgelagerten Mischwasserbauwerke zum RÜB Langenargener Straße

Mischwasserbauwerk	Volumen [m³]	Q _{Dr} [l/s]	Q _{ue} [l/s]	SF _{ue, AFS} [kg/a]
RÜ 2102 Ried	-	92	784	228
RÜ Loretostraße	-	82	642	190
RÜ 176 Oberhof	-	234	3421	2037
RÜ 3237 Langenargener Straße	-	286	4186	1953
RÜB Schaferhof	213	13	2596	4195
RÜB Manzenberg	97	6	227	40
Gesamt:	310	713	11856	8643

Legende: Q_{Dr} Drosselabfluss; Q_{ue} Überfallmenge ins Gewässer; SF_{ue, AFS} Entlastungsfracht AFS ins Gewässer

Für den aktuellen Bestand sind folgende Kenndaten in Tabelle 2.3 für jedes Teileinzugsgebiet des Gesamt-Einzugsgebiets des neu zu konzipierenden RBF ermittelt worden. Diese Daten sind im Rahmen einer Schmutzfrachtberechnung durch das Ingenieurbüro Wasser-Müller GmbH in Biberach im Jahr 2023 ermittelt und anschließend mit Messdaten der RÜB aus den Jahren 2018 bis 2023 abgeglichen worden, um ihre Plausibilität zu sichern.

Tabelle 2.3: Kenndaten des Einzugsgebiets des zu konzipierenden RBF (IST Zustand 2023 plausibilisiert)

Einzugsgebiet RBF neu	System	A _{E,k} [ha]	A _{E,b} [ha]	A _{E,b,Kat1} [ha]	A _{E,b,Kat2} [ha]	A _{E,b,Kat3} [ha]	BF [%]	EGW	Q _F [l/s]
RÜB Langenargener Straße	MS	2,32	1,22	0,40	0,38	0,44	53	58	0,08
	TS	0,09							
RÜB 1166 Schäferhof	MS	31,12	16,59	8,74	6,13	1,72	53	1181	1,08
	TS	4,18							
RÜB Manzenberg	MS	5,03	1,28	0,63	0,65	0,00	25	1070	0,25
	TS	3,22							
RÜ 3237 Langenargener Straße	MS	49,21	28,79	17,45	10,24	1,10	59	2928	1,96
	TS	15,00							
RÜ Loretostraße	MS	10,00	4,47	3,53	0,93	0,01	45	960	0,31
	TS	0,17							
RÜ 176 Oberhof	MS	40,49	23,51	8,67	12,60	2,24	58	2031	1,33
	TS	3,09							
RÜ 2102 Ried	MS	15,56	5,12	3,68	1,44	0,00	33	601	0,72
	TS	8,16							
Gesamt	MS	153,73	80,98	43,10	32,37	5,51	53	8829	5,73

Legende: BF Befestigungsgrad; EGW Einwohnergleichwerte; Q_F Fremdwasserabfluss

Im Einzugsgebiet des RÜ 3237 Langenargener Straße, hellgelb hinterlegt in Abbildung 2.4 befindet sich das Krankenhaus Tett nang mit 7 Fachabteilungen im Bereich Chirurgie, Innere Medizin und Gynäkologie mit insgesamt 140 Betten zur stationären Versorgung. Des Weiteren befinden sich darin mittelständische Betriebe und außerhalb der bebauten Gebiete landwirtschaftlich Flächen. Dort wird zum Großteil Obst und Hopfen angebaut.

2.4 Ergebnisse aus der Schmutzfrachtberechnung

2.4.1 Überblick IST-Zustand plausibilisiert

Der Abwasserverband Unteres Schussental hat zur Erneuerung der wasserrechtlichen Erlaubnis der Mischwasserbehandlungsanlagen im Einzugsgebiet der Kläranlage Eriskirch eine Aktualisierung der Schmutzfrachtberechnungen beauftragt. Dazu wurden die angeschlossenen Flächen aktualisiert und gemäß dem neuen Regelwerk DWA-A 102 die Flächenbelastung nach ihrer Nutzung auf Basis von Luftbilddauswertungen kategorisiert und plausibilisiert. Im IST-Zustand plausibilisiert werden rund 58 % der befestigten Einzugsgebietsfläche der Belastungskategorie I zugeordnet und 36 % der Kategorie II. Kategorie III hat mit 6 % den geringsten Anteil an der Gesamtfläche. Im Gesamtsystem werden rechnerisch jährlich 467.900 m³ Mischwasser und 41.441 kg CSB entlastet (mit Berücksichtigung des bestehenden RBF).

Die nachfolgenden Ausführungen sind dem Erläuterungsbericht (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2024) entnommen.

2.4.2 RÜB Friedhofsstraße und RÜB Tobelbach

Da die beiden RÜB als Vorstufe zum RBF Tobelbach dienen, werden die Entlastungsaktivitäten zusammengefasst. Rechnerisch werden im IST-Bestand 58.363 m³/a Mischwasser mit einer CSB-Jahresfracht von 5.002 kg CSB /a sowie 2.024 kg AFS₆₃/a entlastet. Die mittlere Überlaufhäufigkeit n_{UE} beträgt 20,8 d/a.

Das mittlere Mischverhältnis während der Entlastungen beträgt beim RÜB Tobelbach $m = 46,2$ und beim RÜB Friedhofstraße $m = 30,1$.

2.4.3 RÜB Langenargener Straße und RÜ 3237

Auf das RÜB Langenargener Straße und das RÜ 3237, die aufgrund derselben Einleitstelle gemeinsam betrachtet werden, entfallen rechnerisch 154.363 m³ / a und 13.118 kg CSB / a sowie 8.411 kg AFS₆₃/a. Die mittlere Überlaufhäufigkeit n_{UE} beträgt für das RÜB Langenargener Straße 52,3 d/a und für den RÜ 45,6 d/a, das mittlere Mischverhältnis 31,6 für das RÜB und 159 für den RÜ.

2.4.4 Modellhafte Bilanzierung von exemplarisch ausgewählten Spurenstoffen

Mit der Einführung des Regelwerks DWA-A 102 (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2020) wurde eine Methodik geschaffen, neben AFS₆₃ und CSB auch andere Verschmutzungsparameter zu bilanzieren. Die Softwareprogramme zur Schmutzfrachtsimulation sind entsprechend erweitert worden, um praktisch beliebige Stoffparameter berücksichtigen zu können. So könnten exemplarisch schmutz- und regenwasserbürtige Verschmutzungsparameter in die Schmutzfrachtbilanzierung aufgenommen werden. Im Rahmen einer Masterthesis (Burandt 2022) wurden schmutz- und regenwasserbürtige Leitsubstanzen für Spurenstoffe ausgewählt. Bei der Modellierung zeigte sich allerdings, dass die Softwarehersteller bislang ihre Modelle für die üblichen Abwasserparameter geöffnet haben, bei Spurenstoffen im sehr niedrigen Konzentrationsbereich jedoch zu geringe Massen nicht adäquat angezeigt werden können.

Für eine abschätzende Bilanzierung wird daher auf die Messergebnisse aus dem Monitoring zurückgegriffen werden.

2.5 Reales Entlastungs- und Überlaufverhalten der RÜB als Vorstufen zum RBF

2.5.1 RÜB Friedhofstraße und RÜB Tobelbach

Aus den Messdaten des RÜB Tobelbach der Jahre 2020 bis 2024 ist eine durchschnittliche Überläufigkeit von 46 Ereignisse pro Jahr ermittelt worden. Allerdings schwanken die Überlaufhäufigkeiten von Jahr zu Jahr stark. Interessant ist die monatliche Erfassung der Entlastungsaktivität. Daraus geht hervor, dass in den Sommermonaten zwischen Mai und August das RÜB häufiger entlastet. Vereinzelt kann aber auch in den Wintermonaten eine erhöhte Entlastungsaktivität vorkommen.

Für das RÜB Friedhofstraße wird zwar gelegentlich ein Einstau registriert. In den Jahren 2020 bis 2025 wurde dagegen kein einziges Überlaufereignis dokumentiert. Dennoch erscheint diese Entlastungsverhalten plausibel:

Eine Luftbildaufnahme zeigt das Ried des RBF Tobelbach (Abbildung 2.6) aus Juli 2024 mit den beiden gegenüberliegenden Einleitstellen der Vorstufen RÜB Friedhofstraße und RÜB Tobelbach. Ein sehr dichter Schilfbewuchs an der Einleitstelle RÜB Tobelbach ist deutlich erkennbar, im Gegensatz dazu herrscht an der Einleitstelle des RÜB Friedhofstraße ein lichter Schilfbewuchs mit teilweise kahlen Stellen vor. Ein intensiverer Pflanzenwuchs führt zu einer höheren Humusbildung und damit zu einer dickeren Deckschicht, die im Rahmen von Probeentnahmen ermittelt worden ist.

An der Einleitstelle RÜB Tobelbach beträgt die Dicke der Deckschicht 20 cm bis 25 cm, während sie in der Nähe der Einleitstelle RÜB Friedhofstraße lediglich 5 bis 10 cm misst (s. Abbildung 2.7). In der Mitte beträgt die Schichtdicke etwa 10 cm bis 15 cm. Der unterschiedliche Schilfbewuchs und die Deckschichthöhen deuten darauf hin, dass das RBF über die Entlastungen des RÜB Tobelbach erheblich stärker und öfter mit Wasser versorgt wird als über das RÜB Friedhofstraße.

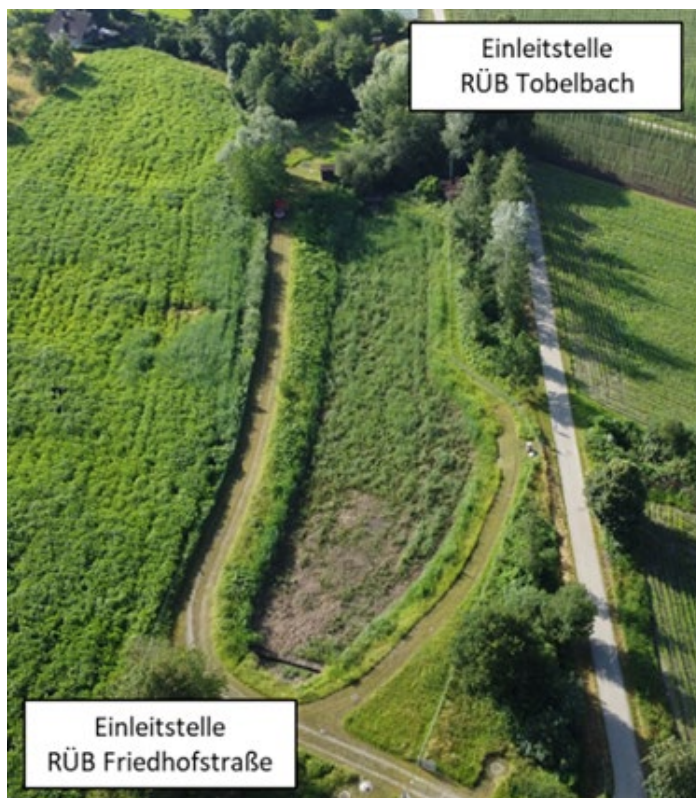


Abbildung 2.6: Luftbildaufnahme des RBF Tobelbach, Juli 2024, (nach Zwisler GmbH 2024, modifiziert)

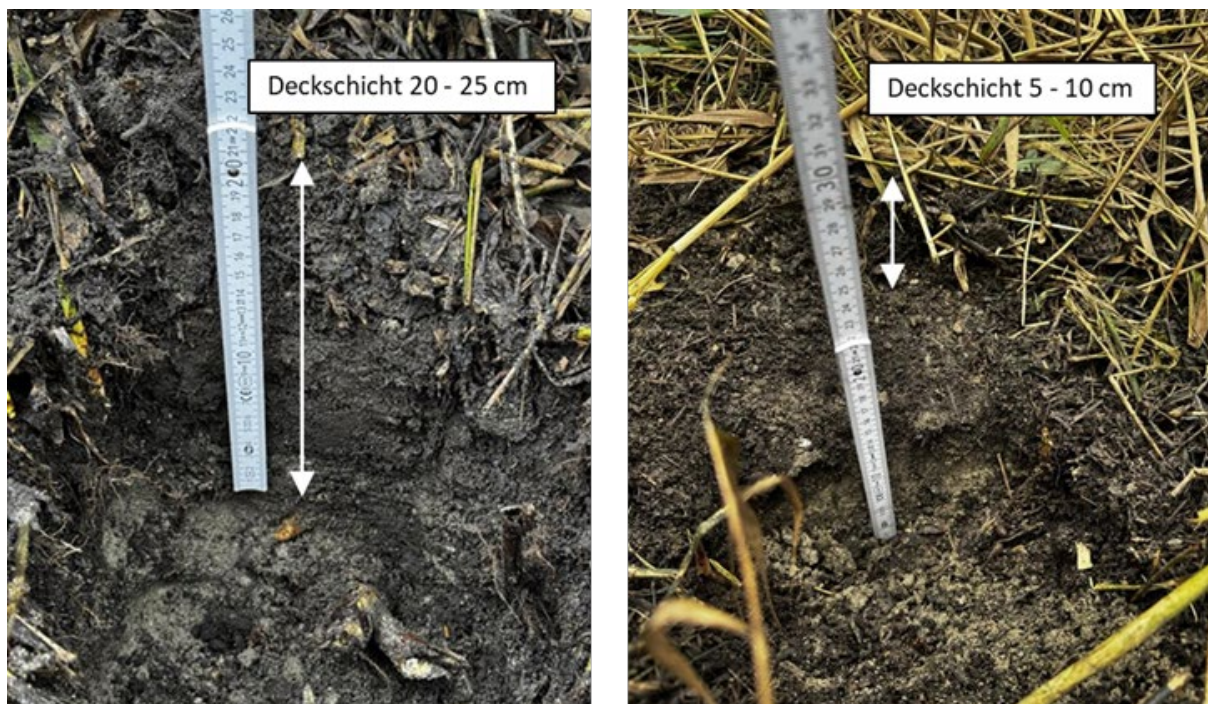


Abbildung 2.7: Deckschichthöhen im Zuflussbereich des RÜB Tobelbach (links) und RÜB Friedhofstraße (rechts) (eigene Darstellung).

2.5.2 RÜB Langenargener Straße

Aus den Messdaten des RÜB Tobelbach der Jahre 2020 bis 2024 ist eine durchschnittliche Überlaufhäufigkeit von 33 Ereignissen pro Jahr ermittelt worden. Wie bereits beim RÜB Tobelbach schwanken die Überlaufhäufigkeiten von Jahr zu Jahr stark.

Auch bei der monatlich erfassten Entlastungsaktivität zeigt sich, dass in den Sommermonaten zwischen Mai und August das RÜB häufiger entlastet. Vereinzelt kann aber auch in den Wintermonaten eine erhöhte Entlastungsaktivität vorkommen.

2.6 Reale Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach

Zur Analyse des Beschickungs- und Überlaufverhaltens des RBF wurde die Drosselabflussmenge, die Einstauhöhe und die Niederschlagsmenge des RBF Tobelbach für die Jahre 2020 - 2024 ausgewertet.

Folgende vier Betriebszustände wurden festgelegt:

- Die Beschickung des RBF startet bei einem Anstieg des Drosselabflusses auf einen Wert größer Null. Die aufgezeichnete Startzeit der Beschickung liegt somit etwas später als der tatsächliche Beginn.
- Ein Einstau tritt ein, sobald der Drosselabfluss den maximalen Wert von $Q_{Dr} = 10 \text{ l/s}$ erreicht und die Einstauhöhe ansteigt. Dieser Zustand bleibt bestehen, solange der Drosselabfluss konstant bleibt.
- Verringert sich der Drosselabfluss, entleert sich der RBF.
- Ein Überlauf des RBF in den Tobelbach erfolgt, solange die Einstauhöhe die Überlaufschwelle von 88 cm überschreitet.

Einem Einstau geht stets eine Beschickung voraus. Ein Überlauf liegt zeitlich innerhalb eines Einstauereignisses, ist jedoch nicht zwangsläufig gegeben. Die Gesamtdauer eines Ereignisses beginnt mit der Beschickung und endet nach der Entleerung des RBF. Die Plausibilität der Füllstandsmessungen werden in Bezug auf die Niederschlagsmenge überprüft.

Die Auswertung der Daten ist beispielhaft für den Monat September 2024, siehe Abbildung 2.8, durchgeführt.

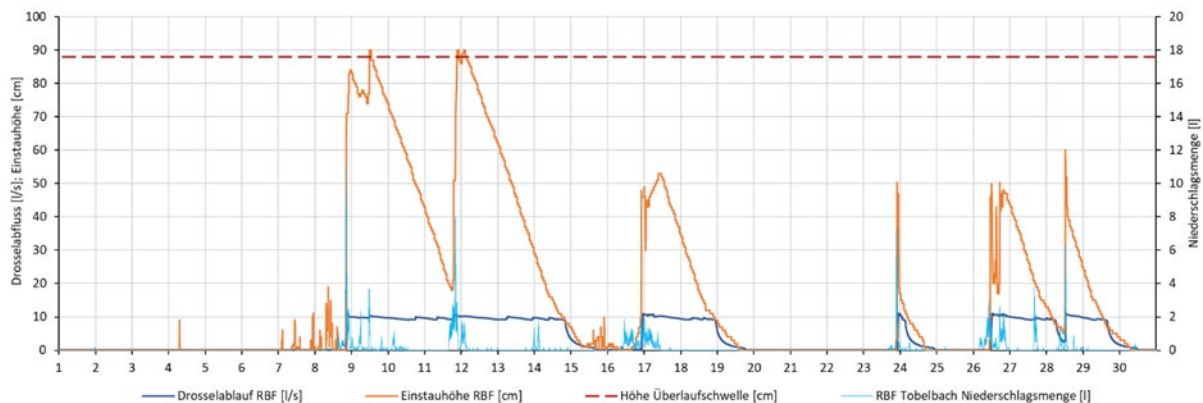


Abbildung 2.8: Beschickungs- und Überlaufereignisse des RBF für September 2024

Mit dem Start des Niederschlages, dem Anstieg der Einstauhöhe und des Drosselabflusses am 8. September beginnt die Beschickung des RBF. Die zuvor erfassten Einstauhöhen werden aufgrund des fehlenden Niederschlages und des Drosselabflusses als Fehlmessungen interpretiert (siehe Kapitel 0). Der Zeitraum vom 8. bis zum 15. September wird in der Statistik als ein einzelnes Beschickungs- und Einstauereignis mit einem Überlauf gewertet, da der Drosselabfluss während dieser Zeit konstant bleibt.

Das Ereignis am 24. September zählt als ein Beschickungs- und Einstauereignis, da der maximale Abfluss erreicht und für kurze Zeit aufrechterhalten wurde. Für das Ereignis vom 26. bis 30. September wurde ebenfalls entschieden, dass es sich um ein Einstauereignis handelt, obwohl es zwei Beschickungen gibt und der Drosselabfluss zwischenzeitlich absinkt, aber weiterhin über Null bleibt. Somit fanden weder Entleerung noch Durchlüftung statt. Somit hat der Monat September 2024 vier Beschickungs- und vier Einstauereignisse mit einem Überlauf.

Die Graphen der Beschickungs- und Überlaufereignisse des RBF für das Jahr 2024 sind im Anhang 10.1 zu finden. Tabelle 2.4 fasst die Beschickungs- und Entlastungshäufigkeiten in den einzelnen Monaten für das Jahr 2024 zusammen.

Tabelle 2.4: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF im Jahre 2024

Jahr 2024	Beschickung	Einstau	Überlauf	Gesamteinstau [d]
Jan	3	3	1	8,3
Feb	1	1	0	3,0
März	3	3	0	11,0
April	2	2	0	6,0
Mai	4	4	2	10,5
Juni	3	3	3	17,8
Juli	5	5	1	13,3
August	3	3	1	8,5
Sept.	4	4	1	15,0
Okt.	4	3	0	6,5
Nov.	1	1	0	1,8
Dez.	4	3	0	6,1
Gesamt	37	35	9	107,6

Wetterbedingt wird der RBF ganz unterschiedlich belastet. In 2024 fanden langanhaltende Beschickungen überwiegend in den Sommermonaten Mai bis Juli statt. Im Juni 2024 war der RBF während einer Regenperiode infolge mehrere Beschickungen rund acht Tage eingestaut (s.a. im Anhang 10.1). Die entsprechenden Auswertungen für die Jahre 2020 bis 2023 sind in einer Jahresübersicht (s. Tabelle 2.5) zusammengefasst.

Tabelle 2.5: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für die Jahre 2020 bis 2024

Jahr	Beschickung	Einstau	Überlauf
2020	29	27	8
2021	40	32	19
2022	38	29	4
2023	35	26	6
2024	37	35	9

Der RBF wurde 2001 gebaut und nach dem damaligen Regelwerk ausgelegt. Hervorzuheben ist die niedrige Drosselabflussspende und die sich daraus ergebende Entleerungsdauer bei Vollfüllung von 2,5 Tagen (s. Tabelle 2.4). Die mittlere Einstaudauer im Jahr 2024 beträgt 3,1 Tage. Somit entsprechen mittlere Einstaudauer und Drosselabflussspende nicht den heutigen Anforderungen des Regelwerks (s. Tabelle 2.6). Der RBF Tobelbach wird in Kapitel 4.1 ausführlich beschrieben.

Tabelle 2.6: Erfüllung der Anforderungen nach DWA-A 178 in den Jahren 2020 bis 2024

	DWA-A 178	RBF Tobelbach
Mittl. Einstaudauer	< 48 h	> 48 h
Beschickungen	> 10/a	> 10/a
Drosselabflussspende $q_{Dr,RBF}$	< 0,05 (l/s*m ²)	0,005 (l/s*m ²)

3 Auswahl der Spurenstoffleitsubstanzen

3.1 Vorgehensweise

Aufgrund der Fülle an Substanzen, die sich im Abwasser und Gewässer befinden können, ist eine allumfassende Darstellung der Einzelsubstanzen nicht zielführend. Um eine möglichst weitreichende Kenntnis über ein System zu erhalten, werden daher einzelne Substanzen herangezogen, die als Leitsubstanzen durch ihr Verhalten Rückschlüsse auf größere Substanzgruppen mit vergleichbaren/ähnlichen Eigenschaften ermöglichen.

Die Auswahl von Leitsubstanzen für die Siedlungsentwässerung erfolgt anhand:

- **Herkunft und Einsatzbereich:** Dies soll Aufschluss über den Eintragspfad des Stoffes aus der Siedlungsentwässerung ins Gewässer geben und eine Bilanzierung von Stoffeinträgen über die verschiedenen Eintragspfade ermöglichen. Die fachtypische Unterscheidung erfolgt in schmutz- und regenwasserbürtige Stoffe, bei den schmutzwasserbürtigen Stoffen wird noch zwischen Haushalt, Gewerbe und Industrie differenziert.
- **Wirkung im (aquatischen) System:** dies ist wichtig, um sich auf gewässerökologisch relevante Substanzen fokussieren zu können. Vereinfachend wird hierbei auf bereits bestehende gesetzliche Anforderungen geschaut.
- **Chemisch-physikalische Eigenschaften und deren Einfluss auf Transport- und Umweltverhalten:** Dies ist relevant, um die Entfernbarkeit der Substanzen in Abwasserbehandlungsanlagen wie Kläranlagen und RBF abzuschätzen. Aber auch, um die Mobilität der Stoffe in der Umwelt zu bewerten. Ergänzend werden die Substanzlisten betrachtet, anhand derer die Eliminationsleistung von Behandlungsanlagen überwacht werden.

3.2 Eintragspfade nach Herkunft und Einsatzbereich

Durch Literaturrecherche und Untersuchung der örtlichen Gegebenheiten werden die Eintragspfade von Spurenstoffen in Gewässer nach Tabelle 3.1 eingeteilt.

Es wird zwischen schmutzwasser- und niederschlagswasserbürtigen Stoffen unterschieden. Häusliches, gewerbliches und industrielles Abwasser, dessen Spurenstoffe bei Trockenwetter in Kläranlagen behandelt werden, bilden den schmutzwasserbürtigen Teil. Die Anzahl der bekannten Spurenstoffe aus der pharmazeutischen Anwendung ist besonders hoch. Diese stammen überwiegend aus privaten Haushalten und ggf. spezielle Medikamente aus Krankenhäusern¹. Bei der Auswahl von Industriechemikalien werden unter anderem die vor Ort ansässigen Betriebe und Unternehmen berücksichtigt. Bei Regenwetter kann über Entlastungsanlagen aus der Mischkanalisation ein verdünnter Anteil dieser Stoffe in Gewässer eingeleitet werden.

¹ Spezielle Medikamente werden meist in Bezug auf das Einzugsgebiet in geringen Mengen verabreicht und würden daher in niedrigen Konzentrationen im Abwasser vorliegen.

Tabelle 3.1: Eintragungspfade von Spurenstoffen in Gewässer

Schmutzwasser	Regen- & Niederschlagswasser
Haushalt (Körperpflegemittel, Duftstoffe, Pestizide, Reinigungsmittel, pharmazeutische Wirkstoffe)	Bebauung (atmosphärische Depositionen auf befestigten Flächen, regenwasserberührte Baustoffe)
Gewerbe & Produktion (Industriechemikalien, Reinigungsmittel)	Verkehrsflächen (atmosphärische Depositionen auf befestigten Flächen, Reifenabrieb)
	Landwirtschafts- & Grünflächen

Neben dem Schmutzwasser werden weitere Spurenstoffe aus dem Regen- und Niederschlagswasser erwartet. Diese können etwa von Dächern und Fassaden oder von Verkehrsflächen stammen und werden über die Siedlungsentwässerung in die Gewässer eingeleitet (Regenkanal bei Trennsystem, Entlastung bei Mischsystem). Aber auch durch (Oberflächen-)Abflüsse von landwirtschaftlichen Flächen und Grünflächen gelangen problematische Stoffe in die Gewässer. In der Region sind vor allem Sonderkulturen wie Obst- und Hopfenanbau zu berücksichtigen.

Relevant für Messung, Bilanzierung und Bewertung ist auch das zeitliche Vorkommen (permanent, periodisch, episodisch) der Spurenstoffe. Das periodische² und episodische³ Auftreten einiger Stoffe ist bei einer methodischen Bewertung und Vergleich entsprechend zu beachten.

3.3 Überblick über rechtliche Regelungen

Die Wirkungen von Einzelstoffen und insbesondere Vielstoffgemischen in aquatischen Systemen zu untersuchen, ist eine sehr komplexe Aufgabe. In der Praxis werden ganz unterschiedliche Beurteilungswerte für die Risikoabschätzung von Stoffen verwendet. Die Beurteilungskriterien unterscheiden sich je nachdem, ob die Kurzzeittoxizität oder die Langzeittoxizität (chronische Toxizität) ermittelt wird. Zur Bestimmung der Langzeittoxizität werden ausgewählte Organismen über einen längeren Zeitraum (von mehreren Tagen bis Wochen) mit steigenden Konzentrationen eines Stoffes ausgesetzt und die Effekte beobachtet. Aus den Ergebnissen der höchsten Konzentration (NOEC) bzw. niedrigsten Konzentration (LOEC), bei der bei einem Test auf chronische Toxizität keine Wirkung beobachtet werden konnte, leiten sich die Beurteilungswerte für die Risikobewertung und ggfs. -minimierung ab. Zur Bestimmung der Kurzzeittoxizität werden Organismen steigenden Konzentrationen eines Stoffes ausgesetzt und die Konzentration ermittelt, bei der innerhalb von einem bis mehrere Tage bestimmte Effekte auftreten. Das sind z.B. LC₅₀, bei der 50 % der Testorganismen sterben oder EC₉₀, bei der an 90 % der getesteten Organismen negative Effekte auftreten. Auf Basis solcher Einzelstoffbewertungen sind Grenzwerte in der Trinkwasserverordnung, Geringfügigkeitsschwellenwerte für Grundwasserleiter (GFS) und Umweltqualitätsnormen (UQN) für Gewässer festgelegt.

² Saisonal eingesetzte Pestizide oder pharmazeutische Wirkstoffe sowie Industriechemikalien treten „periodisch“ auf.

³ Regenwasserbürtige Stoffe treten bei Regenwetter „episodisch“ auf.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) enthält ein nicht erschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe und Liste von Stoffgruppen. Ergänzend dazu wird eine Watch List geführt, die regelmäßig fortgeschrieben wird, um die Verteilung bzw. das Vorkommen der dort gelisteten Stoffe in Gewässern zu untersuchen. In der Europäischen Richtlinie für Umweltqualitätsnormen (EU-UQN-Richtlinie) sind für die in der WRRL verzeichneten Stoffe Umweltqualitätsnormen (UQN) genannt. Diese UQN sind für Einzelstoffe nach einheitlichen, abgestimmten Verfahren wissenschaftlich abgeleitet und rechtlich festgelegt. Sie dienen dazu, die Einhaltung des guten ökologischen und chemischen Zustands der Oberflächengewässer zu gewährleisten. Die bestehenden rechtlichen Regelungen verlangen, dass bei einem Überschreiten der UQN die Eintragsquellen identifiziert und die Einträge soweit vermindert werden, dass es in Zukunft keine Überschreitung mehr gibt.

Im Jahr 2022 wurde mit Diclofenac erstmalig ein pharmazeutischer Wirkstoff als UQN vorgeschlagen. Die Diskussion um die konkrete UQN-Höhe ist noch nicht abgeschlossen (Stand September 2025), aber der Wert wird als Schutzmaßnahme für die im Wasser lebenden Organismen gesehen.

In Deutschland sind für 162 Stoffe, die im Wasser gefunden werden können, rechtsverbindlich Umweltqualitätsnormen in der Oberflächengewässer-Verordnung (OGewV) festgelegt. Die OGewV beinhaltet u.a. eine Liste mit 46 prioritären Stoffen/Stoffgruppen und bestimmten anderen Schadstoffen, darunter Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel, Metalle und Metallverbindungen. Zusätzlich gibt es eine Liste mit 67 flussgebietsspezifischen Schadstoffen, die speziell für bestimmte Flüsse und Gewässer relevant sind.

Pharmazeutische Wirkstoffe sind bislang nicht aufgelistet, zumal die EU-Richtlinien 2001/83/EG, 2004/27/EC und 2004/28/EC, die Bewertung der Umweltsicherheit von Arzneimitteln für Mensch und Tier im Rahmen eines Antrags auf Arzneimittelzulassung explizit vorschreiben. In einem Zulassungsverfahren sind seit geraumer Zeit u.a. Unterlagen einzureichen, die eine Bewertung des potenziellen Risikos für die Umwelt durch die Anwendung eines Arzneimittels ermöglichen gemäß Modul 1.6. Umweltrisikobewertung (Europäisches Komitee 2008). Das Ergebnis der Bewertung durch die zuständige Zulassungsbehörden wirkt sich auf die Entscheidung zu Zulassung von Arzneimitteln. Zudem wurde mit der im Dezember 2024 verabschiedeten Richtlinie zu Umweltrisikobewertung Methoden empfohlen, wie die Quantifizierung und die Risikoanalyse auf das Grundwasser-Ökosystem zu erfolgen haben (European Medicines Agency 2024) Basierend auf die Feststellung, dass Grundwasser-Ökosysteme grundsätzlich anfälliger sind als Oberflächengewässer, da ihnen die Fähigkeit fehlt sich von Störungen zu erholen, liegen Toxizitätsprüfungen folgende Bewertungskriterien zugrunde:

- Exposition gegenüber Stress, Störungen und Schocks (z. B. Giftstoffe im Grundwasser).
- Empfindlichkeit der exponierten Arten gegenüber dem Stress oder der Störung, einschließlich ihrer Fähigkeit, den Stress zu antizipieren und zu bewältigen (z. B. Empfindlichkeit von Grundwasserarten gegenüber chemischen Stressoren).
- Widerstandsfähigkeit der exponierten Ökosysteme und Arten im Hinblick auf ihre Fähigkeit, Schocks und Störungen zu absorbieren und dabei ihre Funktion zu erhalten. Infolge dieser Anfälligkeit sollte ein zusätzlicher Bewertungsfaktor von 10 angewandt werden.

Dementsprechend ist der PNEC-Grundwasser, der Schwellenwert für Umwelteffekte, der aus Toxizitätswerten für die in dem jeweiligen Umweltmedium lebenden Organismen abgeleitet wird, vom PNEC-Oberflächenwasser extrapoliert.

Im Rahmen der Zulassung müssen Hersteller und Importeure von Chemikalien Daten vorlegen, die von den Stoffen ausgehenden Risiken selbst bewerten. Die Bewertung bezieht sich größtenteils darauf, ob die zu registrierende Chemikalien in der Umwelt schlecht abbaubar sind, sich anreichern und die Gesundheit oder das Ökosystem gefährden (persistent, bioakkumulierend und toxisch - PBT). Besondere Beachtung findet vor allem die folgenden Prüfparameter: die Persistenz, das Bioakkumulationspotenzial, die Toxizität, die Abbaubarkeit im Abwasser als Ganzem sowie die Mobilität am Boden. In Bezug auf die Toxizität werden die höchste Dosierung (NOAEL) und die niedrigste Dosierung (LOAEL) als Bewertungskriterien herangezogen, bei der noch keine Schädigung beobachtet werden kann. Auch wird geprüft, wie die Dosis-Wirkungskurve verläuft, insbesondere wie steil sie ist.

Die EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) fordert zukünftig für bestimmte Kläranlagen eine sog. Viertbehandlung zur Reduktion der Spurenstoffe (Europäische Union 2024). Für Einleitungen von Spurenstoffen aus der Siedlungsentwässerung sind derzeit keine Anforderungen festgehalten.

3.4 Einteilung der Spurenstoffe nach Stoffeigenschaften

Die chemisch-physikalischen Eigenschaften bestimmen das Transport- und Umweltverhalten sowie die möglichen Eliminationswege der organischen Spurenstoffe. Die verschiedenen Bewertungsrandbedingungen für die Auswahl sind schematisch und vereinfacht in Abbildung 3.1 dargestellt. Auf die toxischen Effekte der einzelnen Stoffe wird nicht eingegangen (s. Kapitel 3.3).

	Wasserphase	Partikelphase
Biologisch transformierbar	Wasserphase, biologisch abbaubar	Partikelphase, biologisch abbaubar
persistent	Wasserphase, biologisch schwer abbaubar	Partikelphase, biologisch schwer abbaubar

Abbildung 3.1: Vereinfachende Einteilung der Spurenstoffe nach (erwartbaren) Stoffeigenschaften, (modifiziert nach Ennes 2023)

Die Stoffeigenschaften werden wie folgt definiert:

biologisch transformierbar: Unter biologisch transformierbar wird neben der vollständigen Überführung von organischer Substanz in Mineralisationsprodukte wie Kohlenstoffdioxid, Wasser und anorganische Salze unter gleichzeitiger Bildung von Biomasse auch die Biotransformation in teils abbaustabile Zwischenprodukte – auch primärer Abbau – verstanden. Bei diesem biologischen Abbauprozess entstehen unter anderem auch Transformationsprodukte und Metaboliten, die toxischer als die ursprüngliche Substanz sein können. Aus der biologischen Abbaubarkeit lässt sich keine Aussage zur Toxizität ableiten.

Die Effizienz des Abbaus hängt neben Umweltbedingungen stark von der Abbaurate ab. Diese wiederum wird neben den stofflichen Eigenschaften durch die Konzentration des Substrats und durch die Biomassenkonzentration der abbauenden Mikroorganismen beeinflusst (in der Abwasserbehandlung beispielsweise als MONOD-Kinetik bekannt).

persistent: Persistente Substanzen sind unter typischen Umweltbedingungen nicht abbaubar und verbleiben lange in der Umwelt. Wenn sie zusätzlich bioakkumulierbar sind, können sie sich über eine passive oder aktive Aufnahme (also einen hohen $\log K_{ow}$, $\log D$, $\log P$ sowie BCF haben) sogar in der Nahrungskette anreichern. Sind sie darüber hinaus noch toxisch, erfüllen sie die PBT-Kriterien.

Für die Einschätzung wird, soweit in der ECHA-Datenbank (Europäische Chemikalienagentur (ECHA) 2025) oder Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit (AERU) 2007) verfügbar, die biologische Abbaubarkeit im Boden herangezogen, da die dort herrschenden Bedingungen denen im RBF am nächsten kommen.

Partikelphase: Der Stoff adsorbiert überwiegend an Partikel. In der Umweltchemie ist es üblich, die Verteilungskonstanten zwischen Wasser und einer organischen Phase mit den entsprechenden Oktanol-Wasser-Verteilungskonstanten K_{ow} der Substanzen zu korrelieren. Er ist somit ein Modellmaß für die Wasser-/Fettlöslichkeit der Chemikalie (bzw. der Polarität). Je höher der Koeffizient, desto stärker die Tendenz des Stoffes, sich in organischen Phasen anzureichern. Bei $\log K_{ow} \geq 3$ ist von einer ausgeprägten Sorptionstendenz auszugehen.

Die Verteilungskoeffizienten vieler Stoffe sind pH-abhängig, in diesem Fall wird der pH-abhängige $\log D$ zur Einordnung herangezogen. Je nach pH-Wert im Abwasser oder in der Behandlungsanlage verändern sich die Konzentrationsverhältnisse (d.h. partikelgebundene Stoffe können in die Wasserphase oder umgekehrt Stoffe aus der Wasserphase in die Partikelphase übertreten).

Partikelgebundene Stoffe können durch Filtration entfernt werden. Die Filtrationswirkung hängt dabei maßgeblich von der Partikelgröße sowie der Stabilität der Partikel und der Porengröße bzw. Porengrößenverteilung des eingesetzten Filtersystems ab.

Wasserphase: Der Stoff liegt überwiegend in der Wasserphase vor (s. Erläuterungen zur Partikelphase). Die Einordnung über den $\log K_{ow}$ ist unabhängig von der Löslichkeit des Stoffes im Wasser.

In einer mechanisch-biologischen Kläranlage werden bereits eine Vielzahl von Spurenstoffen in unterschiedlichem Ausmaß entfernt. Insbesondere schwer bzw. nicht abbaubare Stoffe, die überwiegend in der Wasserphase vorliegen, verbleiben jedoch im gereinigten Abwasser und werden in die Gewässer eingeleitet. In Baden-Württemberg sind bereits ca. 20 % der Bevölkerung an kommunalen Kläranlagen angeschlossen, die über eine sogenannte Viertbehandlung zur Spurenstoffelimination verfügen. Zur Kontrolle des Betriebs und der Eliminationsleistungen werden routinemäßig ausgewählte Substanzen untersucht (Spurenstoffliste B-2017 des KomS-BW). Die Auswahl dieser Substanzen erfolgte aufgrund ihres Eliminationsverhaltens und ihrer Messbarkeit im gereinigten Abwasser (oberhalb der BG). Zwischenzeitlich gilt auch EU-weit eine Liste mit Anforderungen an die Viertbehandlung bei kommunalen Kläranlagen (KARL, Anhang I, Teil C, Tabelle 3). Hier sind Stoffe der Kategorie I (sehr leicht zu behandeln) und Stoffe der Kategorie II (leicht zu entfernen) zu messen. Dabei handelt es sich um Stoffe, die in einer mechanisch-biologischen Kläranlage nicht oder nur unzureichend entfernt werden, sich aber in einer Viertbehandlungsstufe mittels Aktivkohle oder Ozonung entsprechend reduzieren lassen. Für jeden ausgewählten Stoff wird die prozentuale Entfernung bezogen auf die Zulaufkonzentration ermittelt und aus diesen Einzelwerten dann ein Mittelwert.

3.5 Beschreibung der Prozesse in einem Mischwasser-Retentionsbodenfilter

Ausführliche Beschreibungen der für die Mischwasserbehandlung relevanten Reinigungsprozesse in Abhängigkeit der verschiedenen Betriebszustände sind beispielweise in Dissertationen von Dittmer (2006), Meyer (2011), Wozniak (2008) und Studien von Pinnekamp et al. (2017) zu finden. Nachfolgend werden die Funktionsweise und wesentlichen Prozesse auch im Zusammenspiel mit den verschiedenen Betriebszuständen eines RBF kurz erläutert.

3.5.1 Funktionsweise

Obwohl es sich bei dem Retentionsbodenfilter (RBF) um eine naturnahe Abwasseranlage mit sehr begrenzten verfahrenstechnischen Eingriffsmöglichkeiten handelt, sind hier viele verschiedene Reinigungsprozesse kombiniert und die Anlage weist eine hohe Komplexität auf:

- Im eingestauten Zustand können im Retentionsraum Feststoffe durch Sedimentation abgetrennt werden (AFS_{63} zu ca. 50 % (Grotehusmann et al. 2015)). Die Sedimentationsleistung kann durch die Konzeption des Filters als Durchlaufilter noch erhöht werden.
- Der zwischen 0,75 und 1,0 m hohe Filterkörper hält Partikel durch Siebung/Filtration zurück (insgesamt für RBF AFS_{63} zu ca. 95 % (Grotehusmann et al. 2015))
- An der Oberfläche der Filterkörner und der Organik in der Deckschicht können Stoffe sorbieren.
- An den Blattoberflächen des Schilfs bilden sich Biofilme aus. In der humosen Deckschicht sind Bodenorganismen vorhanden. Beide sind an biochemischen Umsatzprozessen beteiligt.

Zu erwarten ist ein Rückhalt von an Partikeln gebundenen Substanzen durch Siebung, Filtration und Sorption durch den Filteraufbau, insbesondere jedoch in den obersten Zentimetern des Filters und durch die sich bildende Deckschicht. Biologisch abbaubare Substanzen werden anschließend mineralisiert. Dies lässt sich mit *trap and treat* beschreiben (Lucie et al. 2024): Zuerst werden organische Verbindungen im RBF durch Sorption fixiert und so für die Biotransformation verfügbar.

Das gefilterte Wasser wird in einem Dränsystem gesammelt und ins Gewässer eingeleitet. Die Einleitmenge wird mithilfe einer Drossel begrenzt. Somit ist auch die Filtergeschwindigkeit bzw. Drosselabflussspende $q_{Dr,RBF}$ festgelegt. Üblicherweise wird während der Beschickung zunächst der Drosselschieber geschlossen und der Filterkörper und Retentionsraum eingestaut. Erst nach Öffnen des Schiebers wird der Filterkörper durchströmt.

Beim Einbau des Filtermaterials darf der Filterkörper nicht durch Einsatz schwerer Baumaschinen ungleich verdichtet werden. Die Durchlässigkeit des Filtermaterials soll über die gesamte Filterfläche gleich sein. Der Schilfbewuchs soll mit seinen Flachwurzeln einer Kolmation des Filterkörpers entgegenwirken. Der Filterkörper ist von Fremdbewuchs (insbesondere Tiefwurzler) und von Tierbauten freizuhalten. Eine hydraulische Kurzschlüssigkeit soll so vermieden werden.

3.5.2 Partikelrückhalt

Der Anteil von partikulären Bestandteilen im Mischwasser bzw. in Mischwasserüberläufen ist häufig sehr groß und kann bei CSB, P_{ges} und Metallen nicht selten über 50 % der Gesamtkonzentration ausmachen (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002). Daher übernimmt die mechanische Filtration eine wichtige Rolle im Prozess der weitergehenden Mischwasserbehandlung.

Bei der Filtration werden partikuläre Stoffe in den Porenkanälen des Filtermediums zurückgehalten, abhängig von den Partikelgrößen im Mischwasser und dem Korngefüge des Filtermediums. Bei dem Sand, welcher in der Regel für RBF eingesetzt wird, finden diese Filtrationsvorgänge bereits sehr stark in der oberflächennahen Schicht des Filters (Flächenfiltration) statt, weshalb dort eine bedeutendere Reinigung stattfindet als in den unteren Filterschichten (Raumfiltration) (Wozniak 2008). Werden nun Feststoffe im Filtermedium zurückgehalten, verengen sich nach und nach die Porenkanäle und es können dadurch noch feinere Partikel zurückgehalten werden. Allerdings wächst auch die Gefahr von Kolmation. Abbauprozesse können der Kolmation entgegenwirken und die Durchlässigkeit des Filters erhalten, wobei besonders an der Filteroberfläche durch Abtrocknung und Belüftung ein aerober Abbau ermöglicht wird (Dittmer 2006).

Der Parameter AFS_{63} wurde in der Regenwasserbehandlung eingeführt, weil für die Feinfraktion der Feststoffe eine gute Korrelation zu Schadstoffen wie Schwermetalle und PAK festgestellt wurde. Somit lässt sich aus dem Rückhalt an AFS_{63} auch auf eine Entnahme an Schadstoffen schließen. Allerdings reichern sich die zurückgehaltenen Partikel im Filterkörper an. Sollte der Filterkörper erneuert werden müssen, ist das Filtermaterial entsprechend seinem Schadstoffgehalt ordnungsgemäß zu entsorgen.

Der Filterprozess wird durch die Partikelgrößenverteilung, die Scherstabilität der Flocken sowie die Korngrößenverteilung und Bettporosität des Filtermaterials bestimmt. Für Partikelgrößen ab ca. 10 μm kann ein nennenswerter Rückhalt im (Abwasserraum-)Filter festgestellt werden (Metcalf und Eddy 2014). Auch kleinere Partikel können im Filter zurückgehalten werden, allerdings mit einer deutlich geringeren Entnahmeleistung. Bei Abwasserraumfiltern ist bei AFS -Konzentrationen von 10 mg/L im Ablauf der Nachklärung bzw. Zulauf zum Raumfilter eine Eliminationsleistung von 50 % üblich (Baumann und Jedeke 2019). Partikelgebundene Spurenstoffe werden somit in Abhängigkeit der Partikelgröße und der Filtereigenschaften zurückgehalten.

3.5.3 Sorptionsprozesse

Unter Sorption wird die Anlagerung von gasförmigen oder gelösten Stoffen an die feste Bodenmatrix verstanden. Durch Sorption können gelöste Stoffe im Filterkörper fixiert werden, um in späteren Prozessen transformiert, abgebaut oder nitrifiziert zu werden (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002). Die Elimination von Ammonium ist hauptsächlich auf die Sorption im Filterkörper zurückzuführen (Dittmer 2006), da erst nach der Entleerung des RBF in der Trockenphase optimale Bedingungen für die Nitrifikation herrschen (Wozniak 2008).

Es werden zwei Arten der Sorption unterschieden, die abiotische und die biotische Sorption.

- Die **abiotische Sorption** wird durch das Filtermaterial bestimmt und ist abhängig von der Korngröße und deren spezifische Oberfläche sowie der Mineralzusammensetzung (Wozniak 2008). Sandkörner bieten aufgrund ihrer kleinen spezifischen Oberfläche eher ungünstige Bedingungen für die Sorption von gelösten Stoffen, welche in Mischwasser vorkommen, wie CSB, NH_4^+ , PO_4^{3-} oder Me^+ (nach Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002, modifiziert) Arzneimittelwirkstoffe wie Tramadol und Citalopram (pK_a bei 9,78) können durch Kationenaustauschmechanismen (pK_a bei 9,41) abiotisch sorbiert werden (Garduño-Jiménez et al. 2022).
- Die Sorptionskapazität kann sich aufgrund der Entwicklung eines Biofilms, besonders in der oberen gut belüfteten Filterschicht, allerdings erhöhen (Dittmer 2006). Dies wird als **biotische Sorption** am organischen Anteil im Filtermedium bezeichnet. Dieser entsteht durch mikrobielle Tätigkeit im Filter, welche durch den Eintrag von Nährstoffen aus dem Mischwasser gefördert wird (Wozniak 2008). Substanzen, die hier besonders gut sorbieren würden, sind schon an Partikel gebunden.

Die Sorptionseigenschaften bestimmter Stoffe sind pH-abhängig. Der pH-Wert im Filterkörper kann durch biologische Abbauprozesse (Nitrifikation, s. a. Kapitel 3.5.4) in Abhängigkeit von Puffersystemen (Calciumcarbonatgehalt des Filtermaterials) schwanken.

Phosphat kann an eisenhaltigem Spezialsubstrat sorbiert werden. Sobald dessen Sorptionskapazität erschöpft ist, wird Phosphat nicht mehr entnommen.

3.5.4 Biochemische Umsatzprozesse

Eine (teilweise) Umsetzung organischer Stoffe wie beispielsweise Kohlen- und Stickstoffverbindungen findet durch Bakterien und weiteren Mikroorganismen statt. Ausschlaggebende Grundbedingungen für diese mikrobiellen Umsätze sind die Verfügbarkeit von Sauerstoff sowie die vorherrschende Temperatur und der pH-Wert. Diese Milieubedingungen sind im RBF aufgrund der Wetterverhältnisse und unregelmäßigen Beschickungsereignisse weder gleich noch während eines Einstauereignisses konstant, sodass für den biologischen Umsatz immer andere Randbedingungen vorherrschen. Grundsätzlich können mikrobielle Abbauprozesse im aeroben, anoxischen oder anaeroben Zustand erfolgen. In RBF spielen vor allem aerobe Abbauprozesse eine wichtige Rolle, sodass im Folgenden nur diese Prozesse betrachtet werden.

Der Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen erfolgt durch heterotrophe Mikroorganismen zur Energiegewinnung. Durch die aerobe Respiration werden Kohlenstoffverbindungen bei vollständigem Abbau zu CO_2 , H_2O und anorganischen Ionen oxidiert. Eine wichtige Voraussetzung für diesen Abbau ist die ausreichende Sauerstoffversorgung, welche im RBF nach der Entleerung des Filterkörpers durch die Filteroberfläche und das Drainagesystem erfolgt (Alvarino et al. 2018).

Bei der Nitrifikation spielt dies ebenfalls eine zentrale Rolle. Dabei wird Ammonium zu Nitrit und in einem weiteren Schritt zu Nitrat oxidiert. Da für die Nitrifikation des sorbierten Ammoniums Sauerstoff benötigt wird, findet dieser Prozess in der Regel in der oberen Filterschicht des RBF statt, da hier die Sauerstoffversorgung am besten ist. Die H^+ -Ionen, welche während der Nitrifikation freigesetzt werden, können zu einer Absenkung des pH-Werts führen. Dies kann wiederum eine Hemmung der Nitrifikation zur Folge haben und zu einer Mobilisierung von Schwermetallen führen. Um diesem Umstand entgegenzuwirken, sollte ein ausreichender Carbonat-Gehalt im Filtermaterial sichergestellt werden, welcher neben anderen Systemen zur pH-Abpufferung beiträgt.

Auch biologisch abbaubare Spurenstoffe können im RBF entsprechend transformiert, metabolisiert oder sogar mineralisiert werden. Während wenige Spurenstoffe von Mikroorganismen gezielt zur Energiegewinnung genutzt werden, erfolgt der Großteil der (Spurenstoff-)Transformation über Cometalismus: Enzyme, die für den Abbau von Substraten synthetisiert werden, biotransformieren auch Spurenstoffe, ohne dass daraus direkt Energie gewonnen würde (Xu et al. 2016). Langsam abbaubare Stoffe könnten durch eine vorherige Sorption im Filterkörper fixiert und so einen biologischen Abbau verfügbar werden (Kennedy-Veiga et al. 2022).

Filtration und Sorption ermöglichen einen Rückhalt bzw. Fixierung von Schmutzstoffen im Filtermaterial, insbesondere in den obersten Zentimetern des Filters und durch die sich bildende Deckschicht, auch über die Einstauzeit hinaus. Viele organische Verbindungen werden zunächst im RBF fixiert und somit für die Biotransformation verfügbar gemacht (s.a. Betsholtz et al. 2024).

3.5.5 Weitere mögliche Prozesse

Redoxreaktionen

Redoxreaktionen sind auf einem Elektronenübergang beruhende chemische Reaktionen. Eine Redoxreaktion besteht aus den Teilreaktionen Oxidation und Reduktion. Bei der Oxidation gibt ein Reaktionspartner Elektronen ab, bei der Reduktion nimmt dagegen ein Reaktionspartner Elektronen auf. Beide Teilreaktionen laufen gleichzeitig bzw. gekoppelt ab. Einige Redoxreaktionen laufen langsam ab (beispielsweise Korrosionsreaktionen und aerobe Stoffwechselvorgänge), viele Redoxreaktionen laufen schnell und unter Energiefreisetzung ab (Verbrennung, Explosion). Das Redoxpotenzial ist ein Maß für das Oxidations- bzw. Reduktionsvermögen eines Redoxsystems. Ein Redoxpotenzial > 300 mV zeigt oxidierende Verhältnisse an, ein Redoxpotenzial < 300 mV dagegen schwach reduzierende und ein Redoxpotenzial < -100 mV stark reduzierende Verhältnisse. Durch die Elektronenübertragung ändern sich die Oxidationszustände der beteiligten Atome und damit auch das Lösungsverhalten in Wasser. Somit können Redoxreaktionen bzw. das Redoxpotenzial im Filterkörper des RBF die (Re-)Mobilisierung von Schwermetallen beeinflussen.

Auch biologische Umsatzprozesse mit Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel sind Redoxreaktionen (beispielsweise die alkoholische Vergärung, Photosynthese und Zellatmung). Im RBF ist die organische Verschmutzung das wichtigste Reduktionsmittel, sie wird vorwiegend mikrobiell zu CO_2 oxidiert und verbraucht bzw. reduziert dabei Sauerstoff. Der Sauerstoff ist für das sich einstellende Redoxpotenzial von hoher Relevanz. Gut durchlüftete, stark saure Böden weisen hohe Redoxpotenziale auf. Niedrige Werte treten dagegen unter anaeroben, neutralen bis alkalischen Bedingungen auf (bis -350 mV) (Scheffer und Schachtschabel 2002).

Welche Redoxreaktionen im RBF ablaufen, hängt somit maßgeblich von den Milieubedingungen aerob und anaerob, dem pH-Wert, der Temperatur sowie dem Vorhandensein von Ionen zum Ladungstransport ab. Die vorherrschenden Milieubedingungen im Filterkörper des RBF sind vom Betriebszustand und auch der Vorbelastung abhängig. Im Hinblick auf die Spurenstoffelimination sind die biologischen Umsetzungsprozesse, aber auch die Reduktion von Schwermetallen und damit das Verändern der Löslichkeit von Relevanz.

Chemische Degradierung

Zu den abiotischen chemischen Prozessen, die im RBF zur Elimination organischer Spurenstoffe beitragen können, zählen Oxidation, Hydrolyse und Photolyse.

- **Oxidative Prozesse**, etwa durch molekularen Sauerstoff, können unter aeroben Bedingungen zur Umwandlung reduzierter Verbindungen wie Eisen (II)- oder Schwefelverbindungen beitragen. Stärker reaktive Sauerstoffspezies (ROS) wie Hydroxylradikale entstehen unter natürlichen Bedingungen im RBF jedoch nur in sehr begrenztem Umfang, da hierfür in der Regel spezifische Aktivatoren oder intensive UV-Bestrahlung erforderlich wären. In Einzelfällen können auch rein chemische Selbstzersetzungsprozesse ablaufen, bei denen sich bestimmte Stoffe unter Umwelteinflüssen wie pH, Temperatur oder Wasseraktivität ohne externe Katalysatoren abbauen – diese Mechanismen sind allerdings stark stoffabhängig.
- **Hydrolytische Reaktionen** treten bei Verbindungen auf, die hydrolysierbare funktionelle Gruppen wie Ester-, Amid, Halbacetat- etc. haben. Somit sind sie bei bestimmten pharmazeutischen Wirkstoffen oder Pflanzenschutzmitteln möglich, wenn funktionelle Gruppen wie Ester- oder Amidbindungen im Molekül enthalten sind. Die Reaktionsgeschwindigkeit ist dabei stark abhängig vom pH-Wert, der Temperatur sowie der Anwesenheit von katalytisch aktiven Ionen. In natürlichen Filtersystemen wie dem RBF verlaufen solche Prozesse in der Regel langsam, können aber dennoch zur langfristigen Eliminierung beitragen - insbesondere in Kombination mit Sorption oder mikrobiellen Umsatzprozessen (Wang et al. 2022).
- **Photolyse** beschreibt den lichtinduzierten Abbau chemischer Verbindungen. Während bei der direkten Photolyse das Molekül selbst Licht absorbiert, erfolgt die indirekte Photolyse über reaktive Zwischenprodukte wie Hydroxylradikale oder Singulett-Sauerstoff, die durch Absorption von UV-Strahlung in anderen Komponenten gebildet werden (Wang et al. 2017). Der Beitrag der Photolyse zur Eliminierung von Spurenstoffen im RBF wird jedoch als gering eingeschätzt, da Bewuchs, Einstausituation und geringe Lichteindringung insbesondere in die Bodenzone die UV-Verfügbarkeit stark einschränken.

3.5.6 Adsorption an Aktivkohle

Auf kommunalen Kläranlagen werden zur Viertbehandlung bzw. Spurenstoffelimination Verfahren mit Ozon oder mit Aktivkohle eingesetzt. Letztere lässt sich auch zur weitergehenden Spurenstoffelimination bei Retentionsbodenfiltern einsetzen. Dabei werden Spurenstoffe durch Adsorption an der Aktivkohle gebunden und ggf. durch diese Fixierung auch einem biologischen Abbau bzw. Biotransformation zugeführt. Untersuchungen zum Einsatz von Aktivkohle in Retentionsbodenfiltern liegen vor (Brunsch et al. 2020), wobei die RBF mit gereinigtem Abwasser aus mechanisch-biologischen Kläranlagen beschickt werden. Die Grundlagen der Adsorption sind beispielsweise in Sontheimer et al. 1985 und Bathen und Breitbach 2001 ausführlich beschrieben.

Bei der Adsorption lagern sich gasförmige oder in Flüssigkeiten gelöste Stoffe (Adsorptiv) an der Oberfläche eines Feststoffes (Adsorbens) an. Dabei handelt es sich um eine Gleichgewichtsreaktion. Nach einer hinreichend langen Zeit stellt sich ein stabiler Zustand zwischen der Sorptivkonzentration in der flüssigen Phase und der Beladung des Adsorbens, d.h. der Konzentration an dessen innerer Oberfläche, ein.

Im Abwasser bzw. Mischwasser liegt ein Vielstoffgemisch vor. Die unterschiedlichen gelösten Substanzen konkurrieren um die Belegung der Plätze auf der Oberfläche des Adsorbens. Durch die konkurrierende Adsorption ist die Beladung mit dem jeweiligen Stoff niedriger als die erreichbare Einzelstoffbeladung (Rückgang der Adsorptionskapazität für jeden der miteinander konkurrierenden Einzelstoffe). Eine Verdrängung (Desorption) eines schlechter adsorbierbaren Stoffes durch einen besser adsorbierbaren Stoff ist möglich. Auch bei temporär niedrigeren Adsorptivkonzentrationen und entsprechend beladenen Adsorbens kann es zu einer Desorption kommen.

Die Gleichgewichtsbeladung bestimmt letztendlich die Menge an Aktivkohle, die zur Adsorption der Stoffe benötigt wird. Aus verfahrenstechnischer Sicht ist die Adsorptionskinetik ebenfalls von großem Interesse. Die Geschwindigkeit, mit der das Adsorptiv zur Aktivkohleoberfläche hin diffundiert und am Adsorbens adsorbiert, bestimmt letztendlich die benötigte Kontaktzeit zwischen der wässrigen Lösung und der Aktivkohle.

Im einfachsten Fall wandert in einem Aktivkohlefilter eine Konzentrations- und Beladungsfront durch den Adsorber. Ist die Adsorptionskapazität erschöpft, wird kein Adsorptiv mehr angelagert und die Adsorptivkonzentration im Filterablauf steigt an. Dies wird auch als Filterdurchbruch bezeichnet und muss beispielsweise bei der Trinkwasseraufbereitung vorausschauend erkannt werden, um das Adsorbens im Filter rechtzeitig zu erneuern. In der Trinkwasseraufbereitungspraxis wird in den vorgelagerten Aufbereitungsschritten eine möglichst weitreichende Vorentfernung adsorbierbarer Stoffe angestrebt, um die konkurrierende Adsorption mit diesen Stoffen zu minimieren.

Die Adsorbierbarkeit von abwasserrelevanten Substanzen an Aktivkohle ist im Merkblatt DWA-M 285-2, Tabelle 6 (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2021), eingeordnet. Zur Überwachung von kommunalen Kläranlagen mit Viertbehandlung sind Stoffe zu messen, die sehr leicht zu behandeln oder leicht zu entfernen sind (KARL, Anhang I, Teil C, Tabelle 3, s.a. Kap. 3.4). Diese Stoffe wurden u.a. zur Überwachung ausgewählt, weil sie im Zu- und Ablauf der Behandlungsanlage in gut messbaren Stoffkonzentrationen vorhanden sind. Ob diese Stoffe auch im Ablauf des RBF (trotz Verdünnung mit Regenwasser und Elimination im RBF) in messbaren Konzentrationen vorliegen, soll beim Monitoring überprüft werden.

3.5.7 Eliminationsverhalten in Abhängigkeit des Betriebszustandes im konventionellen Mischwasser-Retentionsbodenfilter

Die in Kapitel 3.5 beschriebenen Prozesse laufen in unterschiedlichen Zonen des RBF ab. Wie in Kapitel 2.5 beschrieben, wird der RBF diskontinuierlich beschickt und durchläuft verschiedene Betriebszustände. In Abbildung 3.2 sind die Prozesse, die in den jeweiligen Betriebszuständen aktiv sind, dargestellt. Niederschläge ohne Beschickung, Kleinereignisse (kurzzeitige Beschickung, ohne dass $Q_{ab} = Q_{Dr}$ erreicht wird) sowie lange Einstauereignisse (mehrmalige Beschickung ohne zwischenzeitliche Entleerung) sind vereinfachend nicht aufgeführt.

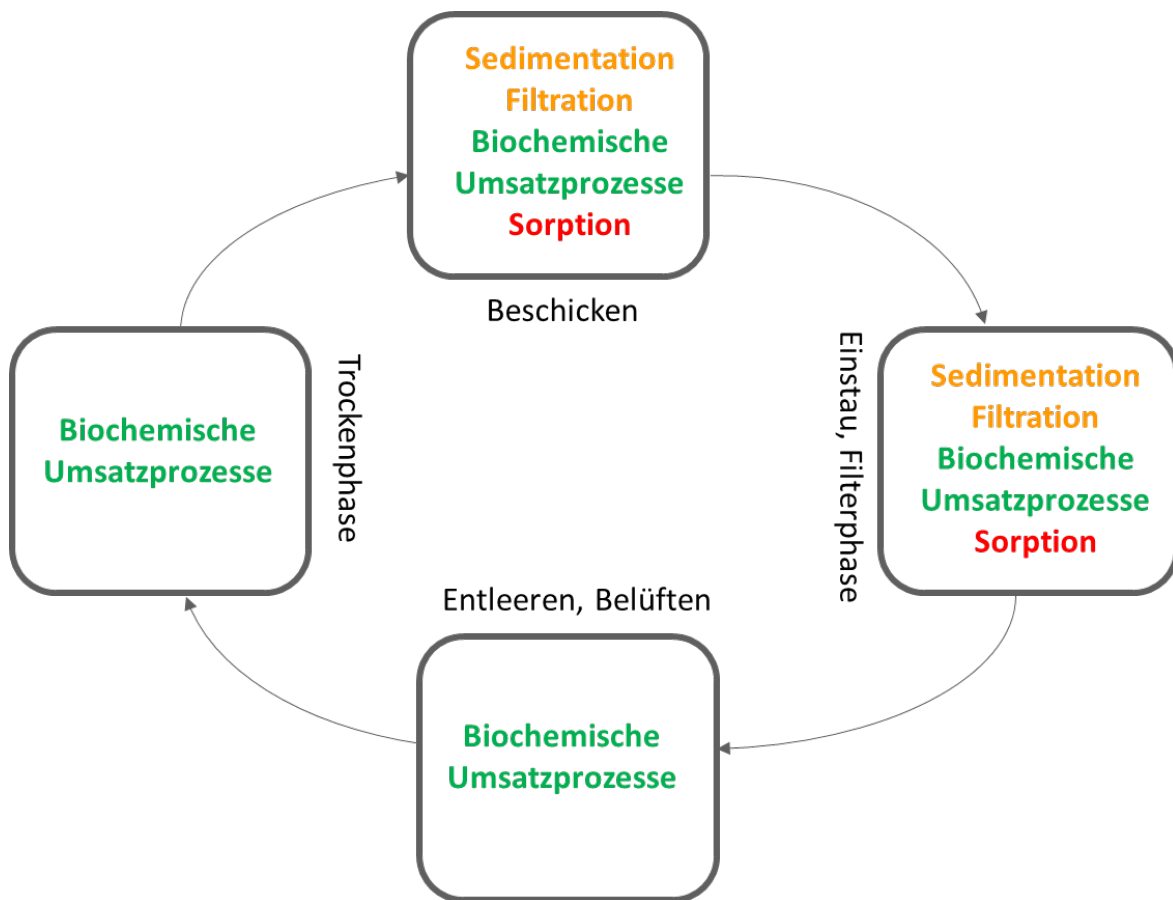


Abbildung 3.2: Eliminationsverhalten in Abhängigkeit des Betriebszustandes im konventionellen Mischwasser-RBF (eigene Darstellung)

Die Reaktorkonfiguration ist als diskontinuierlich beschickter Festbettreaktor (inkl. Raumfiltrationswirkung) mit unterschiedlich langen Filterlaufzeiten zu beschreiben. Während der Filterphase wird der gelöste Sauerstoff durch die biologischen Abbauprozesse gezehrt. Sobald der Sauerstoff aufgezehrt ist, kommen die (aeroben) Abbauprozesse zum Erliegen. Bei den Abbauprozessen von Kohlenstoffverbindungen wird CO_2 gebildet, bei der Nitrifikation wird H_3O^+ freigesetzt. Somit könnte sich auch der pH-Wert verändern und mit ihm die Löse- oder Verteilungsgleichgewichte.

Dadurch unterscheidet sich der Mischwasser-RBF ganz wesentlich von den RBF, die als Viertbehandlung für kleinere Kläranlagen konzipiert sind. Die unterschiedlichen Betriebszustände des Mischwasser-RBF, das Vielstoffgemisch mit Substanzen unterschiedlichster Stoffeigenschaften und das komplexe Zusammenwirken der verschiedenen Prozesse werden sich auf das Eliminationsverhalten der einzelnen Stoffe auswirken. Auch die „Vorgeschichte“ der einzelnen Beschickungsereignisse und jahreszeitliche Randbedingungen wie Temperatur im Filterkörper werden sich auswirken.

3.6 Vorauswahl von Leitsubstanzen

Ziel der Vorauswahl für diese Projekt ist, Spurenstoffe zu identifizieren, die bei Mischwasserentlastungen ins Gewässer abgeschlagen werden und dabei

- in messbaren Mengen vorkommen und
- in mechanisch-biologischen Kläranlagen gut eliminiert und folglich vorwiegend über Mischwasserentlastungen eingetragen werden, oder
- über ganz unterschiedliche Stoffeigenschaften verfügen und daher bei verschiedenen Behandlungsverfahren unterschiedlich aus dem Abwasserteilstrom entfernt werden, oder
- gewässerökologisch relevant sind.

In weiteren Schritten wird geprüft, dass für die verschiedenen Herkunftsbereiche bzw. Eintragspfade verschiedene Stoffe ausgewählt sind (s. Kap. 3.2) und ggf. weitere Stoffe ergänzt. Die Stoffdaten werden ergänzt und die Stoffe den in Kap. 3.4 beschriebenen Kategorien zugeordnet. So ließen sich mögliche Kandidaten anhand des Eintragspfades und ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften auswählen, bewerten und einordnen (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3). Die Eingruppierung erfolgt für einen angenommenen pH-Wert zwischen 7 und 8. Die Spurenstoffe sind nach ihrem erwartbaren Verhalten⁴ eingruppiert. Dies wurde für eine Vielzahl an Substanzen durchgeführt.

Mit einem Stern markierte Substanzen sind reguliert (EU-UQN, OGewV, TrinkwV). Die in fetter Schrift gekennzeichneten Substanzen sind Vertreter der KomS Liste B-2017 (siehe Tabelle 10.16 in Anhang 10.6), deren Messung die Vergleichbarkeit mit weiteren Untersuchungen sicherstellt. Zur Erkennung des Schmutzwasseranteils in der Mischwasserentlastung bietet es sich an, leicht abbaubare Leitparameter zu suchen, die in höheren Konzentrationen vorkommen und so leicht zu messen sind. Gleichzeitig sollten sie leicht dem menschlichen Einfluss zuordbar sein. Dies sind leicht abbaubare, überwiegend in der Wasserphase befindliche Substanzen aus den Haushalten.

Im Rahmen des Projektmonitorings soll die Elimination schmutz- und regenwasserbürtiger Spurenstoffe im konventionellen RBF und in den nachfolgenden Laborversuchen die Eliminationssteigerung durch Adsorption an Aktivkohle untersucht werden. Der Fokus liegt demnach auf Spurenstoffe, die mit den im RBF vorherrschenden Prozessen wie Filtration, biochemische Prozesse, Sorption, sowie Oxidation behandelt werden können. Die Auswahl regulierter Stoffe kann auf die abwasserbürtigen Spurenstoffe begrenzt werden.

Die Stoffgruppe *in Wasserphase und abbaubar* dokumentiert den Wirkungsgrad des biologischen Abbaus des Filters. Darüber soll der Vergleich der Wirkungsgrade der biologischen Stufe KA und RBF ermöglicht werden. Viele dieser Stoffe werden hauptsächlich über Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragen, da sie in der Kläranlage gut abgebaut werden. Während viele dieser Stoffe im Ablauf der mechanisch-biologischen Kläranlage nicht gemessen werden, sind sie bei der Mischwasserbehandlung von Bedeutung.

⁴ Das Stoffverhalten ist fluid und bei manchen Stoffen eher tendenziell als eindeutig einordbar. Die vorgenommene Eingruppierung wird unter bestimmten Annahmen getroffen und kann in der Praxis auch davon abweichen.

Tabelle 3.2: Ausgewählte schmutzwasserbürtige Leitsubstanzen, aufgeschlüsselt nach Eintragspfad und Stoffeigenschaften

Schmutzwasser			
	Haushalt	Gewerbe & Produktion	Medikamente
Wasserphase & abbaubar	Chloroxylonol Coffein Cotin DEET (Insektenschutzmittel, saisonal) Indol Methyldihydrojasmonat Nicotin Phenoxyethanol Phenoxypropanol TAED Skatol	Dodecylhalogenid Tetradecylhalogenid (beide sind Desinfektionsmittel, auch Haushalt)	Clarithromycin Citalopram O-Desmethyltramadol O-Desmethylvenlafaxin Gabapentin ⁵ Ibuprofen & Metabolite Lidocain Naproxen Tramadol Valsartan Venlafaxin
Wasserphase & persistent	1H-Benzotriazol Methylthiobenzotriazol Triclosan	TCEP TCPP TDCPP TEP TiBP TBP PFOS* PFOA DMDC & DMTC	Amisulprid Candesartan Carbamazepin Diclofenac Hydrochlorothiazid Irbesartan Metamizol-Metabolite Metoprolol Mirtazapin Oxcarbazepin Trimethoprim Sulfamethoxazol
Partikelphase & abbaubar	Cholesterol Cholestanol Galaxolid (HHCB) OTNE Thiram	Bezophenon (Gewerbe und Haushalt)	
Partikelphase & persistent	AHTN (Tonalid) HHCB-Lactone	TBEP TPP	

Legende: mit * markierte Stoffe sind in EU-UQN, OGewV oder TrinkwV reguliert
Stoffe mit Schriftschnitt **fett** sind Vertreter der KomS Liste B-2017

⁵ Gabapentin wird häufig zu einem Metaboliten transformiert, der nicht weiter abbaubar ist.

Tabelle 3.3: Ausgewählte regenwasserbürtige Leitsubstanzen, aufgeschlüsselt nach Eintragspfad und Stoffeigenschaften

Regen- & Niederschlagswasser			
	Bebauung	Verkehrsflächen	Landwirtschaft / Grünflächen
Wasserphase & abbaubar			
Wasserphase & persistent	Mecoprop*		(Mecoprop*)
Partikelphase & abbaubar		Benzothiazol Benzothiazolon Dithianon 2-Methylthiobenzothiazol Propyzamid	
Partikelphase & persistent	Terbutryn*	16 „EPA-PAK“*	

Legende: mit * markierte Stoffe sind in EU-UQN, OGewV oder TrinkwV reguliert
 Stoffe mit Schriftschnitt **fett** sind Vertreter der KomS Liste B-2017

Ebenso sind Stoffe, die *in der Partikelphase* erwartet werden, von hohem Interesse. Da die Toxizität der Stoffgemische bzw. deren Wirkung im Gewässer im Rahmen des Projektes nicht untersucht wird, nehmen die regulierten Stoffe eine untergeordnete Rolle ein.

Stoffe, die im *Wasser sehr mobil und gleichzeitig persistent* sind, stellen bei der Rückhaltung häufig ein Problem dar. Für die weitergehende Spurenstoffelimination mithilfe von Aktivkohle sind die Stoffe aus der KomS B-Liste und KARL relevant, welche für die Bewertung von End-of-Pipe-Lösungen gezielt ausgewählt wurden. Für diese Technologien bestehen bestimmte Anforderungen, die nicht ohne weiteres auf die Behandlung von Mischwasser übertragbar sind⁶. Das Messen von Listen-Substanzen bringt somit eine zusätzliche Aussage zur Entfernbarkeit, trägt aber zu einer unmittelbaren Bewertung nichts bei.

⁶ Im Kläranlagenablauf liegt ein refraktärere CSB und DOC vor und der spezifische Sauerstoffbedarf ist gering. Im Mischwasser ist dagegen der spezifische Sauerstoffbedarf hoch, weshalb im Mischwasser gänzlich andere Substanzen als im gereinigten Abwasser relevant sind.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Auswahl der zu messenden Spurenstoffe an die jeweilige Fragestellung anzupassen ist. Dies umfasst auch die Probenahme-strategie sowie die Probenvorbehandlung.

4 Monitoring am bestehenden RBF Tobelbach und RÜB Langenargener Straße

4.1 Aufbau und Funktionsweise des Retentionsbodenfilters Tobelbach

4.1.1 Standort und Funktion des RBF Tobelbach

Der Retentionsbodenfilter (RBF) Tobelbach liegt in der Gemeinde Tett nang im Bodenseekreis. Er ist im Südwesten der Stadt Tett nang gelegen, zwischen der Bundesstraße B 467 und der Landesstraße L 333.

Der RBF ist Teil einer Retentionsbodenfilteranlage (RBFA). Abbildung 4.1 zeigt den Aufbau der RBFA und erklärt deren Funktionsweise.

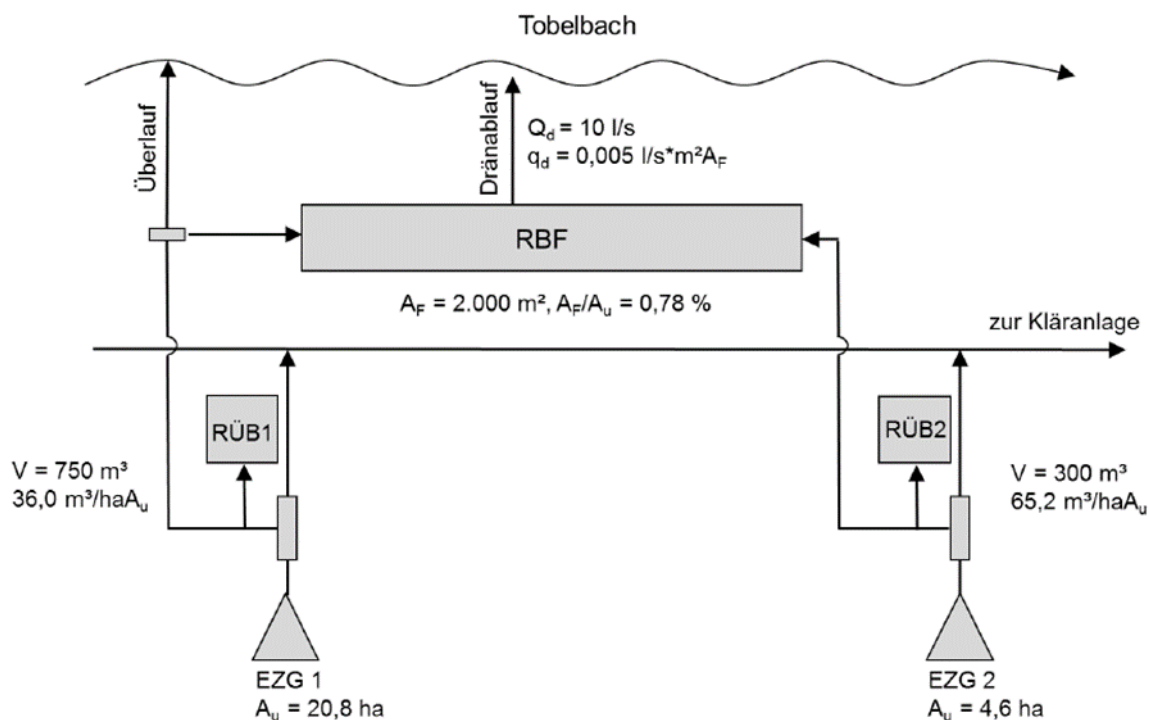


Abbildung 4.1: Schemata des RBFA Tobelbach (Ing. Büro Bioplan Landeskulturgesellschaft Hr. Lambert, zitiert nach Kiebler 2018)

Das RÜB Friedhofsstraße (RÜB 2) und das RÜB Tobelbach (RÜB 1) bilden die Vorstufe (jeweils Fangbecken im Nebenschluss). Sie beschicken den nachgeschalteten RBF von beiden Seiten (Fangfilter).

Die gesamte max. Einleitmenge von RÜB Friedhofsstraße und RÜB Tobelbach in die KA Eriskirch beträgt aktuell 30 l/s. Bei einer Überschreitung durch Regenwetter erfolgt eine Befüllung der RÜB. Nach Erreichen ihrer Speicherkapazitäten wird der RBF Tobelbach befüllt.

Ein Einstau des RBF erfolgt erst nach Überschreiten des Drosselablaufes ($Q_{Dr} = 10 \text{ l/s}$). Nach Erreichen des max. Stauziels von 1 m springt die Entlastung über die Überlaufschwellen in den Tobelbach an, der wiederum in die Schussen einleitet und im Bodensee mündet.

Die RBFA fällt unter die Zuständigkeit des Abwasserverband Unteres Schussental (AUS). Das Einzugsgebiet erstreckt sich über weite Teile der Innenstadt von Tett nang (siehe Kap. 2.3.1).

4.1.2 Bauweise der Vorstufen

Die unten aufgeführten Volumenangaben zur Mischwasserbehandlung entsprechen jeweils den tatsächlichen Größen. Bei der Schmutzfrachtberechnung ist dagegen vorgeschrieben, das statische Kanalstauvolumen auf 2/3 zu reduzieren.

4.1.2.1 RÜB Friedhofstraße

Das RÜB Friedhofstraße ist als rechteckförmiges Fangbecken (24 m x 10 m) im Nebenanschluss gebaut mit einem Beckenvolumen von $V = 531 \text{ m}^3$. Der Drosselabfluss mit 5 l/s erfolgt im Freispiegel zur Kläranlage Eriskirch und wird über ein MID gemessen. Sein Überlauf ist an den Tobelbach angeschlossen. Das RÜB wird mit Schmutz- und Regenwasser aus dem Einzugsgebiet Friedhofstraße (siehe Kap. 2.3.1) gespeist.

Im Jahre 2000/2001 ist das RÜB mit Mess- und Steuereinrichtungen sowie einem Schwenkstrahl-Reiniger nachgerüstet und teilweise umgebaut worden. Im Zuge des Umbaus erfolgte der Anschluss der Entlastung an den neu gebauten Retentionsbodenfilter Tobelbach, darüber hinaus erhielt die Überlaufschwelle eine Rechenanlage.

4.1.2.2 RÜB Tobelbach

Im Zuge des Baus des RBF Tobelbach im Jahre 2001 ist das bestehende RÜB Tobelbach abgerissen und neu gebaut worden. Das heutige RÜB Tobelbach ist als rundes Fangbecken (Durchmesser: 16 m) mit einem Gesamtvolumen von $V = 679 \text{ m}^3$ im Nebenanschluss dem RBF vorgeschaltet. Das statisch anrechenbare Kanalvolumen beträgt davon ca. 56 m^3 , das restliche Volumen verteilt sich auf den Überlauf, Kanal und Rundbecken. Der Drosselabfluss zur Kläranlage mit 25 l/s, erfolgt im Freispiegel und wird über ein MID gemessen. Wie beim RÜB Friedhofstraße ist sein Überlauf an den Tobelbach angeschlossen und seine Entlastung erfolgt in den RBF Tobelbach. Das RÜB wird mit Schmutz- und Regenwasser aus dem Einzugsgebiet Tobelbach (siehe Kap. 2.3.1) gespeist. Die Überlaufschwelle ist ebenfalls mit einer Rechenanlage und das Becken mit zwei Rührwerke zur Ausgestattet.

4.1.3 Dimensionierung und bauliche Gestaltung des RBF Tobelbach

Die Dimensionierung erfolgte gemäß LfU Arbeitsblatt „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ von 2002. Als Bemessungskriterien werden darin die hydraulische Flächenbelastung mit einer max. Stapelhöhe h_s von 30 m/a und einer max. Drosselabflussspende kleiner als $0,01 \text{ l/s} \cdot \text{m}^2$ zugrunde gelegt. Damit wird die jährlich aufgebrachte Feststofffracht vereinfacht begrenzt, die damals in der Regel nicht genau vorherbestimmt werden konnte.

Filterfläche A_F :	2.000 m^2
Stauvolumen:	$V = 2.000 \text{ m}^3$ bei einem Stauziel von 1,0 m oberhalb der Filterschicht
Max. Drosselabfluss Q_{Dr} :	10 l/s
Filtergeschwindigkeit v_F :	$0,018 \text{ m/h}$, sie bezieht sich auf den Quotienten von max. Filteroberfläche und Drosselabfluss.
Drosselabflussspende:	$q_{Dr,RBF} = 0,005 \text{ l/(s m}^2\text{)}$
Entleerung:	circa 2,5 Tage nach Vollbefüllung (1 m Einstau über dem Filter)

Seit der Umstellung 2005 auf das Merkblatt DWA-A 178 „Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“ ist stattdessen die feine Fraktion der Feststoffe (AFS₆₃) als Bemessungsgröße für die maximale spezifische Filterflächenbelastung auf $b_{krit} \leq 7 \text{ kg} / (\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und bei rein emissionsseitiger Betrachtung auch als Nachweisgröße eingeführt worden.

Die Drosselabflussspende des RBF Tobelbach ist einen Faktor 10 niedriger als nach DWA-A 178 ($q_{Dr, RBF} = 0,05 \text{ l} / (\text{s m}^2)$).

Nachfolgende Abbildung 4.2 zeigt den Aufbau des Filters im Schnitt. Als Abdichtung ist eine 2 mm dicke PE-Folie gewählt worden. Darüber 40 bis 60 cm Drainagekies 0/32 mit eingebauter Drainage (Vollsickerrohre DN 150 & DN 200). Die 80 cm Filterschicht besteht aus oberschwäbischen Moränensand (40 cm Natursand 0/2 mm und 40 cm Natursand 0/4 mm), der eine gute Versorgung mit Carbonat gewährleistet. Filter und Dränschicht werden durch kein Geotextil getrennt.

Das Filtermaterial ist mit Kettenbagger und Planierraupe verteilt und mittels Laser profilgerecht eingebaut worden. Durch diesen Maschineneinsatz könnte eine unregelmäßige Verdichtung erfolgt sein. Im Rahmen einer Bachelorarbeit erfolgte 2024 eine Überprüfung der Fertighöhe des RBF. Die Differenzen lagen im Bereich von $-2,7 \text{ cm}$ bis $+7,5 \text{ cm}$ (Maier 2024).

Das Filtersubstrat ist mit der Schilfgattung *Phragmites communis*⁷ bewachsen. Es wird einmal jährlich im Winter gemäht. Das Schnittgut wird abtransportiert.

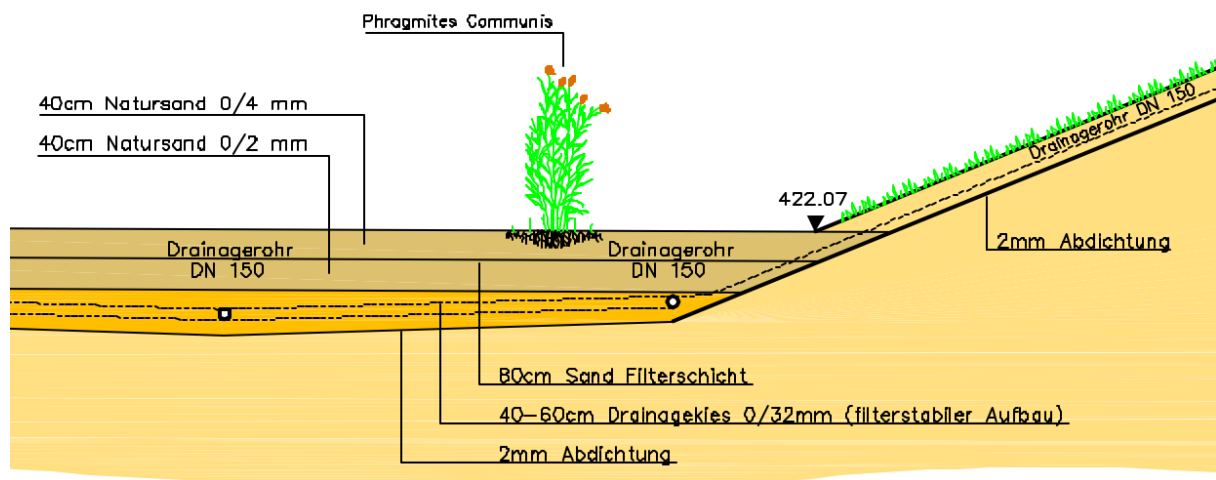


Abbildung 4.2: Schnitt durch den Tobelbach (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2000)

⁷ In der modernen Botanik ist der wissenschaftliche Name *Phragmites australis* gebräuchlich und bezeichnet die weltweit häufigste und am weitesten verbreitete Art der Gattung *Phragmites* (Schilfrohr)

4.1.4 Messtechnische Ausstattung

Die drei Bauwerke der RBFA besitzen folgende Messeinrichtungen:

- RÜB Tobelbach: MID im Hauptsammler Richtung KA Eriskirch
Zwei Füllstandsensoren mit Füllstandauswertgerät
- RÜB Friedhofstraße: MID im Hauptsammler Richtung KA Eriskirch
Zwei Füllstandsensoren mit Füllstandauswertgerät
- RBF Tobelbach: MID im Rohr Ablauf Tobelbach

4.2 RÜB Langenargener Straße

Das RÜB wird mit Schmutz- und Regenwasser zum einen aus dem Einzugsgebiet Langenargener Straße und zum anderen über den Drosselabfluss von vier RÜs (3237 Langenargener Straße, 176 Oberhof, Loretostraße & 2102 Ried) und zwei RÜB (Schäferhof & Manzenberg) gespeist (siehe Kap. 2).

Das RÜB Langenargener Straße ist als Durchlaufbecken im Nebenschluss mit einem Beckenvolumen von 1778 m³ gebaut und mit einem schwenkbaren Rührwerk ausgestattet. Der Drosselabfluss mit 90 l/s erfolgt im Freispiegel zur Kläranlage Eriskirch und wird über ein MID gemessen. Becken- und Klärüberlauf sind an den Tobelbach angeschlossen.

4.3 Probennahme und Untersuchungen

Im Rahmen dieses Projekts werden an verschiedenen Abwasseranlagen vielfältige Proben mit unterschiedlichen Zielsetzungen entnommen, wie im Folgenden näher beschrieben.

4.3.1 Probennahme Mischwasser und Ablauf RBF

Beprobt werden folgende Abwasseranlagen:

- Kläranlage Eriskirch bei Regenwetterzufluss
- Sielhäute der Regenwasserkanalisation und Regenüberlaufbecken im Stadtteil Bürgermoos
- RÜB Langenarger Straße
- Retentionsbodenfilter Tobelbach

Damit werden mehrere Ziele verfolgt:

- Überblick zu abwassertypischen Spurenstoffen einschließlich gebietsspezifischer Stoffe zu gewinnen,
- Vergleiche zwischen (Teil-)Einzugsbieten ziehen zu können,
- Vergleiche zwischen gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage und der Behandlung im RBF ziehen zu können.

4.3.1.1 Kläranlage Eriskirch bei Regenwetterzufluss

Ziel dieser Beprobung ist ein Screening, um Einzelsubstanzen zu identifizieren. Dabei wird nicht nur der Kläranlagenzulauf, sondern auch der Ablauf Nachklärung und der Kläranlagenablauf beprobt. Die Vorgehensweise des Kläranlagenscreening ist im Anhang 10.2.2 beschrieben. Entgegen der üblichen Kläranlagenbeprobung bei Trockenwetterzufluss wird hier bewusst bei Regenwetterbedingungen gemessen, um regenwasserbürtige Stoffe zu erfassen und die Behandlung in der Kläranlage mit der im RBF unter ähnlichen Randbedingungen vergleichen zu können.

4.3.1.2 Sielhäute

Sielhäute verfügen über eine Gedächtnisfunktion, sodass auch episodisch oder periodisch auftretende Stoffe detektiert werden können. Auch hier ist das Ziel der Beprobung, relevante Einzelsubstanzen zu identifizieren. Die Vorgehensweise ist ebenfalls im Anhang 10.2.1 erläutert.

Ein weiterer Vorteil von Sielhautuntersuchungen ist, dass die Probennahme unabhängig vom Wetter erfolgen kann. Der Aufwand für eine Ersteinschätzung zu vorkommenden Spurenstoffen ist somit bei Misch- und Regenwassereinleitstellen niedrig im Vergleich zur Installation automatischer Probennehmer und Messtechnik zur ereignis ausgelösten Probennahme.

4.3.1.3 RÜB Langenarger Straße

Zweck dieser Beprobung ist die Vergleichbarkeit der Abwasserzusammensetzung zwischen den Teileinzugsgebieten zu überprüfen. Dafür werden die identifizierten Spurenstoffe des RÜB Langenargener Straße (Innenstadt mit gewerblichen Betrieben und Krankenhaus im Einzugsgebiet) mit denen des Zufluss RBF Tobelbach (Altstadt und Wohngebiete im Einzugsgebiet) verglichen.

4.3.1.4 Retentionsbodenfilter Tobelbach

Der bestehende Retentionsbodenfilter Tobelbach wird beprobt, um die Spurenstoffentnahme eines konventionellen Mischwasser-RBF bewerten zu können.

Im Zeitraum von Juli bis September 2024 fanden insgesamt 5 Beprobungen statt. Tabelle 4.1 enthält Informationen zu den jeweiligen Terminen der Probenahme, der Dauer der Beschickungsereignisse sowie die zwischen den Beprobungen wetterabhängigen Vorgänge, wie Trockenzeitdauer und gegebenenfalls weitere Ereignisse.

Aus den Betriebsdaten des RBF lässt sich entnehmen, dass der geeignete Zeitraum für eine Beprobung des RÜB Langenargener Straße zwischen Mai und August liegt. Zusätzlich wird aus der Messdatenauswertung abgeleitet, dass das volumenmäßige Belastungsverhalten des zu konzipierenden RBF ähnlich zu dem des bestehenden RBF Tobelbach sein wird. Die Probenahme „Zulauf“ erfolgt ausschließlich über den Abschlag des RÜB Tobelbach in den RBF, da eine Beschickung über das RÜB Friedhofstraße seltener und in deutlich geringeren Mengen erfolgt.

Tabelle 4.1: Übersicht der Beprobungen und den dazwischenliegenden Trockenzeiten mit Anzahl der gemessenen Einzel-/Mischproben des RBF

Start		Ende	Dauer [d]	Trockenphase [d]	Bemerkung	Anzahl Proben	
						Zulauf	Ablauf
Juni	30.05.2024	07.06.2024	8,3				
				2,0			
	09.06.2024	13.06.2024	5,0				
				7,8			
	21.06.2024	26.06.2024	4,5				
Juli				8,0			
	03.07.2024	05.07.2024	1,3		1. Beprobung nur Küvetten-test*	6	3
				1,8			
	06.07.2024	09.07.2024	3,0				
				2,8			
	12.07.2024	19.07.2024	7,0		2. Beprobung	7	3
				2,5			
	22.07.2024	22.07.2024	1,0				
				5,5			
	28.07.2024	29.07.2024	1,0				
August				4,0			
	01.08.2024	04.08.2024	2,5				
				14,5			
	18.08.2024	22.08.2024	4,0		3. Beprobung	4	0
				2,5			
	25.08.2024	26.08.2024	2,0		4. Beprobung nur Spurenstoff-analyse	Jeweils eine Mischprobe	
September				13,0			
	08.09.2024	15.09.2024	7,0		5. Beprobung	6	10
				1,0			
	16.09.2024	19.09.2024	3,0				

*Versendete Probenmenge zu gering für Spurenstoffanalyse

Im Regenwetterfall wird der Probenehmer SP5 der Firma MAXX GmbH (s. Abbildung 4.3) durch automatische ereignisorientierte Ansteuerung über die Dauer eines Abschlagerereignisses gestartet.

Überschreitet die Füllstandsmessung einen bestimmten Mindestfüllwert (es kommt zum Überfall), so zieht der Probenehmer max. 3 Std. lang Proben. Innerhalb 30 min wird eine 2 L-Flasche zeitabhängig gefüllt. Mit max. Kapazität füllt dabei das Gerät 4-mal sein Zwischenvolumen von 500 ml und entleert es in eine Flasche. Anschließend wechselt es zur nächsten Flasche. Insgesamt stehen somit max. 6 Flaschen mit einem Gesamtvolumen von 12 L pro Ereignis zur Verfügung. Dauert ein Ereignis über 3 Std. an, wird die darüberhinausgehende Zeit nicht beprobt. Bei einem kürzeren Ereignis stoppt das Gerät eigenständig früher. Mit dieser Einstellung wird gewährleistet, dass eine größtmögliche Menge an Spülstoß erfasst wird. Nicht immer war die Probenahme erfolgreich: so konnte bei der 3. Beprobung nur Proben aus dem Zulauf gewonnen werden.

Der Ablauf des RBF wird konventionell mengenproportional beprobt mit einem MAXX SP4 Probenehmer der Firma MAXX GmbH (s. Abbildung 4.4). Dabei wird eine Flasche pro Tag gefüllt.



Abbildung 4.3: Probenehmer Ablauf RBF To-belbach (eigene Aufnahme)



Abbildung 4.4: MAXX Probenehmer mit Flaschenrack, RÜB Langenargener Straße (eigene Aufnahme)

4.3.2 Probentransport und Aufbewahrung

Eine kontinuierliche Kühlung der Proben des Mischwassers wurde während der Beprobung im Probenehmer, des Transports und der Lagerung bis zur Analyse sichergestellt. Die vom Probenehmers entnommene Proben wurden entweder in Glasflaschen oder in 5-Liter Kanister aus HDPE-Kunststoff für destilliertes Wasser abgefüllt und aufbewahrt.

Die wassertypischen Standardparameter wurden innerhalb zwei Stunden im Labor für Siedlungswasserwirtschaft der Hochschule Biberach nach Probenahme bestimmt. Die Spurenstoffanalytik konnte auch an zwischenzeitlich eingefrorenen wässrigen Proben ohne Qualitätsverlust durchgeführt werden.

4.3.3 Spurenstoffanalytik

Die Spurenstoffanalytik erfolgte am Lehr- und Forschungslabor des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart. Die Probenaufarbeitung wurde nach Zugabe von Isotopenstandards in bekannter Menge mittels Festphasenextraktion (SPE) durchgeführt. Die Analyse der organischen Spurenstoffe erfolgte mittels GC-MS und HPLC/MSMS.

Um nicht nur die gelösten, sondern auch die partikelgebundene Spurenstoffe vollständig zu erfassen wurden die wässrigen Proben vor der Analyse - entgegen den Handlungsempfehlungen des KomS - (Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW 2018) zur Probenaufbereitung nicht filtriert. Die Anzahl der Einzelmessungen je beprobtem Ereignis ist in Tabelle 4.1 aufgeführt, zur Reduzierung des analytischen Aufwands wurde bei der dritten Beprobung jeweils eine Mischprobe von Zu- und Ablauf erstellt und analysiert.

4.3.4 Ergänzende Untersuchungen zu gewässertypischen Standardparametern

Neben den organischen Spurenstoffen sind weitere Parameter laut Tabelle 4.2 ermittelt worden.

Tabelle 4.2: Zur Messung ausgewählte gewässertypische Standardparameter im Zu- und Ablauf des RBF

Untersuchte Parameter	Analytik	Messverfahren
Zehr- und Nährstoffe	NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- PO_4^- , P_{ges}	Photometrisch - Küvetten-schnelltest
Summenparameter	CSB	
Elektrolyte	Elektr. Leitfähigkeit, pH-Wert	Elektronisch
Sonstiges	Temperatur	

Nicht alle der aufgeführten Parameter konnten von Beginn an gemessen werden. Grund waren zum einen fehlende Ausstattung und Probleme bei der Messung, die erst im Verlauf gelöst werden konnten. Weiterhin waren einige Parameter möglichst zeitnah nach der Probenahme zu bestimmen, um durch Ab- und Umbauprozesse hervorgerufene Verfälschungen zu vermeiden. Bedingt durch die Unvorhersehbarkeit eines jeden Einstauereignisses musste teilweise auf diese spezifischen Bestimmungen verzichtet werden. Jedoch sind die Einflüsse auf persistente Spurenstoffe gering, sodass diese Analysen durchgeführt wurden.

Die Küvetten-schnelltests wurden nach Herstellerangaben in Doppelbestimmung für jeweils die erste und die letzte gewonnene Probe eines Ereignisses durchgeführt. Ziel ist, die Prozesse CSB-Elimination, Sorption von Ammonium und Nitrifikation sowie Phosphorelimination im RBF einzuschätzen.

4.3.5 Probennahme Filterkörper für Säulenversuche

Im Rahmen von Säulenversuchen wurden Bodenproben des RBF mittig und in der Nähe beider RÜB mittels eines Spiralbohrers genommen, dazu wurde zuerst die Deckschicht mit einem Spaten entfernt. Abbildung 4.5 zeigt die genaue Lage der Entnahmeorte. Während die Deckschicht in der Nähe RÜB Tobelbach eine Dicke von 20 - 25 cm aufwies mit sehr dichten Schilfbewuchs, betrug die Deckschicht in der Nähe RÜB Friedhofsstraße nur 5 bis 10 cm mit nur lichten Schilfbewuchs mit teilweise kahlen Stellen. Diese unterschiedlichen Sedimentschichten geben Hinweis darauf, dass das RBF über die Einleitstelle des RÜB Tobelbach mit weit mehr Wasser versorgt wird als über die Einleitstelle RÜB Friedhofsstraße. Eine Luftbildaufnahme (Abbildung 2.6) vom Juli 2025 verdeutlicht ebenfalls den unterschiedlichen Schilfbewuchs an beiden Zulaufpunkten.



Abbildung 4.5: Entnahmestort der Bodenproben der RBF Tobelbach (Darstellung auf Basis Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2020)

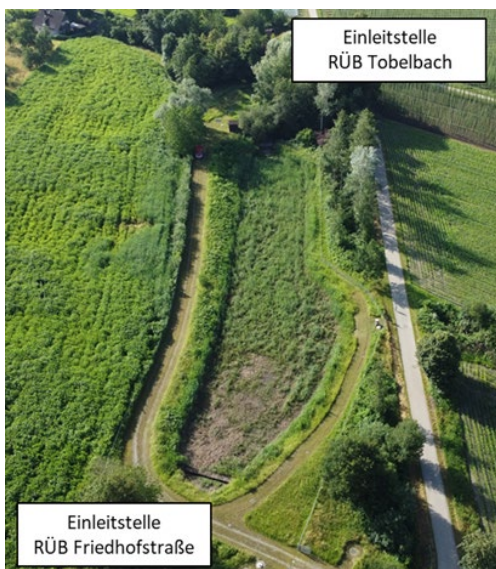


Abbildung 4.6: Luftbildaufnahme des RBF Tobelbach, Juli 2024, (nachZwisler GmbH 2024, modifiziert)

5 Ergebnisse des Monitorings

5.1 Allgemeines

In Kapitel 3 wurden Spurenstoffe nach ihren Herkunftsbereichen ausgewählt und nach ihren erwartbaren Stoffeigenschaften eingruppiert. Bei einigen Stoffen war bereits abzusehen, dass sie bei Regenwetter im Zulauf des RBF in Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (BG) vorliegen. Andere Stoffe konnten aufgrund der niedrigen Konzentrationen und des verfügbaren Probenvolumens nicht analysiert werden. In nachfolgenden Tabellen sind die beim Monitoring analysierten Stoffe aufgelistet.

Tabelle 5.1: Erfolgreich gemessene schmutzwasserbürtige Spurenstoffe

Schmutzwasser			
	Haushalt	Gewerbe & Produktion	Medikamente
Wasserphase & abbaubar	Coffein DEET (Insektenschutzmittel, saisonal) Methyldihydrojasmonat (DHJ) Phenoxyethanol (POP-1) Phenoxypropanol (POP-2) Tetraacetyldiethenamin (TAED)	Dodecyl-trimethylammoniumhalogenid (QAV-1) Tetradecyl-trimethylammoniumhalogenid (QAV-2) (beide sind Desinfektionsmittel, auch Haushalt)	Gabapentin Ibuprofen & Ibuprofen-OH & Ibuprofen-COOH Lidocain Tramadol, O-Desmethyltramadol Venlafaxin
Wasserphase & persistent	1H-Benzotriazol	TCEP TCPP TDCPP	Candesartan Carbamazepin Diclofenac Irbesartan Metoprolol Sulfamethoxazol
Partikelphase & abbaubar	Galaxolid (HHCB) Patchouli-Ethanon (OTNE)	Benzophenon (Gewerbe und Haushalt)	
Partikelphase & persistent	Tonalid (AHTN) Galaxolidon (HHCB-Lactone)	TPP	

Tabelle 5.2: Erfolgreich gemessene regenwasserbürtige Spurenstoffe

Regen- & Niederschlagswasser			
	Bebauung	Verkehrsflächen	Landwirtschaft / Grünflächen
Wasserphase & abbaubar			
Wasserphase & persistent	Mecoprop		(Mecoprop)
Partikelphase & abbaubar		Benzothiazol 2-Methylthiobenzothiazol	
Partikelphase & persistent	Terbutryn		

5.2 Vergleich Mischwasserentlastung RÜB Langenargener Straße mit RÜB Tobelbach

Mithilfe dieses Screenings soll der Einfluss der Gewerbebetriebe und des Krankenhauses auf die Zusammensetzung des Mischwassers im Zulauf des geplanten RBF am RÜB Langenargener Straße überprüft werden. Dafür werden die identifizierten Spurenstoffe des RÜB Langenargener Straße (Innenstadt mit gewerblichen Betrieben und Krankenhaus im Einzugsgebiet) mit denen des RÜB Tobelbach (Altstadt und Wohngebiet im Einzugsgebiet) verglichen.

Dies gelang bei zwei Ereignissen, bei einem weiteren Ereignis fiel der Probennehmer am RÜB Tobelbach aus. Zur Auswertung sind die Spurenstoffe in drei Gruppen (Pestizide, Pharmazeutische Wirkstoffe, Industriechemikalien) zusammengefasst worden. Eine Übersicht der Konzentrationen aus drei Entlastungsereignissen am RÜB Langenargener Straße bietet Abbildung 5.1. Die Höhe der jeweiligen Stoffkonzentration ist stark von der Verdünnung mit Regenwasser abhängig, sie kann somit bei jedem Regenereignis anders sein. Festzustellen ist, dass die Verhältnisse der Stoffkonzentrationen zueinander bei den drei Ereignissen ähnlich sind. Bei den Pestiziden könnte die Jahreszeit und Witterung einen Einfluss auf die Konzentrationshöhe haben.

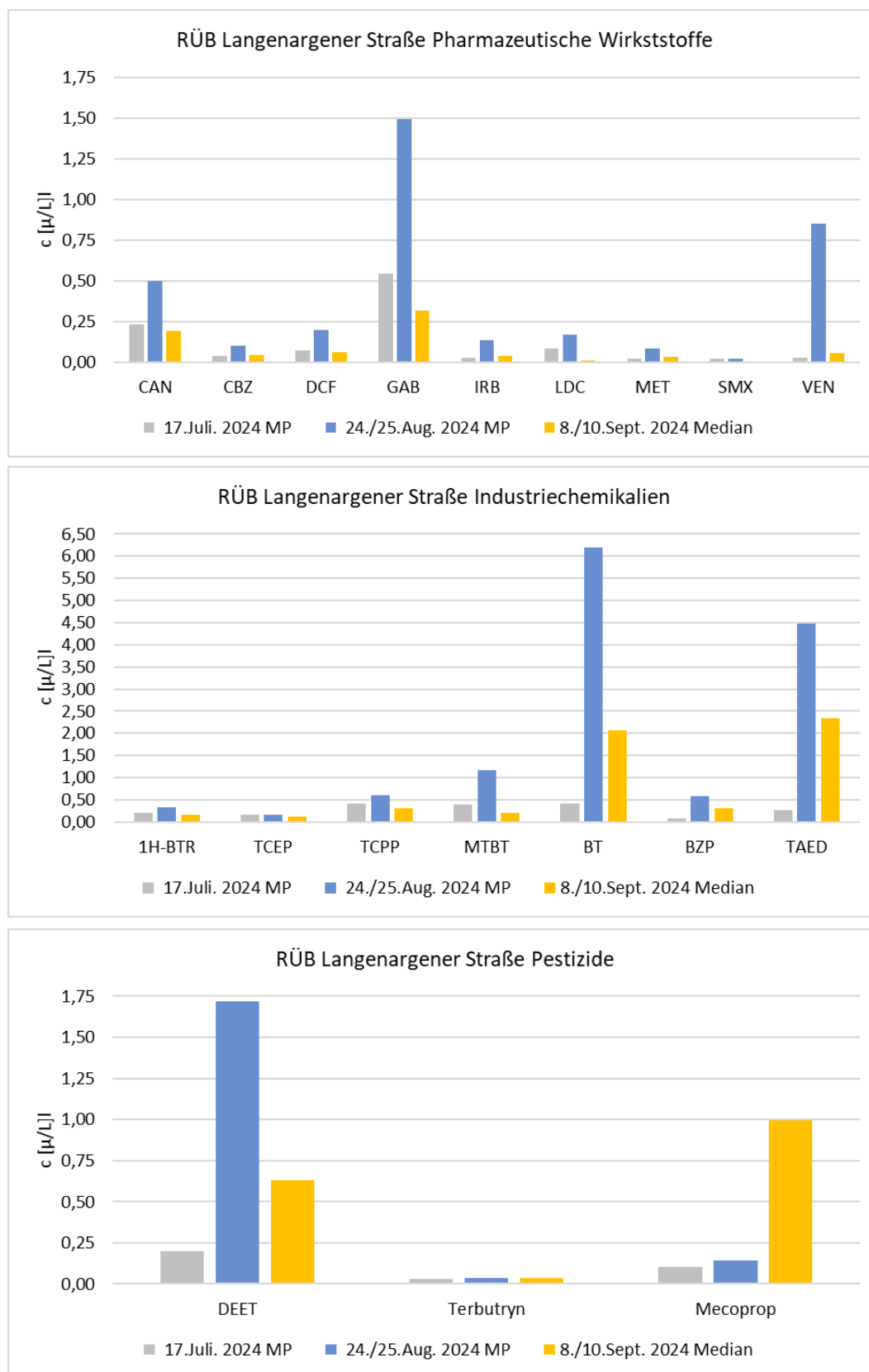


Abbildung 5.1: RÜB Langenargener Straße Konzentration Mischwasserentlastung

In Abbildung 5.2 werden die Konzentration der Mischwasserentlastung aus RÜB Langenargener Straße mit denen aus RÜB Tobelbach verglichen, um Unterschiede bei der Abwasserzusammensetzung in den beiden Einzugsgebieten erkennen zu können.



Abbildung 5.2: Gemessene Spurenstoffe Vergleich - RÜB Langenargener Straße mit RÜB Tobelbach

Die Stoffverteilungsmuster sind bei den pharmazeutischen Wirkstoffen für beide Einzugsgebiete ähnlich. Das Stoffverteilungsmuster der pharmazeutischen Wirkstoffe orientiert sich an den Verschreibungsgewohnheiten der ansässigen Ärzte. Eine Ortsbestimmung der Quellen ist nicht möglich. Anhand dieses Vergleichs lässt sich festhalten, dass das Krankenhaus in Tettngang im Einzugsgebiet RÜB Langenargener Straße keinen signifikanten Einfluss auf die Stoffverteilungsmuster der untersuchten Spurenstoffe hat.

Bei den Industriechemikalien bildet die Chemikalie TBPO (2,4,6-Tri-tert-butylphenoxy) eine Ausnahme, das unter anderem im Textildruck verwendet wird. Es ist ein Abbauprodukt von Flammschutzmittel. Da es in hoher Konzentration einzig im Ablauf des RÜB Langenargener Straße zu finden ist, kann von einer Punktquelle in diesem Einzugsgebiet ausgegangen werden.

Aus diesen Ergebnissen lassen sich für Monitorings folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Die Verteilmuster für pharmazeutische Wirkstoffe sind bei entsprechender Siedlungsgröße ähnlich, sodass das Verteilmuster eines Teileinzugsgebietes mit guter Annäherung auf andere Teileinzugsgebiete übertragbar wäre. Für Industriechemikalien können allerdings je nach angesiedelten Firmen Unterschiede auftreten. Das Monitoring mehrere Entlastungsanlagen könnte unter Beachtung der lokalen Randbedingungen (Einwohner in Teileinzugsgebieten, Industriebetriebe) auf eine Beispielenlastungsanlage reduziert oder auf problematische Einleitstellen fokussiert werden.
- Die Verteilmuster einzelner Stoffe, die periodisch oder episodisch eingesetzt werden, könnten je nach Zeitpunkt der Probenahme variieren. Bei pharmazeutischen Wirkstoffen könnte der Entlastungszeitpunkt eine Rolle einnehmen, bei Industriechemikalien der Werktag oder Produktionszyklen. Dies ist je nach Zielsetzung des Monitorings entsprechend zu beachten.

5.3 Vergleich Mischwasserentlastungen mit Kläranlagenzufluss

Mischwasserentlastungsereignisse an RÜB sind schwer zu beproben, da

- die Chance zur Probennahme witterungsabhängig ist,
- die ereignisabhängige Probennahme von Rohabwasser störanfällig ist,
- Probennahmevermögen und -zeitintervalle vorher einzustellen sind, das Entlastungsereignis aber über das Vollfüllen der Probeflaschen hinaus womöglich länger andauert und
- die Konzentrationen sich durch die Verdünnung bei Regenabfluss verändern.

Im vorherigen Kapitel konnte bereits gezeigt werden, dass die Stoffverteilungsmuster in den verschiedenen Einzugsgebieten sehr ähnlich sein können (sofern keine besonderen, gewerbliche Indirekteinleiter im Einzugsgebiet angesiedelt sind). Daher werden die Spurenstoff-Konzentrationen aus den beprobten Entlastungsereignissen mit denen im Ablauf Vorklärun der Kläranlage Eriskirch an einem Tag mit Regenwetterzufluss verglichen (s. Abbildung 5.3). Auch wenn die Konzentrationen in der Mischwasserentlastung deutlich niedriger sind als im Zulauf zur biologischen Stufe, zeigen sich sehr ähnliche Stoffverteilungsmuster.

Somit könnte für ein einfaches Spurenstoffscreening zur Mischwasserentlastung auch auf Proben von der Kläranlage (bei entsprechend ausgeprägter Regenwetterbelastung) und ggf. auf Sielhäute an den RÜB-Einleitstellen zurückgegriffen werden, sodass auf eine aufwendige Installation und Inbetriebnahme eines Probenehmers am RÜB verzichtet werden könnte. Auch könnte so Mischwasser zur Beschickung von Versuchsanlagen gewonnen werden (s.a. Kapitel 6).

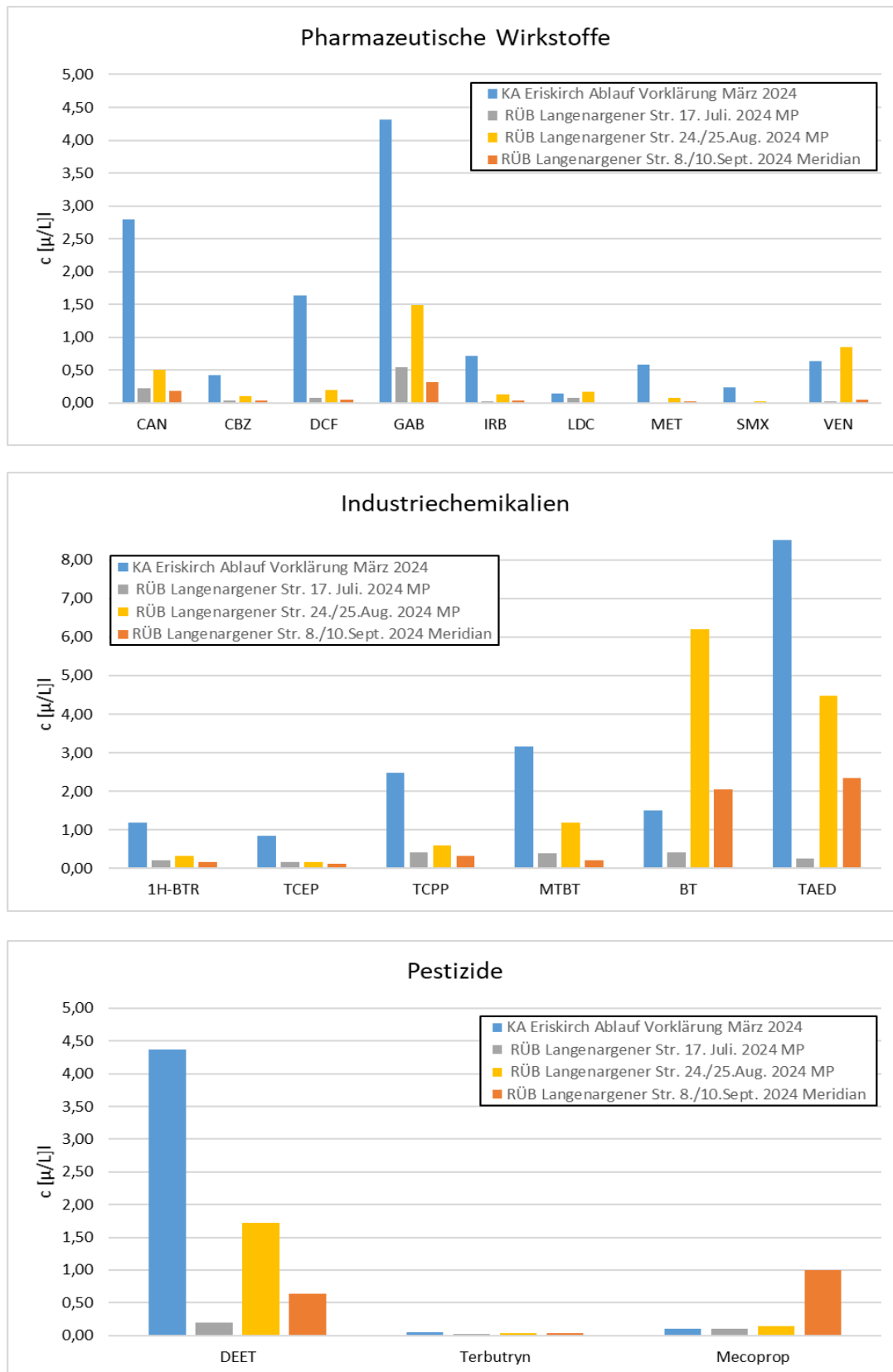


Abbildung 5.3: Gemessene Spurenstoffe Vergleich – KA Eriskirch Ablauf Vorklärung mit RÜB Langenargener Straße

5.4 Gewässertypische Standardparametern am RBF Tobelbach

Nachfolgend werden die Ergebnisse für gewässertypischen Standardparameter (s. Tabelle 4.2) dargestellt und diskutiert.

5.4.1 pH-Wert und Leitfähigkeit

Für einige Spurenstoffe beeinflusst der pH-Wert die Verteilung in die Wasser- oder Partikelphase (s. Kapitel 3.4). Bei einer Änderung des pH-Werts im Filterkörper können sich somit auch die Konzentrationsverhältnisse zwischen Partikel- und Wasserphase verschieben und dies die Eliminationsleistung beeinträchtigen.

Beim RBF Tobelbach ist aufgrund der Drosselabflussspende eine Nitrifikation zu erwarten, bei der Säure entsteht. Um die Säure zu puffern, ist die Filterschicht mit oberschwäbischen Moränensand ausgestattet, der eine hohe Carbonatausstattung aufweist.

Die Messungen im Zu- und Ablauf des RBF zeigen, dass der pH-Wert leicht ansteigt (s. Abbildung 5.4). Ebenso steigt die Leitfähigkeit an (Abbildung 5.5). Vermutlich ist das darauf zurückzuführen, dass das CO_2 als Abbauprodukt von kohlenstoffhaltigen Verbindungen das Karbonat aus dem oberschwäbischen Moränensand in Lösung bringt - analog zur Aufhärtung bei der Trinkwasseraufbereitung.

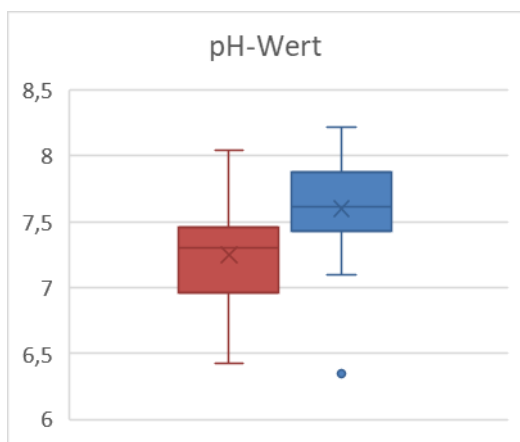


Abbildung 5.4: pH-Werte gemessen in Zulauf- (n = 27) und Ablaufproben (n = 17) über alle beprobten Ereignisse

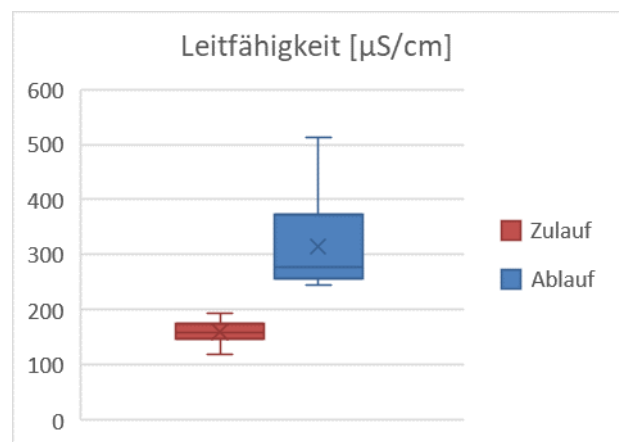


Abbildung 5.5: Leitfähigkeit in $\mu\text{S/cm}$ gemessen in Zulauf- (n = 27) und Ablaufproben (n = 17) über alle beprobten Ereignisse.

Ein Zusammenhang zwischen Spurenstoffkonzentrationen und Leitfähigkeit ist nicht erkennbar. Ebenfalls kann kein Muster in den gemessenen Werten im zeitlichen Verlauf eines beprobten Ereignisses festgestellt werden.

5.4.2 CSB

Im Zulauf wurden acht Einzelproben analysiert, da dort die Schwankungsbreite sehr ausgeprägt ist (s.a. Abbildung 5.6). Im Drosselablauf werden dagegen stabil niedrige Konzentrationen gemessen. Die Eliminationsleistung für den homogenisierten CSB liegt > 80 %, für den (membran-)filtrierten CSB ist sie deutlich niedriger.

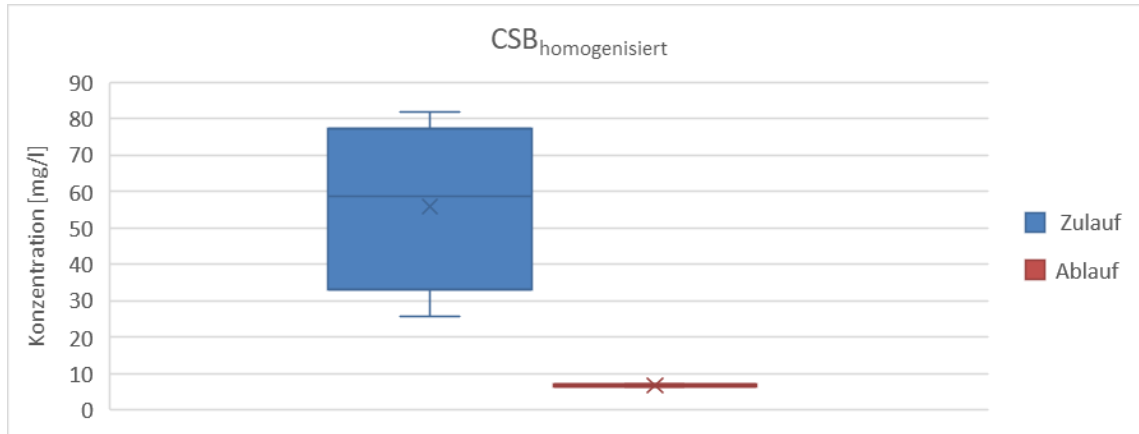


Abbildung 5.6: Chemischer Sauerstoffbedarf, gemessen in homogenisierten Zulauf- (n = 8) und Ablaufproben (n = 4) über alle beprobten Ereignisse

5.4.3 Nitrifikation

Der RBF Tobelbach ist für eine sehr niedrige Drosselabflussspende ausgelegt, sodass eine Nitrifikation zu erwarten ist.

Der RBF Tobelbach zeigt bei den erfassten Beschickungen eine weitgehende Ammoniumreduktion auf (Abbildung 5.7). Im Ablauf des RBF wurden deutlich höhere Nitratkonzentrationen gemessen, allerdings nicht zum Beginn der Beschickung, sondern gegen Ende der Beprobung. Die Nitritkonzentrationen sind im Drosselablauf stabil niedrig (Abbildung 5.8). Es kann davon ausgegangen werden, dass das Ammonium unter aeroben Bedingungen weitestgehend zu Nitrat oxidiert wird.

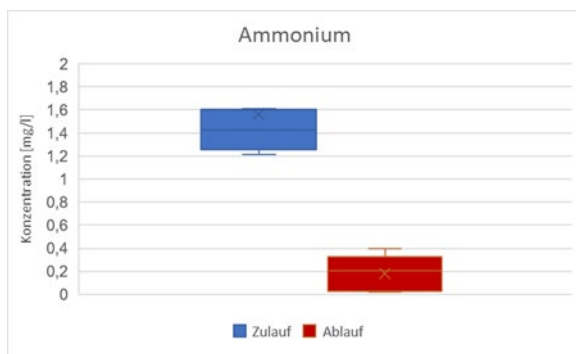


Abbildung 5.7: Ammoniumkonzentration, gemessen in Zulauf (n = 12) und Ablaufproben (n = 9) über alle beprobten Ereignisse

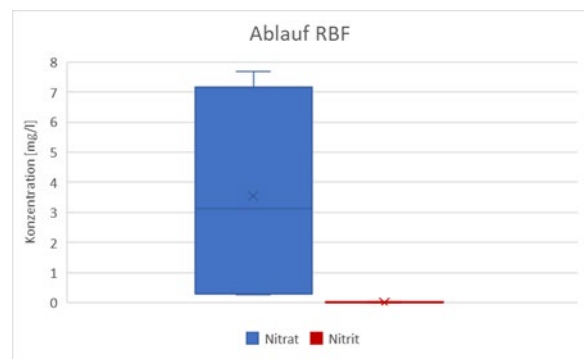


Abbildung 5.8: Nitrat- und Nitritkonzentrationen im Drosselablauf des RBF Tobelbach (jeweils n = 8)

5.4.4 Phosphor

Eine gezielte Phosphorelimination ist beim RBF Tobelbach nicht vorgesehen. Im zufließenden Mischwasser liegt das Verhältnis zwischen $\text{PO}_4\text{-P}$ und P_{ges} im üblichen Rahmen von kommunalem Abwasser.

Im Drosselablauf des RBF sind niedrigere P_{ges} -Konzentrationen und vergleichbare $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen wie im RBF-Zulauf festzustellen. Ein Teil des partikulären Phosphors wird im Filterbett zurückgehalten. Anhand der vorliegenden Messwerte ist keine relevante Phosphorelimination festzustellen.

5.5 Spurenstoffentnahmewirkungen des konventionellen Mischwasser-RBF Tobelbach

Nachfolgend werden die Konzentrationen von Zu- und Ablauf des RBF für die vier beprobten Ereignisse dargestellt, die Eliminationen je Ereignis anhand der Medianwerte⁸ verglichen und anhand der Stoffeigenschaften eingeordnet. Für die beprobten Ereignisse konnten verschiedene Anzahlen an Einzelproben genommen und teilweise als Mischproben analysiert werden (s. Tabelle 4.1). Die Anzahl der Proben ist in den Grafiken in der unteren Zeile angegeben, die Werte vom 24./25.8. wurden aus einer Mischprobe gemessen.

Aufgrund der Komplexität der Beprobung ergeben sich einige methodische Einschränkungen für die Auswertung: Ein direkter Vergleich der Ereignisse ist nur bedingt möglich, da sowohl die Anzahl der Einzelproben als auch die zeitlichen Abstände zwischen deren Entnahmen variieren. Insbesondere bei stark schwankenden Entlastungseignissen ergeben sich Varianzen bei der Befülldauer der einzelnen Probeflaschen aufgrund der ereignis ausgelösten Probennahme und der Probenehmer-Einstellungen.

Zur Plausibilitätskontrolle wird auch der zeitliche Konzentrationsverlauf innerhalb der einzelnen Ereignisse betrachtet. Dabei gelten die genannten Einschränkungen ebenfalls, sodass auf eine graphische Darstellung verzichtet wurde.

Die Eingruppierung der Substanzen zu den jeweiligen Stoffeigenschaften erfolgt anhand ihres erwartbaren Verhaltens (s.a. Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3). Es ist jedoch zu beachten, dass bei einigen Stoffen das Stoffverhalten nicht eindeutig, sondern eher tendenziell einordbar ist. Zudem ist das Stoffverhalten von Randbedingungen wie pH-Wert abhängig und somit wandelbar. Die Verknüpfung der (erwartbaren) Stoffeigenschaften mit den Prozessen soll dazu dienen, das komplexe Zusammenwirken verschiedener Prozesse im RBF besser zu verstehen und verfahrenstechnische Hinweise zur Gestaltung und Auslegung von Neubauten zu erhalten.

5.5.1 Abbaubare Spurenstoffe in der Wasserphase

Biologische Abbauprozesse tragen in relevanter Weise zur Entfernung organischer Spurenstoffe im RBF bei. Anders als physikalisch-chemische Mechanismen wie Filtration oder Sorption basieren sie auf der Aktivität mikrobieller Gemeinschaften im Filterkörper, die in der Lage sind, bestimmte Substanzen enzymatisch zu transformieren oder vollständig zu mineralisieren. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass biologische Prozesse im RBF in der Regel nicht isoliert ablaufen.

⁸ Der Median ist der mittlere Wert, wenn die Daten sortiert werden. Anders als der Mittelwert ist er robuster gegenüber Ausreißern und bietet ein besseres Maß für die zentrale Tendenz bei schiefen Daten.

Der erzielte Eliminationsgrad hängt von der Abbaugeschwindigkeit bzw. der verfügbaren Kontaktzeit ab. Die Abbaugeschwindigkeit wiederum wird durch die Verfügbarkeit von Sauerstoff (als Substrat), die Menge an Mikroorganismen sowie die Substratkonzentration beeinflusst. Je weniger Mikroorganismen, je niedriger die Spurenstoffkonzentration, desto langsamer wird die Abbaugeschwindigkeit und umso niedriger wird der Eliminationsgrad bei einer entsprechenden Kontaktzeit. Dies erklärt die unterschiedlichen Eliminationsgrade der verschiedenen abbaubaren Spurenstoffe.

Viele dieser Stoffe werden in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch bei Regenwetterzufluss gut abgebaut (s. a. Anhang 10.2.2):

- 90 %: Tetraacetylenylendiamin (TAED), Ibuprofen (IBU), IBU-OH, IBU-COOH, Dodecyltrimethylammoniumhalogenid (QAV-1), Methylhydrojasmonat (DHJ). Phenoxypropanol (POP-2)
- 80 % bis 90 %: Phenoxyethanol (POP-1), Gabapentin (GAB), Methylhydrojasmonat (DEET)

Einige werden trotz der Eingruppierung „abbaubar“ kaum eliminiert:

- < 30 %: Lidocain (LDC), Tramadol (TRA), O-Desmethyltramadol (TRA, O-DESM)

Der Bleichmittelaktivator Tetraacetylenylendiamin (TAED) weist über die vier beprobten Ereignisse Zulaufkonzentrationen zwischen 1 µg/L und 4 µg/L auf. Die Ablaufkonzentrationen liegen durchgehend nahe der Bestimmungsgrenze, was rechnerisch zu Eliminationsraten nahe 100 % führt (s. Abbildung 5.9). Aufgrund der chemischen Eigenschaften von TAED kann daraus geschlossen werden, dass bei sämtlichen beprobten Ereignissen aeroben Bedingungen im Retentionsbodenfilter (RBF) vorlagen, da ein abiotischer Zerfall von TAED ausschließlich unter solchen Bedingungen durch Hydrolyse erfolgt (HERA 2002).

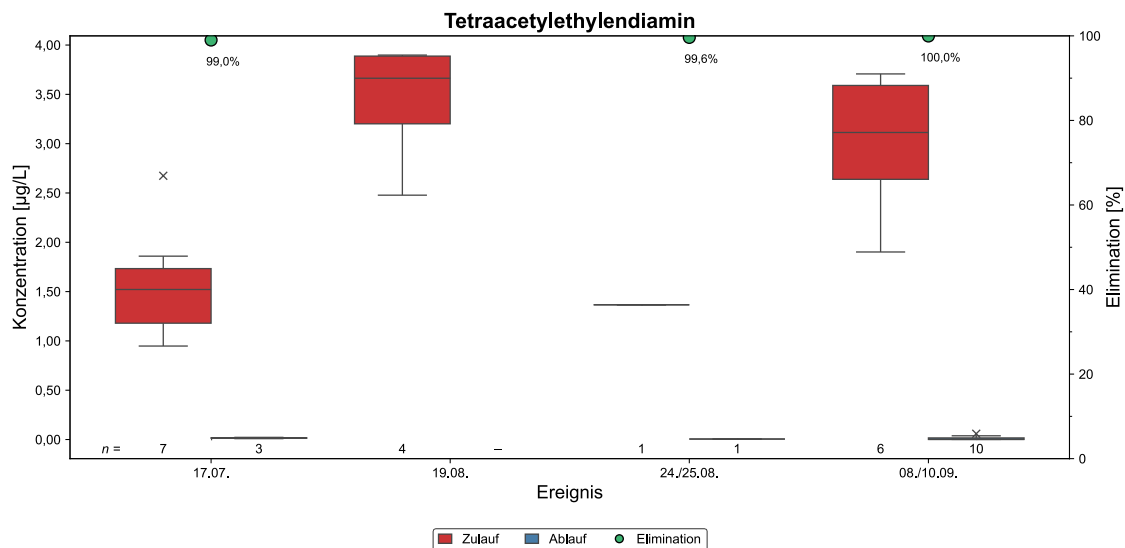


Abbildung 5.9: Konzentrationen von Tetraacetylenylendiamin (TAED) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Auch beim Arzneistoff Ibuprofen (IBU) zeigen sich deutlich ausgeprägtere Konzentrationsschwankungen im Zu- als im Ablauf (s. Abbildung 5.10). Dies deutet wie bei TAED auf eine reale Elimination im RBF hin, wenn auch nicht so gut wie TAED. Die Eliminationsgrade schwanken je nach Beschickungseignis zwischen 55 und 87 %. Beim Projekt SchussenAktivplus wurden für Ibuprofen eine Elimination > 90 % festgestellt (Triebskorn 2017).

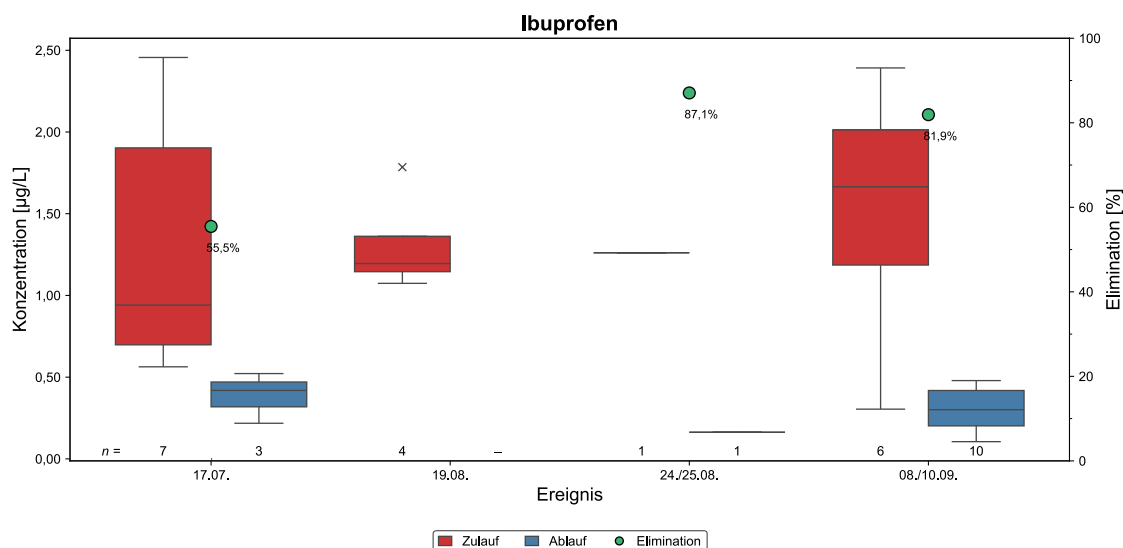


Abbildung 5.10: Konzentrationen von Ibuprofen (IBU) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Durch die ebenfalls gemessenen Transformationsprodukte Ibuprofen-OH und Ibuprofen-COOH (s. Anhang) lässt sich die biologische Transformation nachverfolgen. Diese sind bekanntermaßen schlechter biologisch abbaubar, zeigen jedoch im Zulauf ähnliche Konzentrationen wie die Ursprungssubstanz, da sie beispielsweise schon im Anwender transformiert wurden. Tabelle 5.3 zeigen die Konzentrationen im Zu- und Ablauf und die Eliminationen im Vergleich.

Tabelle 5.3: Konzentrationen und Elimination von Ibuprofen und dessen Transformationsprodukte

Substanz	Zulaufkonzentration [µg/l]	Ablaufkonzentration [µg/l]	Mittlere Elimination [%]
Ibuprofen	0,304 - 2,46	0,105 - 0,522	56 - 87
Ibuprofen-OH	0,646 - 2,87	0,082 - 1,32	44 - 87
Ibuprofen-COOH	0,639 - 3,03	0,227 - 6,62	8 - 61

Neben TAED und Ibuprofen werden auch Lidocain (LDC) und Dodecyltrimethylammoniumhalogenid (QAV-1) gut, d.h. mehr als zu 80 % eliminiert. Andere Stoffe, die von ihren Eigenschaften als biologisch abbaubar eingeordnet sind, werden dagegen im RBF Tobelbach erheblich schlechter eliminiert (s. Anhang 10.2.2):

- < 30 %: Phenoxyethanol (POP-1), Gabapentin (GAB),
- 30 bis 60%: Methyldihydrojasmonat (DHJ), Phenoxypropanol (POP-2), N,N-Diethyltoluamid (DEET), Tramadol (TRA), O-Desmethyltramadol (TRA, O-DESM)

Bei Gabapentin schwankt die Elimination zwischen den einzelnen Beschickungsereignissen sehr stark. Ähnliches gilt für Tramadol, welches bei zwei Ereignissen gut, bei einem weiteren jedoch gar nicht eliminiert wurde.

Viele abbaubare, in der Wasserphase befindlichen Stoffe werden in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch > 80 % eliminiert. Die Elimination im RBF Tobelbach ist dagegen bei vielen Stoffen nicht ganz so hoch (s. Tabelle 5.4). Vermutlich lässt sich das auf die Abbaugeschwindigkeit und die Sauerstoffverfügbarkeit zurückzuführen. Während die Aufenthaltszeit im belüfteten Teil des Belebungsbeckens mindestens 1,6 Stunden und im Mittel rund 5 Stunden beträgt, wird im RBF ausgehend von einer Deckschichthöhe zwischen 10 und 20 cm und einem Drosselabfluss von 10 l / s eine Kontaktzeit zwischen 5 und 11 Stunden erreicht. Das Nitrifikationsbecken wird intensiv belüftet, während der Sauerstoff im Filterkörper und insbesondere in der biologisch aktiven Deckschicht entsprechend der Belastung gezehrt wird. Mit abnehmendem Sauerstoff in der Deckschicht vermindern sich die Abbau-geschwindigkeiten. Bei vollständiger Zehrung des Sauerstoffs kommen die Abbaureaktionen zum Erliegen, sodass viele Stoffe nur zum Teil im RBF abgebaut werden.

Auffällig ist die höhere Elimination von Lidocain (LDO) und Tramadol (TRA) im RBF. Hier wird vermutet, dass sorptive Prozesse ergänzend wirken.

Tabelle 5.4: Vergleich der Spurenstoffeliminationen in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch und im RBF Tobelbach für abbaubare Stoffe in der Wasserphase

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Elimination in KA Eriskirch bei RW ²		Elimination im RBF Tobelbach ³
Pharmaka + Transformationsprodukte	Gabapentin	GAB	WP, abb			SS
	Ibuprofen	IBU	WP, abb			
	Ibuprofen-OH	IBU-OH	WP, abb			
	Ibuprofen-COOH	IBU-COOH	WP, abb			
	Lidocain	LDC	WP, abb			
	Tramadol	TRAM	WP, abb			SS
	O-Desmethyl-Tramadol	TRAM O-DESM	WP, abb	entsteht		SSS
	Venlafaxin	VEN	WP, abb			S
Industriechemikalie	Methyl-dihydro-jasmonat	DHJ	WP, abb			
Pestizid	N,N-Diethyltoluamid	DEET	WP, abb			SS
Sonstige	Coffein	COFFEIN	WP, abb			
	Phenoxyethanol	POP-1	WP, abb			SS
	Phenoxypropanol	POP-2	WP, abb			SS
	N,N,N',N'-Tetraacetyl-ethendiamin	TAED	WP, abb			
Eliminationskategorien		≥ 90 %	80 bis < 90 %	60 bis < 80 %	30 bis < 60 %	< 30 %

Legende: ¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (Eingruppierung s. Kapitel 3.6)

² März 2024, korrespondierende 24 h-Mischprobe, Proben gefiltert

³ S schwankend SS stark schwankend SSS sehr stark schwankend

5.5.2 Abbaubare Spurenstoffe in der Partikelphase

In der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch werden Spurenstoffe mit diesen Stoffeigenschaften ganz unterschiedlich eliminiert (s. a. Anhang 10.2.2):

- > 80 % Methylthiobenzothiazol (MTBT) und Benzothiazol (BT)
- 30 bis 60 %: Galaxolid (HHBC) und Patchouli-Ethanon (OTNE)

Im RBF werden dagegen Methylthiobenzothiazol (MTBT) und Benzothiazol (BT) weniger gut und Galaxolid (HHBC) und Patchouli-Ethanon (OTNE) besser eliminiert.

Der Duftstoff Galaxolid (HHBC) kommt partikelgebunden im Mischwasser auf den RBF und wird dort auch biologisch transformiert (s. Abbildung 5.11). Es kann hier von einem *trap and treat* -Prozess gesprochen werden: Nach der Fixierung im Filter erfolgt die Umsetzung durch Mikroorganismen und ggf. oxidative Prozesse zu Galaxolidon (HHBC-Lacton). Dieses Transformationsprodukt ist selbst nur schwer abbaubar. Schon im Zulauf zum RBF ist das Transformationsprodukt bei stabilen Konzentrationen über die Ereignisse hinweg nachweisbar (s. Anhang 10.5). Die Ablaufkonzentrationen schwanken stärker und liegen teilweise über der Zulaufkonzentration. Dadurch ergeben sich negative Eliminationen. Auch wenn der Transformationsprodukt eher partikelgebunden vorliegt, bindet er möglicherweise bei der Umsetzung im Filter an besonders feine Partikel und wird so nicht vom RBF zurückgehalten.

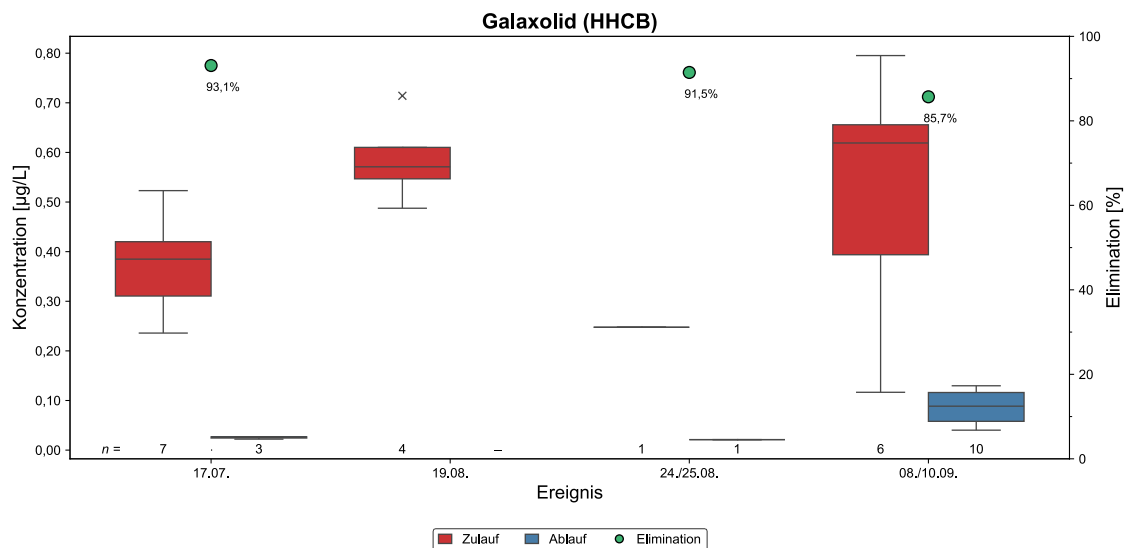


Abbildung 5.11: Konzentrationen von Galaxolid (HHBC) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Patchouli-Ethanon (OTNE) ist dagegen schlecht abbaubar, dennoch ist der Eliminationsgrad sehr hoch (Abbildung 5.12). Dies weist darauf hin, dass für den Filtrationseffekt letztendlich die Partikelgröße ausschlaggebend ist.

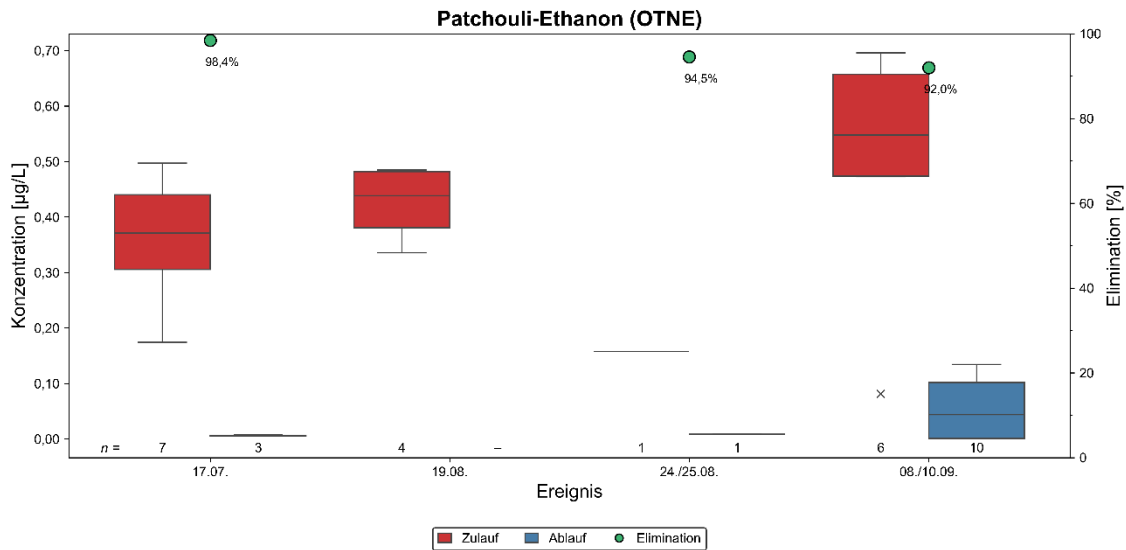


Abbildung 5.12: Konzentrationen von Patchouli-Ethanon (OTNE) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Je nach Partikelgröße, Aufbau des Filterbetts (Körnung und Bettporosität) und Filtergeschwindigkeit können Stoffe, die vorwiegend in der Partikelphase vorkommen, durch die Filtrationswirkung entsprechend zurückgehalten werden. Dieser Mechanismus wird durch die vorliegenden Daten gestützt. Dennoch können weitere koexistierende Prozesse nicht ausgeschlossen werden. Vielmehr ist von einer Wechselwirkung mit anderen Eliminationsmechanismen auszugehen

5.5.3 Persistente Spurenstoffe in der Partikelphase

Spurenstoffe mit diesen Stoffeigenschaften werden in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch ganz unterschiedlich eliminiert (s. a. Anhang 10.2.2):

- 60 bis 80 %: Triphenylphosphat (TPP)
- 30 bis 60 %: Tonalid (AHTN)
- < 30 %: Terbutryn (TER)

Auch hier ergibt sich für den RBF ein anderes Bild. Obwohl die hier eingeordneten Stoffe persistent sind, lassen sich für Terbutryn (TER, s. Abbildung 5.13) und Tonalid (AHTN, s. Anhang 10.5.4) im RBF Tobelbach sehr gute Entnahmeraten feststellen.

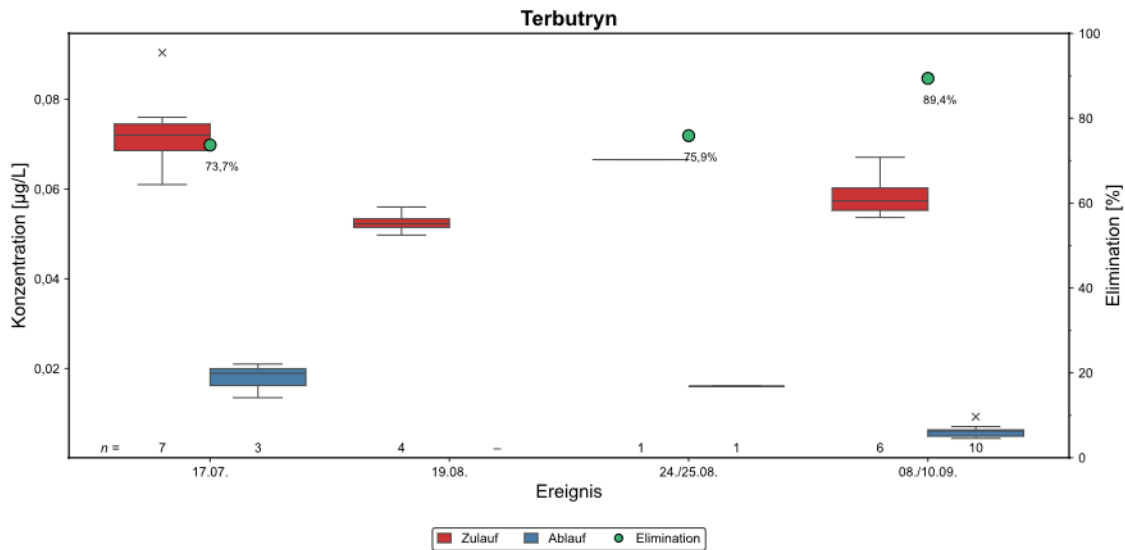


Abbildung 5.13: Konzentrationen von Terbutryn (TER) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Durch seine Verwendung als Algizid in Fassadenfarben, Beschichtungen und Antifouling-Produkten wird Terbutryn hauptsächlich durch Regenereignisse von behandelten Oberflächen abgewaschen und gelangt über das Regenwasser zum RBF. Die Konzentrationsschwankungen in Zu- und Ablauf aller beprobten Ereignisse sind gering, die Ablaufkonzentrationen liegen nur knapp über der BG. Aufgrund der konstant hohen Elimination zwischen 74 % und 89 % und der Persistenz von Terbutryn bei gleichzeitiger Neigung an Partikel gebunden vorzuliegen, kann von einer Elimination durch Filtration im RBF ausgegangen werden. Beim Projekt SchussenAktivplus konnte die Eliminationswirkung nicht berechnet werden, da die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. Im mechanisch-biologischen Teil der Kläranlage Eriskirch wird Terbutryn < 30 % eliminiert.

Anders verhalten sich dagegen Galaxolidon (HHCB-Lactone) und Triphenylphosphat (TPP). HHCB-Lacton entsteht bei der Transformation von HHBC und ist selbst erheblich langsamer transformierbar. Die Entstehung von HHCB-Lacton ist in Abbildung 5.14 anhand der negativen Eliminationsraten zu erkennen. HHCB-Lacton wird aus dem Filterkörper ausgewaschen.

Die Entnahmewirkungen von TPP sind bei den einzelnen Beschickungsereignissen sehr unterschiedlich (Abbildung 5.15), von ca. 50 % Elimination bis hin zu negativen Entnahmewirkungen (d.h. ein Auswaschen findet statt).

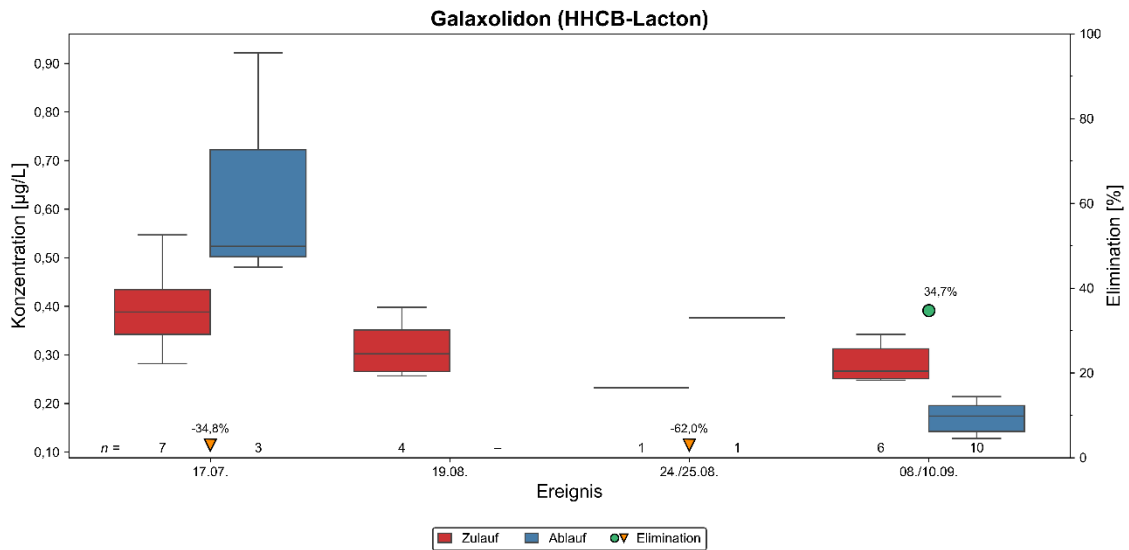


Abbildung 5.14: Konzentrationen von Galaxolidon (HHCB-Lacton) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

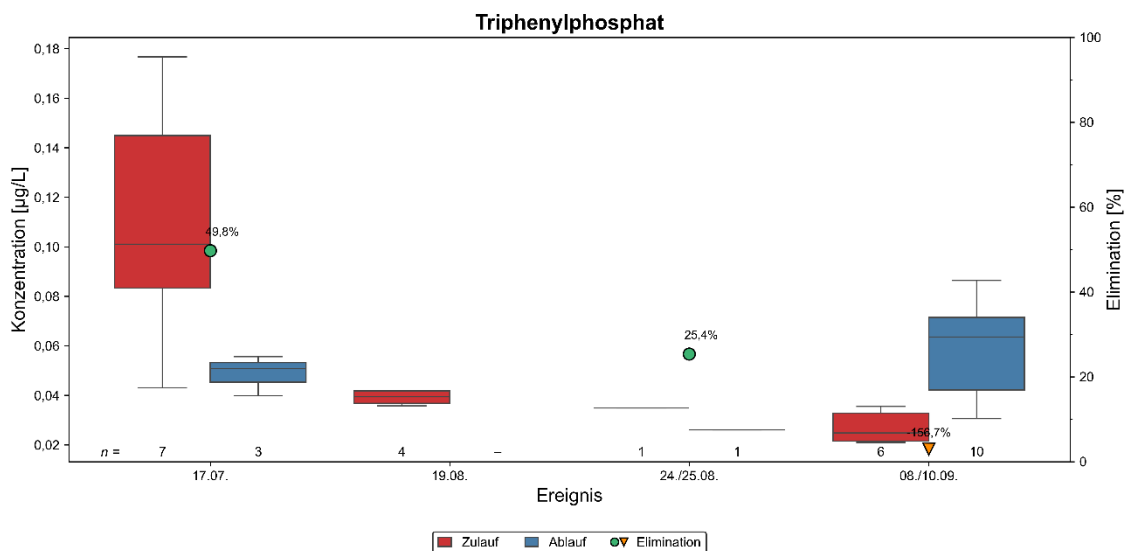


Abbildung 5.15: Konzentrationen von Triphenylphosphat (TPP) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Die Eliminationswirkung des RBF hinsichtlich Spurenstoffe in der Partikelphase ist vermutlich auf ein Zusammenwirken zwischen Partikelgröße, Korngröße und Bettporosität des Filterkörpers sowie der Filtergeschwindigkeit zurückzuführen. Persistente Stoffe können sich nach und nach im RBF-Filterkörper anreichern oder aber die Partikel zerfallen mit der Zeit, sodass die Stoffe beim nächsten Beschickungsereignis ausgewaschen werden.

5.5.4 Persistente Spurenstoffe in der Wasserphase

Diese Stoffe werden in mechanisch-biologischen Kläranlagen nur unzureichend eliminiert. Auf der Kläranlage Eriskirch wurden bei Regenwetterzufluss folgende Eliminationen gemessen (s. a. Anhang 10.2.2):

- > 80 %: Trisdichlorpropylphosphat (TDCPP)
- 60 bis 80 %: Tris-2-chlorethylphosphat (TCEP), Trischlorpropylphosphat (TCPP), Mecoprop (MECO)
- < 30 %: Candesartan (CAN), Carbamazepin (CBZ), Diclofenac (DCF), Irbesartan (IRB), Sulfamethoxazol (SMX) und 1H-Benzotriazol (1H-BTR)

Im RBF sind für einzelne Stoffe Entnahmewirkungen festzustellen. Eine eindeutige Zuordnung zu möglichen Eliminationsprozessen ist auf Basis der erhobenen Daten nicht in allen Fällen möglich, da überlagernde sowie wechselseitig bedingte Prozesse zu berücksichtigen sind. Aus diesem Grund werden im Folgenden ausgewählte Substanzen näher betrachtet, bei denen Sorption, ionischer Austausch oder chemische Degradation vermutlich zur Elimination im RBF beigetragen haben.

Bei einigen der gemessenen Substanzen lässt sich keine eindeutige Elimination feststellen. Auch wenn sich rechnerisch eine Elimination ermitteln lässt, ist diese beispielsweise inkonsistent oder die Konzentrationen von Zu- und Ablauf liegen innerhalb der Messungenauigkeiten, sprich: Die Whisker der Boxplots decken denselben Bereich ab. Statistisch betrachtet bedeutet dies, dass in solchen Fällen keine signifikante Differenz zwischen Zu- und Ablaufkonzentrationen nachweisbar ist. Insbesondere bei niedrigen Konzentrationen, die nahe an der BG liegen, kann bereits eine geringe absolute Differenz zu rechnerisch hohen, aber methodisch nicht belastbaren Eliminationsraten führen.

Auffällig ist die hohe Entnahmewirkung für Diclofenac (DCF, s. Abbildung 5.16). Dieser Wirkstoff wird in mechanisch-biologischen Kläranlagen kaum eliminiert (Kläranlage Eriskirch < 30 %, s. Anhang 10.2.2), im RBF-Tobelbach jedoch beim letzten beprobten Ereignis bis zu 81 %. In den Beschickungsergebnissen davor war die Entnahmewirkung mit 45 und 53 % deutlich niedriger, aber immer noch signifikant höher als in kommunalen Kläranlagen. Beim Projekt SchussenAktivplus wurde eine Entnahmewirkung > 80 % festgestellt. Brunsch et al. (2020) stellen in einer halbertechnischen Pilotanlage eine mittlere Eliminationsleistung von rund 50 % mit Schwankungen zwischen ca. 30 und 80 % fest. Bei Untersuchungen zum Transport- und Sorptionsverhalten verschiedener Arzneimittelwirkstoffe in wassergesättigten und -ungesättigten Zonen wurde dagegen eine mittlere bis starke Sorption von Diclofenac an Lockersedimenten festgestellt (Mersmann 2003).

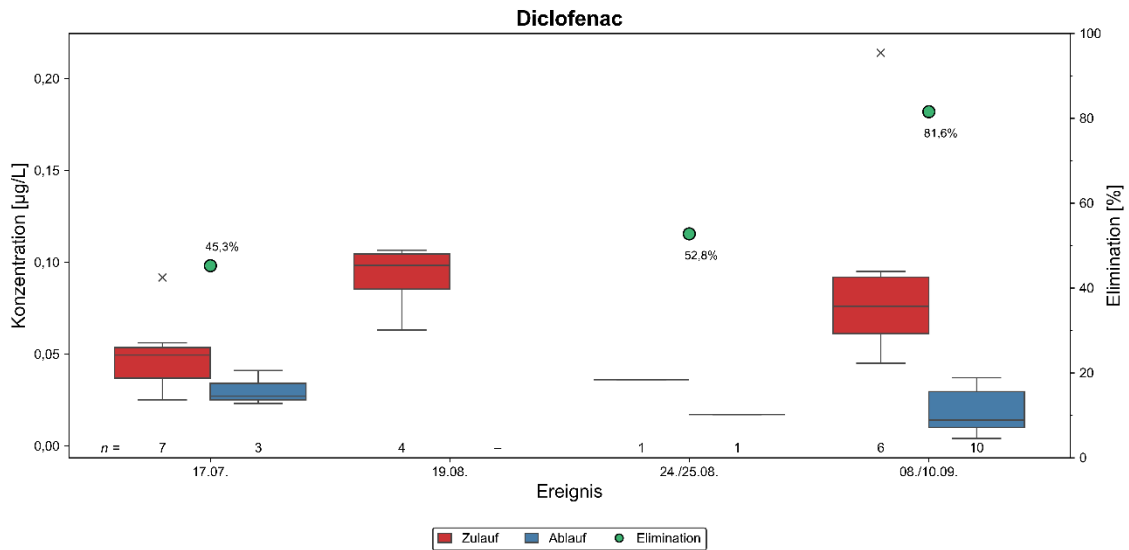


Abbildung 5.16: Konzentrationen von Diclofenac (DCF) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Das Antihypertonikum Irbesartan (IRB, s. Abbildung 5.17) zeigt mit Konzentrationen von 0,018 µg/l und 0,157 µg/l im Zulauf und 0,003 µg/l bis 0,045 µg/l im Ablauf des RBF zum einen eine Elimination je beprobten Ereignis zwischen 65 % und 95 % und zum anderen eine kleinere Konzentrationsspanne in den Abläufen, so dass eine tatsächliche Elimination, etwa durch Sorption (Klement et al. 2018) und biologische Transformation⁹ anzunehmen ist. Hier unterscheidet es sich wie erwartet von Candesartan (CAN), dass persistenter¹⁰ (und mobiler) ist.

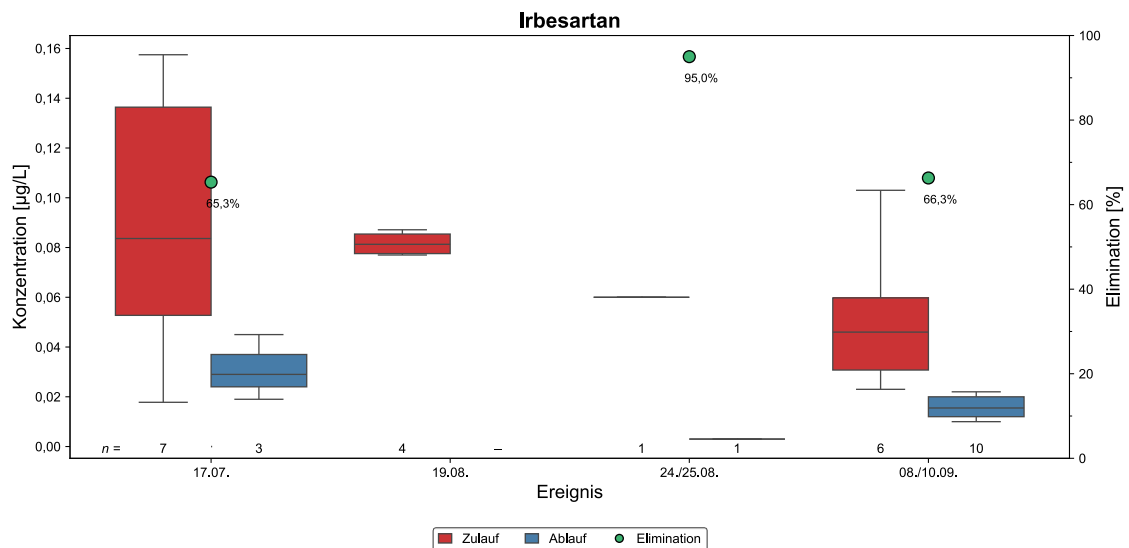


Abbildung 5.17: Konzentrationen von Irbesartan (IRB) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

⁹ Irbesartan wird lt. Herstellerangaben zu 22,5 % abgebaut in 28 d (Umweltbundesamt 2023)

¹⁰ Candesartan ist persistent nach OECD 308 (Bayer et al. 2014)

Candesartan (CAN, s. Abbildung 5.18), das zweite der beiden untersuchten Sartane, weist im Vergleich zu Irbesartan eine inkonsistente Eliminationsleistung im RBF auf. Teilweise werden negative Eliminationsraten berechnet, was auf minimale Konzentrationsunterschiede zwischen Zu- und Ablauf zurückzuführen ist. Diese geringe Differenz lässt vermuten, dass im RBF keine signifikante Entfernung von Candesartan erfolgt. Zudem sind die Konzentrationen von Candesartan sowohl im Zulauf als auch im Ablauf deutlich höher als die von Irbesartan, was auf eine insgesamt geringe Rückhaltung hinweist. Im mechanisch-biologischen Teil der Kläranlage Eriskirch wird Candesartan zu ca. 40 % eliminiert (s. a. Anhang Tabelle 10.4).

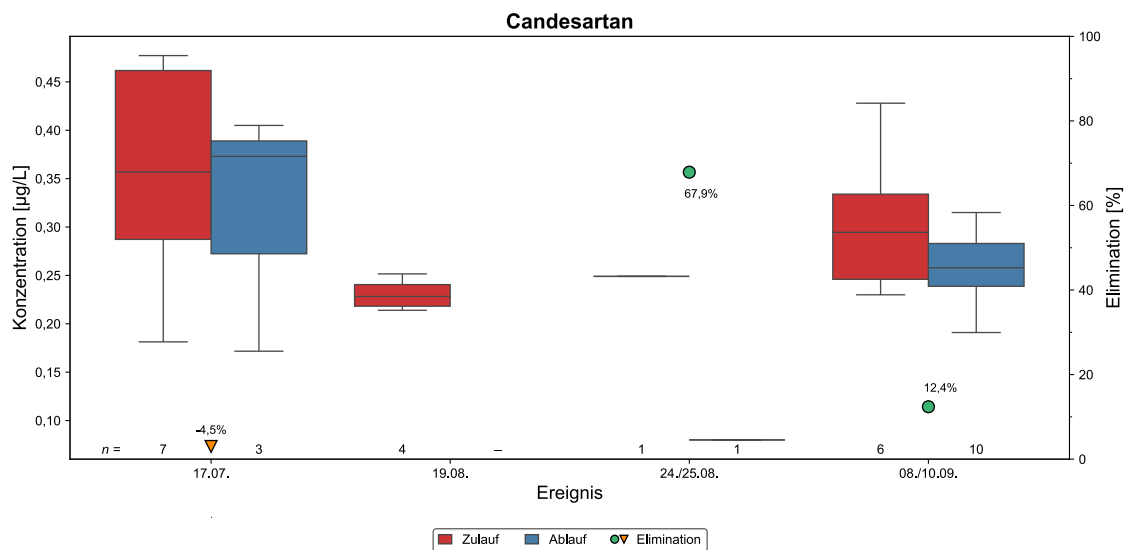


Abbildung 5.18: Konzentrationen von Candesartan (CAN) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Carbamazepin (CBZ, s. Abbildung 5.19) wird im Retentionsbodenfilter nur inkonsistent und mit insgesamt geringer Effizienz eliminiert. Die ermittelten Eliminationen liegen zwischen 4 % und 30 %. Beim Projekt SchussenAktivplus konnte bei der Beprobung des RBF gar keine Elimination festgestellt werden. Im mechanisch-biologischen Teil der Kläranlage Eriskirch sind negative bis geringe Eliminationen feststellbar.

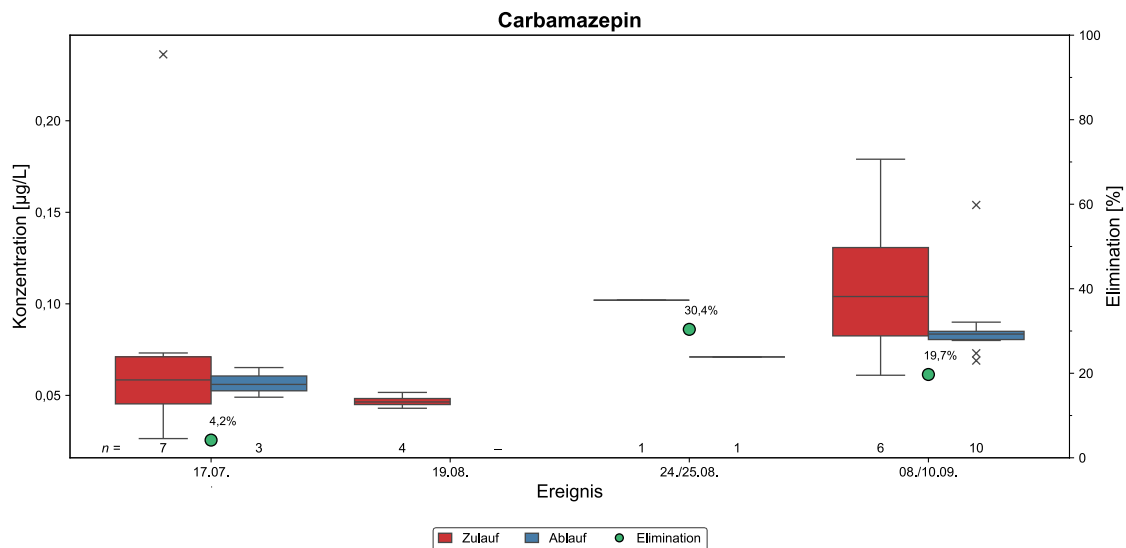


Abbildung 5.19: Konzentrationen von Carbamazepin (CBZ) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

Für 1H-Benzotriazol (1H-BTR) ist die Entnahmewirkung gering (Abbildung 5.20), während im Projekt SchussenAktivplus eine Entnahmewirkung von rund 75 % festgestellt wurde. Im Projekt ReB-Op schwankten die Elimination stark, wobei auch negative Eliminationsgrade auftraten. Im Mittel wurden in der halbtechnischen Versuchsanlage ca. 30 % eliminiert (Pinnekamp et al. 2017). Auf der Kläranlage Eriskirch sind im mechanisch-biologischen Teil Eliminationen < 30 % feststellbar (s. Anhang 10.2.2).

Für Sulfamethoxazol (SMX, Abbildung 5.21) kann eine Entnahmewirkung zwischen 17 und 42 % festgestellt werden. Im Projekt ReB-Op wurden dagegen negative Eliminationen festgestellt (Pinnekamp et al. 2017). Auf der Kläranlage Eriskirch (mechanisch-biologischer Teil) ist die Elimination < 30 %.

Weitere Stoffe werden ebenfalls im RBF Tobelbach schlecht eliminiert (s. Anhang 10.5):

- < 30 %: TCEP, TCPP, TDCPP
- 30 bis 60 %: Mecoprop (MECO)

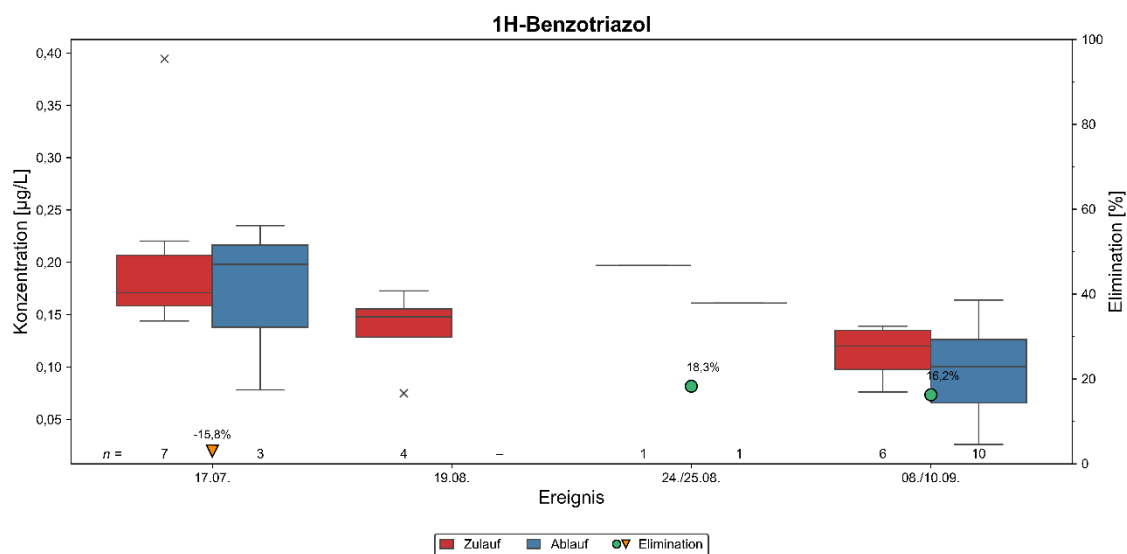


Abbildung 5.20: Konzentrationen von 1H-Benzotriazol (1H-BTR) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

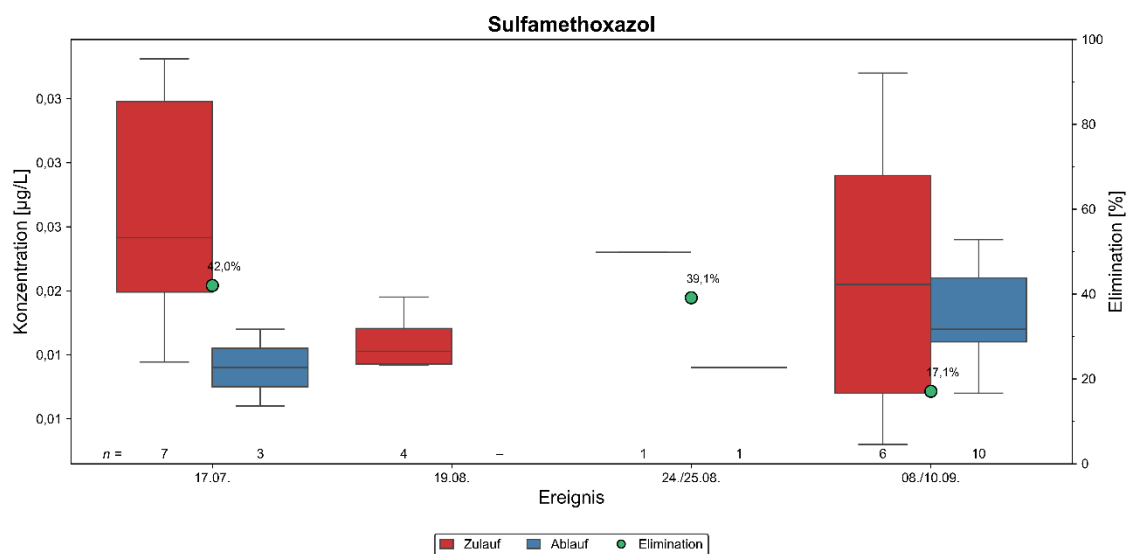


Abbildung 5.21: Konzentrationen von Sulfamethoxazol (SMX) im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

5.5.5 Zwischenfazit

Auch wenn Spurenstoffe als biologisch abbaubar eingruppiert sind, zeigen sich große Unterschiede zwischen den einzelnen abbaubaren Stoffen hinsichtlich der erzielten Eliminationsgrade (Tabelle 5.5). Zudem kann für jeden einzelnen Stoff die Elimination je nach Beschickungsereignis variieren (z. B. Gabapentin und Tramadol). Mit einer hohen und stabilen Elimination werden Coffein und TAED abgebaut. Andere Stoffe werden langsamer und somit nur teilweise im RBF abgebaut (z. B. DJH, DEET, Tramadol). Wichtig für den aeroben Abbau ist auch das Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff, somit werden auch die Filterdauer und die vorherige Belüftung des Filterkörpers eine Rolle spielen. Insbesondere bei Mehrfachbeschickungen ohne zwischenzeitliche Belüftung des Filterkörpers werden die biologischen Abbauprozesse nachlassen. Meist werden die Substanzen nicht vollständig zu CO₂ und H₂O veratmet oder zum Aufbau von Biomasse genutzt, sondern es entstehen Metaboliten. Exemplarisch konnte das am Abbau von Ibuprofen nahvollzogen werden, wobei das Carboxyl-Ibuprofen IBU-COOH im RBF Tobelbach nur noch schlecht abgebaut wurde.

Tabelle 5.5: Eliminationskategorien für biologisch abbaubare Spurenstoffe, die in der Wasserphase erwartet werden

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung		Elimination im RBF Tobelbach			
				> 80 %	60 - 80 %	30 - 60 %	< 30 %
Erwartetes Verhalten bei pH 7 - 8: Wasserphase, abbaubar							
Pharmaka + Transformationsprodukte	O-Desmethyl-Tramadol	TRAM DESM	O-			SSS	
	Gabapentin	GAB					SS
	Ibuprofen	IBU					
	Ibuprofen-OH	IBU-OH					
	Ibuprofen-COOH	IBU-COOH					
	Lidocain	LDC					
	Tramadol	TRAM			SS		
	Venlafaxin	VEN			S		
Industrie-chemikalie	Methyldihydrojasmonat	DHJ					
Pestizid	N,N-Diethyltoluamid	DEET				SS	

Legende: S = schwankend

SS = stark schwankend

SSS = sehr stark schwankend

Tabelle 5.5: Eliminationskategorien für biologisch abbaubare Spurenstoffe, die in der Wasserphase erwartet werden (Fortsetzung)

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Elimination im RBF Tobelbach			
			> 80 %	60 - 80 %	30 - 60 %	< 30 %
Erwartetes Verhalten bei pH 7 - 8: Wasserphase, abbaubar						
Sonstige	Coffein	COFFEIN				
	N,N,N',N'-Tetra-acetylenhendi-amin	TAED				
	Phenoxyethanol	POP-1			SS	
	Phenoxypropanol	POP-2			SS	
	Dodecyl-trimethylammoniumhalogenid	QAV-1				
	Tetradecyl-trimethylammoniumhalogenid	QAV-2			S	

Legende: S = schwankend

SS = stark schwankend

SSS = sehr stark schwankend

Spurenstoffe in der Partikelphase werden ganz unterschiedlich zurückgehalten (Tabelle 5.6), vermutlich ist deren Eliminationsgrad stark von dem Zusammenwirken von Partikelgröße, Filterbett (Korngrößen und Bettporosität) und der Filtergeschwindigkeit abhängig. Sehr gut wurden Galaxolid (HHBC), Patchouli-Ethanon (OTNE) und Terbutryn zurückgehalten. Wesentlich schlechter war der Rückhalt von Benzophenon. Auch ist die Zuordnung zur Partikelphase nicht immer eindeutig. Ein für die Höhe der Rückhalteleistung erheblicher Anteil des Stoffes kann auch in der Wasserphase vorliegen oder die Gleichgewichtsverteilung kann sich z.B. bei pH-Änderungen verschieben. Bei abbaubaren Stoffen können wiederum nicht weiter transformierbare Metaboliten (als Transformationsprodukte) entstehen, die langfristig wieder ausgewaschen werden (z. B. Galaxolidon bzw. HHBC-Lacton).

Tabelle 5.6: Eliminationskategorien im RBF Tobelbach für Spurenstoffe, die in der Partikelphase erwartet werden

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung		Elimination im RBF Tobelbach			
				> 80 %	60 - 80 %	30 - 60 %	< 30 %
Erwartetes Verhalten bei pH 7 - 8: Partikelphase, abbaubar							
Duf- stoffe	Galaxolid	HHCB					
	Patchouli-Ethanon	OTNE					
Industrie- chemikalien	Benzophenon	BZP					
	Benzothiazol	BT					
	Methylthiobenzo- thialzol	MTBT					SSS
Pestizid	Terbutryn	TER					
Erwartetes Verhalten bei pH 7 - 8: Partikelphase, persistent							
Transformations- produkt	Galaxolidon-I	HHCB-LAC					
Indust- rie-che- mikalie	Tonalid	AHTN					
	Triphenylphosphat	TPP					SS

Legende: S = schwankend

SS = stark schwankend

SSS = sehr stark schwankend

Am problematischsten sind persistente Spurenstoffe in der Wasserphase, die im RBF nicht oder nur unzureichend entfernt werden (z. B. Candesartan, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, TCEP, TCPP, TDCPP, etc.). Für Diclofenac konnte eine höhere Eliminationsleistung als auf der mechanisch-biologischen Kläranlage festgestellt werden.

Tabelle 5.7: Eliminationskategorien im RBF Tobelbach für persistente Spurenstoffe, die in der Wasserphase erwartet werden

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung		Elimination im RBF Tobelbach			
				> 80 %	60 - 80 %	30 - 60 %	< 30 %
Erwartetes Verhalten bei pH 7-8: Wasserphase, persistent							
Pharmaka + Transformationsprodukte	Candesartan	CAN					
	Carbamazepin	CBZ					
	Diclofenac	DCF					
	Irbesartan	IRB					
	Sulfamethoxazol	SMX					
Industriechemikalien	1H-Benzotriazol	1H-BTR					
	Tris-2-chlorethylphosphat	TCEP					
	Tris-chlorpropylphosphat	TCPP					
	Tris-dichlorpropylphosphat	TDCPP					

Legende: S = schwankend

SS = stark schwankend

SSS = sehr stark schwankend

Anhand dieser Übersicht der Eliminationskategorien einzelner Spurenstoffe, eingruppiert nach den Stoffeigenschaften lässt sich erkennen, dass die Stoffeigenschaftsgruppen nur zum groben Abschätzen des Eliminationsverhaltens geeignet sind. Aus den Stoffeigenschaften sowie der chemischen Struktur der individuellen Substanzen lassen sich jedoch oft deutliche Zusammenhänge erkennen. Allerdings ist es auch ein Wechselspiel von unterschiedlichen Stoffeigenschaften, Milieubedingungen und den Eigenschaften der festen Matrices. Dies zeigt sich beispielsweise bei einigen der untersuchten Spurenstoffe dadurch, dass die Eliminationsleistung je nach Beschickungsereignis schwankend, vereinzelt auch negativ war.

Insgesamt zeigt der RBF Tobelbach anhand der untersuchten Spurenstoffe eine Breitbandwirkung, ähnlich wie die mechanisch-biologische Stufe einer Kläranlage. Deutlich zu erkennen ist ebenfalls, dass die persistenten Stoffe in der Wasserphase im RBF Tobelbach nicht oder nur unzureichend zurückgehalten werden.

Die Spurenstoffe, die auf der KomS Liste B-2017 bzw. KARL-Liste zu finden sind, können weitgehend den Stoffeigenschaften „persistent in der Wasserphase“ zugeordnet werden. Die in den Listen aufgeführten Stoffe waren im Zulauf des RBF noch in hinreichend hohen Konzentrationen vorhanden. Folglich würden sich beide Substanzlisten prinzipiell auch zur Überprüfung eines Mischwasser-RBF eignen¹¹.

¹¹ Für die Überwachung nach KomS Liste B-2017 ist relevant, dass die Konzentrationen im Zulauf hoch genug sind (> 5*BG der Ablaufkonzentration), damit Eliminationen berechnet und die Mindestelimination erreicht

5.6 Vergleich der Spurenstoffentnahmewirkung zwischen Mischwasser-RBF und mechanisch-biologischer Kläranlage

In Kapitel 5.5 wurde bereits bei einzelnen Stoffen ein Vergleich zur Eliminationswirkung in der mechanisch-biologischen Kläranlage gezogen. In Abbildung 5.22 sind die Eliminationen im RBF und in der Kläranlage für die gemessenen Substanzen ersichtlich.

Die Eliminationsleistung der Kläranlage Eriskirch ist berechnet aus den Konzentrationen im Kläranlagenzulauf und Ablauf der Nachklärung bei einer korrespondierenden Probennahme an einem Tag mit leichtem Regenwetterzufluss. Die Eliminationsleistungen des RBF Tobelbach dagegen ist berechnet aus den Medianen der Proben vom 8. - 10. September 2024 aus dem RBF-Zulauf (entspricht Entlastung aus RÜB Tobelbach) und aus dem Drosselablauf des RBF (keine korrespondierende Probennahme).



Abbildung 5.22: Vergleich Spurenstoffentnahme Kläranlage Eriskirch und RBF Tobelbach

Überschlägig bewertet sind bei den Arzneimittelwirkstoffen im beprobten RBF ähnliche Eliminationsgrade festzustellen wie auf der Kläranlage Eriskirch in der mechanisch-biologischen Stufe. Bei den Industriechemikalien ist die Breitbandwirkung im RBF tendenziell schlechter als in der Kläranlage. Vermutlich ist die höhere Eliminationsleistung dieser Stoffe in der Kläranlage auf eine adaptierte Biologie zurückzuführen.

werden können. Für Stoffe, die im Ablauf KA < BG liegen, wird nach der KomS-Handlungsempfehlung 0,5*BG angenommen (Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW 2018).

5.7 Spurenstoffemissionen in Gewässer

Spurenstoffe aus der Siedlungsentwässerung werden über das gereinigte Abwasser aus der Kläranlage und über Mischwasserentlastungen sowie Regenwassereinleitungen in die Gewässer eingetragen. Exemplarisch werden für einige Stoffe die Konzentrationen aus dem Ablauf der mechanisch-biologischen Kläranlage und Ablauf der Viertbehandlung (jeweils bei leichtem Regenwetter) mit den Konzentrationen aus der Mischwasserentlastung sowie RBF-Ablauf verglichen (Abbildung 5.23, linke Grafik). Ibuprofen wird in der Kläranlage sehr gut abgebaut und ist daher im Ablauf der Nachklärung in deutlich niedrigeren Konzentrationen festzustellen als bei der Mischwasserentlastung am RÜB Tobelbach. Diclofenac (DCF) wird kaum in der Kläranlage eliminiert, die Konzentration im Kläranlagenablauf ist bei leichtem Regenwetter deutlich höher als bei der Mischwasserbehandlung. Ähnlich verhält es sich mit Candesartan (CAN), Sulfamethoxazol (SMX) und Carbamazepin (CPZ), die jedoch im Unterschied zu Diclofenac auch im RBF kaum zurückgehalten werden. Wie schon Launay et al. (2016) feststellten, werden somit Stoffe, die in der Kläranlage sehr gut eliminiert werden, überwiegend über die Mischwasserentlastung in die Gewässer eingetragen.

In einem weiteren Schritt werden diese Stoffe für den Abwasserverband Unteres Schussental bilanziert. Dabei wird die Jahresentlastungsmenge aus der Schmutzfrachtbilanz hilfsweise herangezogen, um die Jahresfrachten in grober Näherung abzuschätzen (s. Abbildung 5.23, rechte Grafik exemplarisch für ausgewählte Stoffe). Es wird sehr schnell deutlich, dass bilanziell die Kläranlage der Haupteintragspfad von vielen Spurenstoffen in Gewässer ist. Spurenstoffe, die biologisch gut abbaubar sind wie beispielsweise Ibuprofen und Coffein, werden dagegen vermehrt über die Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragen.

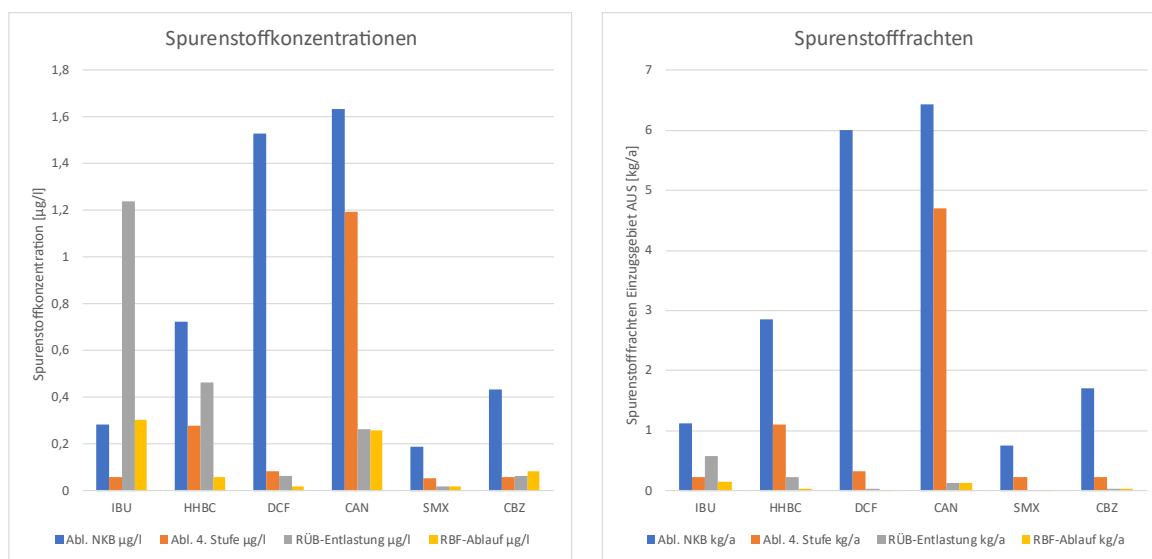


Abbildung 5.23: Grobbilanzierung für exemplarisch ausgewählte Stoffe anhand Daten aus dem Monitoring (Mediane) und Jahresentlastungsmengen aus der Schmutzfrachtsimulation für AUS (IST-Zustand)

Während die Kläranlageneinleitungen an 365 Tagen im Jahr erfolgen, entlastet beispielsweise das RÜB Tobelbach zwischen 30- und 40-mal im Jahr. Eine Mischwasserentlastung wirkt somit wie eine Stoßbelastung auf das Gewässer, hier den Breitenrainbach.

Beispielhaft werden die Mengen an Diclofenac und Ibuprofen im RBF Tobelbach überschlägig bilanziert.

- Im Zulauf des RBF ergeben sich bei einer Diclofenac-Konzentration von 0,061 µg/l und 58.360 m³/a ca. 3,56 g/a. Mit einer Wirkstoffkonzentration von 10 mg/g Gel wären das 365 g Gel, das wären ca. 45 Tagesdosen.
- Mit 1,24 µg/l Ibuprofen im RBF-Zulauf und 58.360 m³/a ergeben sich 72,4 g/a. Dies entspricht rund 180 Tabletten mit 400 mg/Tablette.

Runtergebrochen auf ein Entlastungsereignis wären das im langjährigen Mittel eine (für den Menschen gedachte) Tagesdosis Diclofenac und 5 bis 6 Tabletten Ibuprofen. Ein erheblicher Teil davon wird durch den RBF Tobelbach entnommen.

Die Gewässer sind durch den Klimawandel bereits sehr stark beeinträchtigt. Der Einfluss des Klimawandels wird durch Abwassereinleitungen überlagert, d.h. die Abwassereinleitungen verschärfen die ohnehin schon kritische Situation zusätzlich. Bei vielen kleineren Gewässern in der Nähe von Siedlungsgebieten ist der zusätzliche Regenwetterabfluss überwiegend auf Abwassereinleitungen zurückzuführen. Die Ergebnisse des RBF-Monitorings zeigen, dass ein konventioneller Mischwasser-RBF die Gewässerbelastung vermindern könnte. Allerdings können persistente Stoffe in der Wasserphase nur unzureichend im RBF zurückgehalten werden. Im nächsten Kapitel wird in Laborversuchen untersucht, wie hoch das Potenzial zur gezielten Spurenstoffentnahme mit Hilfe von Aktivkohle sein könnte.

6 Adsorptionsversuche im Labormaßstab

6.1 Vorbemerkungen

Zur Beurteilung des Eliminationsverhaltens der Spurenstoffe mit unterschiedlichen Stoffeigenschaften und Eintragsquellen (schmutz- und regenwasserbürtig) wurden zwei unterschiedliche Arten von Adsorptionsversuchen durchgeführt. In Schüttelversuchen wurden verschiedene granulierten Aktivkohlen (GAK) und Aktivkohle-Boden-Gemische miteinander verglichen. In Säulenversuche wurden Mischwasser- und Regenentlastungsereignisse simuliert, um Adsorptionsverhalten der unterschiedlichen Spurenstoffe an einer Aktivkohle, die anteilig in einen Retentionsbodenfilter eingemischt wurde, zu untersuchen. Die beiden Versuchsarten werden nachfolgend separat dargestellt.

Die Laborversuche wurden mit synthetischem Mischwasser durchgeführt, da für die Versuchsdurchführung größere Mischwasservolumen benötigt wurden, um die realen Bedingungen im Einzugsgebiet des RÜB Langenargener Straße widerzuspiegeln (hier ist ein weiterer RBF geplant). Die gesammelten Probenmengen des RÜB Langenargener Straße waren zu gering. Zudem wurde keine für die Versuche relevanten Besonderheiten im Einzugsgebiet festgestellt (s. a. Kapitel 5.2 und 5.3). Daher wurde Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung einer mechanisch-biologischen Kläranlage verwendet und entsprechend verdünnt. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Eriskirch sind Galvanikbetriebe angesiedelt, deren Industriechemikalien die Spurenstoff-Matrix verändern und das Ergebnis von Adsorptionsversuche verfälschen würde. Der logistische Aufwand des Probentransportes zur Universität Stuttgart ist ebenfalls nicht zu unterschätzen.

Daher wurde das synthetische Mischwasser mit dem Abwasser des Lehr- und Forschungsklärwerks (LFKW) Büsnau¹² der Universität Stuttgart für die Adsorptionsversuche hergestellt. Das Klärwerk liegt direkt neben der Versuchsanlage. Durch Verdünnung wird es entsprechend angepasst (siehe 6.2.2).

6.2 Schüttelversuche

6.2.1 Zielsetzung

Zum Vergleich unterschiedlicher granulierter Aktivkohlen wurden zwei Schüttelversuche durchgeführt. Dabei wurde neben den Kohleprodukten auch das Mischwasser (synthetisches und reales) variiert, in welchem die Kohlen geschüttelt wurden. Anhand der Versuche soll das Adsorptionsverhalten an unterschiedlichen Aktivkohleprodukten sowie an unterschiedlichen Mischungen aus Retentionsbodenfiltermaterialien und der Aktivkohle untersucht werden.

6.2.2 Versuchsaufbau und -durchführung

Die Proben wurden horizontal liegend auf einem Horizontalschüttler für 48 h bei 60 rpm geschüttelt. Der Aufbau ist in Abbildung 6.1 gezeigt. Je Probe wurde die gewünschte Menge an granulierter Aktivkohle eingewogen und in 500 ml Mischwasser gegeben.

¹² Weitestgehend häusliches Abwasser



Abbildung 6.1: Schüttelversuche - Versuchsaufbau (Horizontalschüttler)

Im ersten Schüttelversuche (SV1) wurde mit verdünntem Ablauf Vorklä rung des Lehr- und Forschungs- klärwerks (LFKW) in Büsnau als „synthetisches Mischwasser“ gearbeitet. Im Rahmen des Retentions- bodenfilter-Monitorings (siehe Kapitel 5.3) wurden Spurenstoffkonzentrationen um 1/10 kleiner als in der Kläranlage detektiert. Um sicherzustellen, dass die Spurenstoffkonzentrationen des synthetischen Mischwassers für die Laborversuche auch nach der Verdünnung noch hoch genug für die Analytik und Eliminationsbewertung sind, wurde ein geringeres Mischungsverhältnis von 1/5 gewählt (1 Anteil Ab- lauf Vorklä rung, 4 Anteile Leitungswasser).

Im zweiten Versuch wurde eine Mischprobe aus dem Zulauf des Retentionsbodenfilters (RÜB Tobel- bach) als „reales Mischwasser“ verwendet (Beprobung 4, siehe Tabelle 4.1). Als reales Mischwasser wurde die Beprobung mit dem größten Probenvolumen gewählt. Die Beprobungen des RÜB Langenar- gener Straße reichten nicht aus, um Schüttelversuche durchzurühren. Nach 48 h auf dem Schüttler wurde die Probe membranfiltriert, um das Mischwasser von der Aktivkohle zu trennen. Im Filtrat wurde der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK_{254}) bestimmt und die Spurenstoffe mittels LC-MS/MS im Lehr- und Forschungslabor (LFL) des ISWA bestimmt. Aufgrund des geringen Probevolu- mens konnte nur die KomS Liste B (siehe Anhang 10.6) bei dieser Versuchsart analysiert werden. In Schüttelversuch 2 (SV2, reales Mischwasser) wurde zudem der gelöste organische Kohlenstoff (Dissol- ved Organic Carbon; DOC) gemessen.

Die untersuchten Aktivkohleprodukte wurden anhand von Verfügbarkeit und Verwendung in groß- technischen GAK-Adsorbern ausgewählt. Zudem wurde für den Säulenversuch eine vorbeladene GAK aus einer großtechnisch laufenden Inbetriebnahme eines GAK-Adsorbers (GAK 6) entnommen (siehe Kapitel 6.3).

Diese wurde ebenfalls in den Schüttelversuchen berücksichtigt. Zur Vergleichbarkeit mit den Säulen- versuchen wurde auch der in den Säulenversuchen verwendete Filtersand und das aus dem Retenti- onsbodenfilter entnommene Material in unterschiedlichen Verhältnissen und Zusammensetzungen in den Schüttelversuchen getestet. Der Filtersand ist ein Quarzsand, der als klassischer Filtersand in der Abwasserbehandlung zum Einsatz kommt.

Da der Einbau der Materialien in die Versuchssäulen nur volumetrisch erfolgen konnte (siehe Kapitel 6.3.2), wurde für die GAK + Filtersand Probe die GAK-Menge äquivalent zu den anderen GAK-Proben eingewogen und der Anteil an Sand volumetrisch hinzugefügt. Für diese Probe wurde die vorbeladenen GAK 6 gewählt, zur Vergleichbarkeit mit den Säulenversuchen. Dieselbe volumetrische Menge an Filtersand wurde auch für reine Sandprobe und die Probe ohne Sand aber mit Retentionsbodenfiltermaterial (RBF-M) angesetzt, die ebenfalls nur volumetrisch gemischt werden, konnte.

Das Material des Retentionsbodenfilters RBF-M wurde bei der Beprobung des Retentionsbodenfilters Tobelbach entnommen (siehe Abbildung 4.5 in 4.3.5). Um eine repräsentative Probe mit biologischer Aktivität zu erhalten, wurde aus der oberen Schicht (0 - 40 cm) aus allen drei in Abbildung 4.5 gezeigten Probenahmenstellen das gleiche Volumen entnommen und hieraus eine Mischprobe hergestellt. Die granulierten Aktivkohle wurde eingewogen. Es wurden die Konzentrationen 500 mg/l und 1000 mg/l gewählt, was den Standardkonzentrationen in Schüttelversuchen am KomS entspricht. Der Filtersand und das Retentionsbodenfiltermaterial wurden volumetrisch im Verhältnis zur GAK dosiert.

Die getesteten Materialien und Konzentrationen sind in Tabelle 6.1 aufgeführt. Weitere Informationen zu den getesteten Aktivkohlen sind in Tabelle 6.2 aufgeführt.

Tabelle 6.1: Schüttelversuche - Übersicht der Versuchsplanung

Name	Details	GAK-Konzentration	Versuch 1 (synth. Mischwasser)	Versuch 2 (reales Mischwasser)
GAK 1	Donaucarbon Hydraffin AR 8x30 mesh	500 mg/l, 1000 mg/l	x	x
GAK 2	Jacobi AquaSorb CX	500 mg/l, 1000 mg/l	x	x
GAK 3	Chemviron Filtrasorb 300	500 mg/l, 1000 mg/l	x	x
GAK 4	CarboTech DFG 8x30 GL	500 mg/l, 1000 mg/l	x	x
GAK 5	Pflanzenaktivkohle	500 mg/l, 1000 mg/l	x	-
GAK 6	Jacobi AquaSorb 630 (4300 BV)	500 mg/l, 1000 mg/l	x	x
		2000 mg/l	-	x
Filtersand + RBF-M	20 % Anteil RBF-M an Probenvolumen	-	x	x
	40 % Anteil RBF-M an Probenvolumen	-	x	x
	40 % Anteil RBF-M an Probenvolumen (doppeltes Volumen)	-	-	x
Filtersand + GAK 6	20 % Anteil GAK an Probenvolumen	500 mg/L	x	x
	40 % Anteil GAK an Probenvolumen	1000 mg/L	x	x
	40 % Anteil GAK an Probenvolumen	2000 mg/L	-	x
Filtersand	-	-	x	x

Tabelle 6.2: Schüttelversuche - Eigenschaften der untersuchten (granulierten) Aktivkohleprodukte

Name	Hersteller und Bezeichnung der GAK	Korngröße [mesh]	Iodzahl [mg/g]	BET-Oberfläche [m ² /g]	Feuchtegehalt [%]	Schüttdichte [kg/m ³]
GAK 1	Donaucarbon Hydraffin AR 8x30 mesh	8 x 30	-	1100	< 5	500
GAK 2	Jacobi AquaSorb CX	8 x 30	1100	1150	5	430
GAK 3	Chemviron Filtrasorb 300	8 x 30	900	950	3	-
GAK 4	CarboTech DFG 8x30 GL	8 x 30	900	-	5	380
GAK 5	Pflanzen-aktivkohle	-	-	200 – 250 (TM)	-	260
GAK 6	Jacobi AquaSorb 630 (4300 BV)	8 x 30	970	-	5	430

6.2.3 Ergebnisse

Vergleich der getesteten GAK-Produkte

Die Ergebnisse der SAK_{254} Messungen der beiden Schüttelversuche mit den unterschiedlichen getesteten Aktivkohlen (siehe Tabelle 6.1) sind in Abbildung 6.2 und Abbildung 6.3 dargestellt. Gezeigt sind die jeweils erzielten SAK_{254} Endwerte, der Nullwert als horizontale Linie sowie die erreichten Eliminationsgrade.

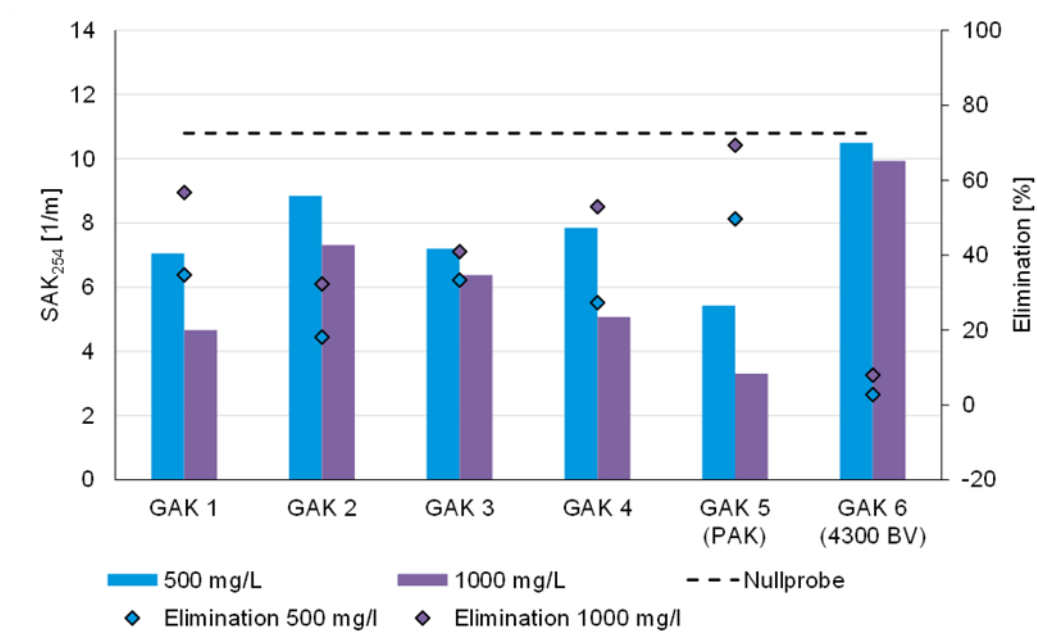


Abbildung 6.2: Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des SAK_{254} (synth. Mischwasser)

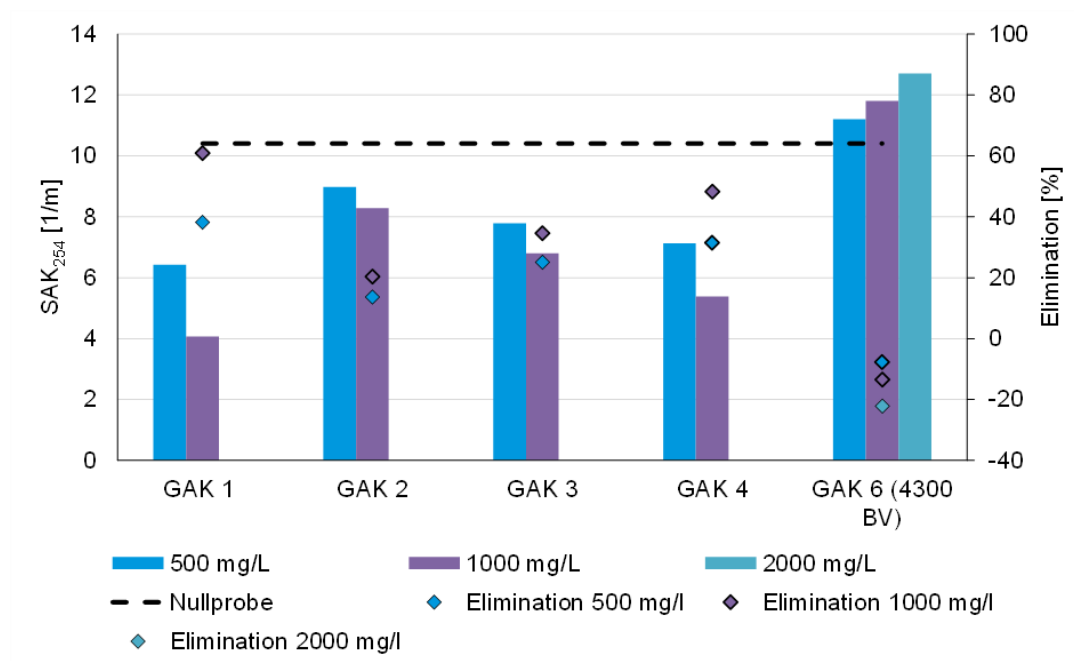


Abbildung 6.3: Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des SAK_{254} (reales Mischwasser)

Für die Bewertung der gezeigten Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass es sich bei GAK 1 - GAK 4 um unbeladene granulierte Aktivkohlen handelt. Die Pflanzenkohle (GAK 5) zeigte im Vergleich zu den anderen Kohlen aufgrund der feineren Körnung eine deutlich bessere SAK-Entfernung. Deshalb wurde diese Kohle für die weiteren Versuche nicht mehr berücksichtigt. GAK 6 ist eine vorbeladene GAK, die mit 4.300 Bettvolumen einem laufenden (Kläranlagen-)Prozess entnommen wurde. Daher kann diese Kohle nicht direkt mit Frischkohle verglichen werden. Wie gut die SAK-Elimination der frischen GAK 6 ist, kann anhand dieser Versuche nicht beurteilt werden. Im Rahmen des Projektes konnte kein Frischkohlemuster der GAK 6 getestet werden. Zur Beurteilung des Stoffverhaltens an vorbeladener Kohle und da GAK 6 in die Säulenversuche eingebaut wurde (siehe 6.3.2) werden die Ergebnisse von GAK 6 dennoch mit den Ergebnissen von GAK 1 - GAK 4 mit dargestellt.

Der SAK_{254} der Nullprobe des synthetischen Mischwassers lag mit 10,8 1/m vergleichbar zum realen Mischwasser mit 10,4 1/m. Während es in Schüttelversuch 1 (SV1) zu einer Reduktion des SAK_{254} durch alle GAK kam, nahm der SAK_{254} in SV2 bei der vorbeladenen GAK 6 etwas zu. Dabei kam es bei allen Kohlen, wie erwartet, zu einer besseren SAK_{254} Elimination bei zunehmender GAK-Dosierung. Durch eine Anpassung der Dosierung kann somit die Eliminationsleistung beeinflusst werden. Lediglich bei GAK 6 zeigte sich der gegenteilige Effekt mit einer Zunahme des SAK_{254} . Bei GAK 6 kam es zu Auswaschungen, die mit zunehmender GAK-Dosierung zunahm. Es wird angenommen, dass es sich hierbei um Desorptionsprozesse an der vorbeladenen Kohle handelt. Der SAK_{254} kann zwar einen Hinweis auf die Leistung der Kohle geben und ist ein Summenparameter für gelöste organische Wasserinhaltsstoffe (DIN 38404-3: 2005-07), ein direkter Hinweis auf die in der Probe enthaltene Spurenstoffmatrix gibt der SAK_{254} aber nicht. Die unterschiedlichen Ergebnisse aus SV1 und SV2 deuten auf eine unterschiedliche Zusammensetzung der Gesamtmatrix hin. Anhand der Frischkohle-Ergebnisse zeigte GAK 1 die beste und GAK 2 die geringste Elimination bei beiden getesteten Dosierungen. Vergleichsdaten in der Literatur konnten weder für die Verwendung von Schüttelversuchen zur Auswahl der GAK für die Verwendung mit Mischwasser noch mit kommunalem Abwasser gefunden werden.

Anhand der SAK-Messungen kann kein direkter Schluss auf die Ergebnisse der Spurenstoffelimination gezogen werden. Daher kann die Aktivkohleauswahl nicht nur anhand dieses Parameters getroffen werden. Nachfolgend wird daher auf die Ergebnisse der jeweiligen Spurenstoffe eingegangen. In SV2 wurde auch der DOC gemessen. Die Ergebnisse sind vergleichbar zum SAK und im Anhang Abbildung 9.16 gezeigt.

Zur Beurteilung der Spurenstoffelimination wird nachfolgend die Elimination der KomS Liste B-2017 (siehe Anhang, Tabelle 10.16) Substanzen gezeigt und diskutiert. In Tabelle 6.3 sind die Spurenstoffkonzentrationen im synthetischen Mischwasser (SV1) und realem Mischwasser (SV2) gezeigt. Da Clarithromycin nur in SV1 bestimmt werden konnte, wird dieser Spurenstoff in der weiteren Betrachtung nicht berücksichtigt. Die Gesamtmatrix variiert, wie anhand des SAK_{254} -Verhaltens bereits angenommen. Im synthetischen Mischwasser sind die Konzentrationen von 1H-Benzotriazol, Gabapentin, Irbesartan, Metoprolol und Sulfamethoxazol deutlich höher, im realen Mischwasser die Konzentrationen von Amisulprid und Valsartan.

Tabelle 6.3: Schüttelversuche - Zulaufkonzentrationen der Spurenstoffe (KomS Liste B-2017)

Spurenstoff	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]	
	Synthetisches Mischwasser (SV1)	Reales Mischwasser (SV2)
Amisulprid	0,016	0,091
1H-Benzotriazol	0,449	0,070
Candesartan	0,425	0,390
Carbamazepin	0,034	0,068
Diclofenac	0,242	0,172
Gabapentin	3,01	0,829
Irbesartan	0,205	0,061
Metoprolol	0,285	0,094
Sulfamethoxazol	0,384	0,019
Valsartan	1,28	2,73
Citalopram	0,008	0,012

In Tabelle 6.4 sind die mittleren Eliminationen sowie die mini-/maximale Einzelelimination der gemessenen Spurenstoffe der KomS Liste B-2017 dargestellt. Wie beim SAK₂₅₄ zeigte bei den Frischkohlen GAK 1 das beste Ergebnis und GAK 2 das schlechteste. Die vorbeladenen GAK 6 zeigte auch hier die geringste Reduktion, ob dies an der Kohle oder der Vorbeladung liegt, kann anhand der Versuche nicht eindeutig bestimmt werden. Es wird jedoch vermutet, dass aufgrund der Vorbeladung in einer kommunalen Kläranlage und der starken Gesamtmatrixänderungen mit geringeren Zulaufkonzentrationen im Mischwasser das Adsorptions-/Desorptionsgleichgewicht entscheidend beeinflusst wurde, sodass es zu Desorption und geringeren Gesamteliminationsleistungen in den Schüttelversuchen mit GAK 6 kam.

Mit dem realem Mischwasser (SV2) ist es aufgrund der veränderten Gesamtmatrix zudem zu größeren Schwankungsbreiten (siehe Anhang 10.7) der Einzelsubstanzelelimination gekommen. Die Zulaufkonzentrationen der Spurenstoffe und auch der im Mischwasser enthaltenen, sauerstoffzehrenden Stoffe (bspw. CSB/DOC) beeinflussen somit maßgeblich das Adsorptionsverhalten auf der Aktivkohle.

Tabelle 6.4: Schüttelversuche - Mittlere Spurenstoffelimination (KomS Liste B-2017)

Name	Konzentration/ Dosierung	Synthetisches Mischwasser (SV1)			Reales Mischwasser (SV2)		
		MIN [%]	MAX [%]	Mittl. Elimination [%]	MIN [%]	MAX [%]	Mittl. Elimination [%]
GAK 1	500 mg/l	34	73	50	22	85	54
	1000 mg/l	13	91	68	38	94	76
GAK 2	500 mg/l	16	56	33	12	65	36
	1000 mg/l	27	71	48	13	85	48
GAK 3	500 mg/l	3,1	65	44	0,6	74	36
	1000 mg/l	40	73	56	32	92	58
GAK 4	500 mg/l	28,	54	40	-2,0	60	39
	1000 mg/l	49	83	64	12	87	58
GAK 6	500 mg/l	-2,0	32	14	-110	64	17
	1000 mg/l	-8,2	42	17	-120	63	20
	2000 mg/l	-	-	-	-110	64	23

Zwischenfazit:

Im Rahmen der getesteten Frischkohlen zeigt sich GAK 1 als am geeignetsten zur Elimination der Spurenstoffe der KomS Liste B. Bei der Auswahl einer GAK für den Einbau in einen Retentionsbodenfilter sind neben dem Eliminationsverhalten auch weitere Eigenschaften wie die Verfügbarkeit, Kosten und insbesondere die physikalische Stabilität zu berücksichtigen. Durch die vielfältigen im Retentionsbodenfilter ablaufenden Eliminationsprozesse ist anhand der Versuchsergebnisse keine der getesteten Aktivkohlen grundlegend auszuschließen. Vielmehr ist neben der Auswahl einer geeigneten Aktivkohle zur Adsorption der Spurenstoffe aus dem Einzugsgebiet das Zusammenspiel aller Eliminationsprozesse in einem Retentionsbodenfilter (biologische Transformation, Sorption, Partikelrückhalt) zu berücksichtigen, um die Reinigungsleistung aller Eliminationsprozesse weitestgehend zu nutzen.

Für die Säulenversuche soll eine vorbeladene GAK getestet werden, um die Realität eines längeren Retentionsbodenfilterbetriebs besser abzubilden. Auch wenn für GAK 6 die Eliminationsergebnisse in den Schüttelversuchen deutlich geringer ausgefallen sind, wird sie aufgrund ihrer Verfügbarkeit genutzt. Da neben der Aktivkohleadsorption weitere Eliminationsprozesse im Retentionsbodenfilter ablaufen, wird nachfolgend geprüft, inwieweit diese Prozesse im Maßstab des Schüttelversuchs abgebildet werden können. Dafür wurde die GAK 6 mit Retentionsbodenfiltermaterialien und Sand getestet.

Vergleich der unterschiedlichen Retentionsbodenfiltermaterialien

Abbildung 6.4 und Abbildung 6.5 zeigen das SAK_{254} -Verhalten in den Proben mit unterschiedlichen Materialmischungen aus GAK 6 mit Filtersand, Retentionsbodenfiltermaterial (RBF-M) mit Filtersand im Vergleich zum SAK_{254} der Nullprobe und der Probe nur mit Filtersand in SV1 und SV2.

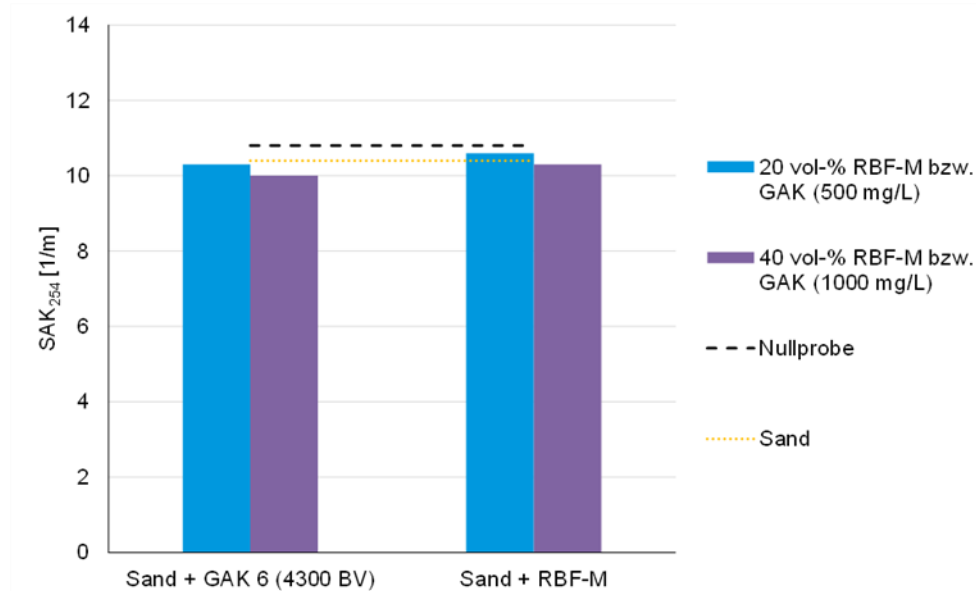


Abbildung 6.4: Schüttelversuche - SAK_{254} -Verhalten unterschiedlicher Materialkombinationen (synth. Mischwasser)

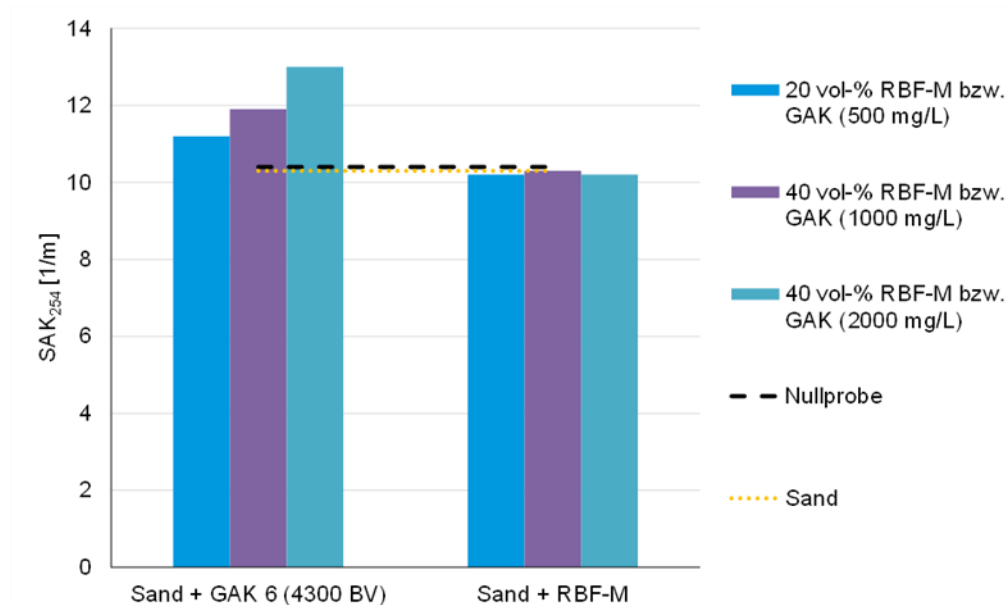


Abbildung 6.5: Schüttelversuche - SAK_{254} -Verhalten unterschiedlicher Materialkombinationen (reales Mischwasser)

Die Proben mit Filtersand mit/ohne RBF-M zeigen nur eine minimale Reduktion des SAK₂₅₄ im Vergleich zur Nullprobe. Dies gilt auch für die Elimination der Spurenstoffe (siehe Tabelle 6.5). Trotz biologischen aktiven Material RBF-M fanden hier keine nennenswerten biologischen Reduktionsprozesse statt. Zwar waren die Probenflaschen nicht vollständig gefüllt. Beim Schütteln wurden die Proben aber nur geschwenkt, sodass es zu keinem Überschlagn an Wasser kam, wodurch Sauerstoff hätte eingetragen werden können. Der Austausch mit Sauerstoff und dem Probenvolumen konnte nur an der Oberfläche stattfinden, während sich die getesteten Materialien auf dem Boden der Probenflasche befanden. Biologische Prozesse sind bei diesem Versuchsaufbau daher zu vernachlässigen und können erst im Säulenversuchsaufbau mit betrachtet werden. Die Proben mit GAK 6 und Filtersand zeigen ein vergleichbares Verhalten bei der SAK₂₅₄ und der Spurenstoffelimination wie die GAK 6 in Einzeltestung (siehe Tabelle 6.4). Im SV2 mit realem Mischwasser zeigte der zugemischte Filtersand einen positiven Einfluss. Insgesamt lässt sich zeigen, dass der Einfluss der weiteren Retentionsbodenfiltermaterialien (RBF-M und Quarzsand) auf die Spurenstoffelimination, wie erwartet, vergleichsweise gering ausfällt und keinen negativen Einfluss auf die Eliminationsleistung hat. Dennoch ist ein positiver Einfluss auf die Gesamtelimination festzuhalten, was auf einer Unterstützung weiterer Eliminationsprozesse wie bspw. ionische Wechselwirkung mit den Materialien hinweist.

Tabelle 6.5: Mittlere Elimination in den Schüttelversuchen für die unterschiedlichen getesteten Materialkombinationen mit synthetischen und realem Mischwasser (KomS Liste B-2017)

Name	Details	GAK-Konzentration	Synthetisches Mischwasser (SV1)			Reales Mischwasser (SV2)		
			MIN [%]	MAX [%]	Mittl. Elimination [%]	MIN [%]	MAX [%]	Mittl. Elimination [%]
Filtersand + RBF-Material	20 % Anteil RBF-M an Probenvolumen	-	-30	16	-0,7	-12	15	-0,7
	40 % Anteil RBF-M an Probenvolumen	-	-4,8	25	3,0	-12	31	2,1
	40 % Anteil RBF-M an Probenvolumen (doppeltes Volumen)	-	-	-	-	-4,4	43	5,2
Filtersand + GAK 6	20 % Anteil GAK an Probenvolumen	500 mg/L	-3,8	40	11	-1,3	63	27
	40 % Anteil GAK an Probenvolumen	1000 mg/L	-0,5	38,	15	1,3	70	35
	40 % Anteil GAK an Probenvolumen	2000 mg/L	-	-	-	3,1	79	46
Filtersand	-	-	-2,3	22	5,0	1,1	14	5,2

Für die Materialauswahl für den Bau eines Retentionsbodenfilters spielt die Wirkung der Retentionsbodenfiltermaterialien bei der Spurenstoffelimination eine untergeordnete Rolle. Die vielfältigen Prozesse mit der Mischwassergesamtmatrix, die in den unterschiedlichen Schichten eines Retentionsbodenfilters ablaufen können, bspw. biologische Prozesse, können in Schüttelversuchen nicht repräsentativ abgebildet werden. Schüttelversuche können nur für den Vergleich von Aktivkohlen untereinander angewendet werden, unabhängig von dem späteren Aktivkohle-Einsatz in GAK-Adsorbern oder Retentionsbodenfiltern. Die Summenparameter SAK_{254} und DOC sind auch bei Mischwasserversuchen nicht ausreichend, um auf die Spurenstoffelimination zurückzuschließen. Stattdessen ist es ratsam zusätzlich Spurenstofflisten, wie die KomS Liste B oder die Liste aus der Kommunalabwasserrichtlinie zu messen (ggf. erweitert um im Einzugsgebiet des Bodenfilters relevanten Spurenstoffen, die bspw. durch Oberflächenabflüsse eingetragen werden können). Für die Schüttelversuche kann reales Mischwasser aus Mischwasserentlastungen verwendet werden. So dieses nicht ausreichend beprobt werden kann, kann auch synthetische Mischwasser, vorzugsweise mit Rohabwasser aus der Kläranlage des Einzugsgebiets, hergestellt und verwendet werden.

6.3 Säulenversuche

6.3.1 Zielsetzung

In den Säulenversuchen wurden Mischwasserentlastungen mit verdünntem Ablauf Vorklärung des LFKW in Büsnau simuliert. Hierfür wurden in drei Säulen Retentionsbodenfiltermaterialien (RBF-M) mit unterschiedlichen GAK-Anteilen in der unteren Schicht (0 %, 20 % und 40 %) eingebracht und das Eliminationsverhalten in den Säulen miteinander verglichen. Das Einbringen in der unteren Materialschicht erfolgt in Anlehnung an den RBF+ in Rheinbach (Ahring et al. 2024) und analog zu mehrstufigen Verfahren in der Trink- und Abwasseraufbereitung. In der oberen Schicht kann so der biologische Abbau und in der unteren die Adsorption stattfinden. Ziel dieses Versuchsaufbaus war es ein besseres Verständnis für die im Retentionsbodenfilter auftretenden Prozesse (Sorption, Transformation, etc.) der Spurenstoffe mit unterschiedlichen Stoffeigenschaften zu erlangen, die so nicht repräsentativ in Schüttelversuchen untersucht werden können. Zudem sollte der Einfluss des Einbringens unterschiedlicher GAK Mengen auf die Adsorptionswirkung in den Säulen untersucht werden.

6.3.2 Versuchsaufbau

Für die Durchführung der Säulenversuche wurden drei Glassäulen mit 10 cm Innendurchmesser aufgebaut und mit jeweils zwei Materialschichten befüllt (s. Abbildung 6.6). Der Sumpf der Säulen bestand aus einem Gitter zum Zurückhalten des Materials, einem Reaktorboden zum Sammeln der durchgelaufenen Flüssigkeit sowie einem Ventil zum Regeln des Durchflusses und Einstauen der Säule. Das Füllmaterial setzte sich zusammen aus einer dünnen Bodenschicht aus groben und feinem Filterkies auf dem Gitter zum Zurückhalten der oberen beiden Materialschichten. Darauf befand sich die untere Materialschicht (40 cm) aus Filtersand-GAK-Gemisch (volumetrisch gemischt). Der Filtersand ist ein Quarzfiltersand, der in kommunalen Kläranlagen eingesetzt wird, und kam aus dem Bestand des LFKW. Es ist das gleiche Material, wie in den Schüttelversuchen verwendet (siehe Kapitel 6.2.2). Ursprünglich sollte Material aus demselben Kieswerk wie die originale Retentionsbodenfilterfüllung des RBF Tobelbach verwendet werden. Dieses wies allerdings einen zu hohen Feinanteil auf, der zu Kolmation in den Versuchssäulen geführt hätte. Die eingesetzte GAK ist die GAK 6 aus den Schüttelversuchen aus dem laufenden Betrieb eines GAK-Adsorbers und bereits beladen mit 4300 Bettvolumen (siehe Tabelle 6.2).

Als obere Schicht (40 cm) wurden alle Säulen gleichermaßen mit einer Mischung aus Retentionsbodenfilter-Material (RBF-M) und Filtersand bestückt. Das Retentionsbodenfiltermaterial der oberen Säulenschicht wurde aus der oberen Schicht an drei Stellen des Retentionsbodenfilter in Tettnang entnommen (siehe 4.3.5). Es wurde eine Mischprobe volumetrisch aus den drei Probenahmestellen hergestellt und in die Versuchssäulen eingebracht. Die Höhe der beiden Materialschichten ist analog zum Aufbau des beprobten Retentionsbodenfilters in Tettnang gewählt (siehe Kapitel 4.1.3). Ebenso wurde der Drosselabfluss der Säulenversuche anhand des max. Drosselabflusses und der maximalen Filtergeschwindigkeit von 0,018 m/h des beprobten Retentionsbodenfilters in Tettnang festgelegt, um vergleichbare Bedingungen zu schaffen (siehe 4.1.3). Zusammensetzung der Säulen und die Eckdaten der Versuchsdurchführung sind in Tabelle 6.6 aufgelistet. Der Säulenaufbau ist in Abbildung 6.6 gezeigt.

Der Anteil an eingebauter GAK in der unteren Schicht wurde in Anlehnung zum RBF+ Projektes des Erftverbands gewählt (Ahring et al. 2024), wobei anstelle von 30 % Anteil in der unteren Materialschicht nur 20 % als Mittel zwischen 0 und 40 % eingebaut wurden. Für die obere Materialschicht wurde der Retentionsbodenfilteranteil von 20 % anhand von Vortests gewählt, um den Filtersand biologisch anzuimpfen ohne Kolmation hervorzurufen. Anstelle einer frischen GAK wurde eine vorbeladene GAK verwendet, um Adsorptionsprozess zu einem späteren Zeitpunkt und mögliche Desorption untersuchen zu können.



Abbildung 6.6: Säulenversuche - Versuchsaufbau (v.r.n.l.: Säule 1 bis 3)

Tabelle 6.6: Säulenversuche - Zusammensetzung und Versuchsabläufe

Parameter	Säule 1	Säule 2	Säule 3
Schicht 1 (40 cm)	Mischung: 20% RBF-M mit Filtersand (Quarzsand, 0,75 - 1,25mm)		
Schicht 2 (40 cm)	Filtersand (Quarzsand, 0,75 - 1,25 mm)	Filtersand (Quarzsand, 0,75 - 1,25 mm) mit 20 % GAK 6	Filtersand (Quarzsand, 0,75 - 1,25 mm) mit 40 % GAK 6
Drainage	Kies (Zwei Schichten: ca. 6,3 - 10 mm, ca. 3,55 - 6,3 mm)		
GAK	-	Jacobi AquaSorb 630 aus der KA Deißlingen mit 4300 Bettvolumen (GAK 6)	
Drosselabfluss	150 ml/h		
Ereignislänge	10 h mit anschließendem Leerlaufen über Nacht		
Zulauf	Ablauf Vorklärung (LFKW) 1:5 verdünnt		
Abwassermenge	3,0 L/Versuch je Säule		
Anzahl Versuche	3 Wiederholungen (min. 1 Woche Abstand), dann Auswaschversuch mit Regenwasser, gefolgt von 3 Wiederholungen (min 2. Woche Abstand)		

6.3.3 Versuchsdurchführung

Insgesamt wurden sieben Versuche durchgeführt, wie in Tabelle 6.6 dargestellt. Die ersten drei Versuche (V1 - V3) wurden mit verdünntem Abwasser aus dem Ablauf Vorklärung (LFKW, Büsnu) als „synthetisches Mischwasser“ mit ein bis zwei Wochen Abstand zwischen den Versuchen durchgeführt. Anschließend gab es einen Auswaschversuch mit Regenwasser (V4), welches einer Zisterne auf dem LFKW-Gelände entnommen wurden. Die Zisterne ist an ein Bitumendach angeschlossen ist. Mit einem Abstand von 2,5 Monaten wurden weitere drei Vergleichsversuche (V5 - V7) mit synthetischem Mischwasser und zwei bis drei Wochen Abstand Belüftungspause durchgeführt.

Während der Versuche wurde der Drosselablauf von 150 ml/h manuell geregelt. Über 10 h (V1 - V4) bzw. 9 h (V5 - V7) wurde pro Stunde eine Probe gesammelt und separat abgefüllt. Diese Proben werden nachfolgend als 1.1 bis 1.10 für Säule 1, 2.1 bis 2.10 für Säule 2 und 3.1 bis 3.10 für Säule 3 bezeichnet. Aufgrund des Versuchsaufbaus wurde der Durchfluss während des Versuchs immer wieder angepasst, um pro Stunde ein Probenvolumen von 150 ml/h zu erreichen. Es war nicht möglich einmalig einen konstanten Durchfluss für die gesamte Versuchslänge auszulitern und einzustellen. Nach den 10 bzw. 9 h wurde der Versuch gestoppt und die Säulen über Nacht leerlaufen gelassen. Dieses Volumen wurde als Restprobe (R) separat gesammelt. Zusätzlich wurde das Volumen, das während der Säulenbeschickung durchgelaufen ist, als separate First Flush Probe gesammelt.

In allen Proben wurde die Analytik der wasserchemischen Parameter (u.a. pH, Leitfähigkeit, SAK_{254} , DOC, Nährstoffe), wie in Tabelle 6.7 gezeigt, durchgeführt. Im Regenwasserversuch V4 wurden die Parameter $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ aufgrund der geringen Konzentrationen sowie der Parameter $\text{PO}_4\text{-P}$ in weniger Proben bestimmt. Die Analytik der Spurenstoffe erfolgte im Feed, in einer Mischprobe (MP) der stündlichen Einzelproben je Säule (1.1 - 1.10, etc.) und in der Restprobe (R) mittels LC-MS/MS und GC-MS im LFL (s. a. Kapitel 4.3.3). Für die Spurenstoffanalytik wurden die Proben nicht filtriert, um auch Spurenstoffe in der Partikelphase zu erfassen. Es konnten 35 Spurenstoffe detektiert werden (Auswahl analog Tabelle 5.1.).

Tabelle 6.7: Säulenversuche - Überblick durchgeführter wasserchemischer Analytik

Nr. Probe ¹	pH [-]	Leitfähigkeit [µS/cm]	TOC [mg/l]	DOC [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	CSB [mg/l]	SAK ₂₅₄ [l/m]
Feed	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
X.First-Flush	x	x	x		x	x	x				x
X.1	x	x	x		x	x	x	x	x		x
X.2	x	x									x
X.3	x	x	x		x	x	x				x
X.4	x	x									x
X.5	x	x	x		x	x	x				x
X.6	x	x									x
X.7	x	x	x		x	x	x				x
X.8	x	x									x
X.9 ² / ₋₃	x	x	x		x	x	x				x
X.10 ² / _{X.9³}	x	x	x		x	x	x	x	x		x
X.Rest	x	x	x		x	x	x	x	x		x

¹ x = Platzhalter für den Nummer der Säule; ² V1-V4 wurde über 10 h beprobt; ³ V5-V7 wurde über 9 h beprobt

Zur Auswertung wurde zum einen der Verlauf der Parameter bzw. Konzentrationen über die Versuchszeit betrachtet. Für die Bewertung der Nähr- und Spurenstoffelimination wurden zum Teil die ein- und ausgetragenen Massen pro Versuch als ereignisbezogene Fracht aus den gemessenen Konzentrationen und dem zugeführten bzw. entnommenen Volumen berechnet. Für Proben in denen die entsprechenden Parameter (Nährstoffe) nicht bestimmt wurden, wurde eine mittlere Konzentration der vorhergehenden und der nachfolgenden Probe iterativ angenommen, um daraus die Fracht der Probe zu berechnen. Für Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze wurde die Bestimmungsgrenze angenommen. Basierend auf den Massen wurde die Elimination aller Einzelsubstanzen bzw. Nährstoffe wie folgt berechnet:

$$E = \left(1 - \frac{(m_{MP} + m_R)}{m_F} \right) \cdot 100 \quad (1)$$

E = Elimination in [%]; m_x = Masse in Mischprobe (MP), Restprobe (R), Zulauf (Z) in [µg]

Aufgrund der Versuchswiederholungen unter gleichen Randbedingungen wurden die Bewertung der Spurenstoffeliminationen in diesem Kapitel die Mittelwerte und Standardabweichungen betrachtet und nicht der Median. Je nach Parameter wurden die Frachten der Einzelversuche gemittelt betrachtet oder die Gesamtfrachtelimination über die gesamte Versuchslaufzeit.

6.3.4 Ergebnisse der wasserchemischen Parameter und Nährstoffe

Die Ergebnisse der gemessenen wasserchemischen Parameter und Nährstoffe werden nachfolgenden aufgeführt und interpretiert. Im Rahmen der Auswertung wird wiederholt der Begriff Auswaschung verwendet. Hiermit ist eine Vielzahl von möglichen Prozessen gemeint, die stattfinden jedoch nicht immer eindeutig differenziert werden können. Hierzu zählen Desorption, ionische Wechselwirkungen (Ionenaustausch) oder Transformationen von Stoffen, die allesamt dazu führen, dass die Konzentration, die die Versuchssäulen oder einen Retentionsbodenfilter verlassen höher sind als die Zulaufkonzentrationen.

pH- Wert

Der pH-Wert des Feeds lag in allen Versuchen zwischen 7,00 und 7,99 mit einem Mittelwert von $7,61 \pm 0,35$. In den Säulen war der pH-Wert in Säule 1 mit $7,82 \pm 0,28$ minimal höher (Min: 6,76; Max: 8,33) als in Säule 2 mit $7,64 \pm 0,17$ (Min: 6,82; Max: 8,11). In Säule 3 war der pH-Wert im Mittel mit $7,54 \pm 0,27$ (Min: 6,63; Max: 8,27) am niedrigsten. Die Unterschiede sind gering, sodass die Säulen und das Verhalten der Spurenstoffe als vergleichbar angesehen werden kann ohne, dass ein starker Einfluss des pH-Wertes auf die Eliminationsprozess zu erwarten ist.

Die pH-Wert Änderungen sind geringer als im untersuchten Retentionsbodenfilter Tobelbach (siehe 5.4.1). Trotz stattfindender Nitrifikation, wie später beschrieben und diskutiert, kam hier nicht zu einer relevanten pH-Wert-Änderung während der Versuche. In Säule 2 und Säule 3 lag der mittlere pH-Wert in den Versuchen V5 - V7 niedriger als in den ersten Versuchen V1 - V3. Dies kann ein Hinweis auf biologische Prozesse in Säule 2 und 3 sein, die sich nach der langen Versuchspause wieder neu etabliert haben oder durch andere Prozesse in Wechselwirkung mit der GAK entstanden sein. Diese Tendenz konnte in Säule 1 nicht festgestellt werden. Der eingebaut Quarzsand hat keine Carbonatausstattung, daher kam es zu keinem Anstieg im pH-Wert.

Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit gibt Aufschluss über den Verlauf eines Versuchs und den Anteil der in der Flüssigkeit vorhandenen Ionen (Metcalf & Eddy Inc. et al. 2014). Der Leitfähigkeitsverlauf über alle Versuche ist je Säule in Abbildung 6.7 dargestellt. Die mittlere Leitfähigkeit in Säule 1 lag bei $495 \pm 110 \mu\text{S/cm}$, in Säule 2 bei $569 \pm 91 \mu\text{S/cm}$ und in Säule 3 bei $668 \pm 103 \mu\text{S/cm}$. Im Feed des synthetischen Mischwassers lag die mittlere Leitfähigkeit bei $518 \pm 45 \mu\text{S/cm}$. Im Regenwasser (V4) lag die Leitfähigkeit mit $51 \mu\text{S/cm}$ deutlich geringer.

Der Leitfähigkeitsverlauf für die drei Säulen ist vergleichbar mit Ausreißern in einzelnen Versuchen. Bei allen Säulen kam es beim Regenwasserversuch (V4) zu Auswaschungen von den vorherigen Versuchen. Während in Säule 1 die Leitfähigkeit nach der 2,5-monatigen Versuchspause in V5 zunächst geringer lag, was auf Restfeuchte des V4 hinweist, kam es in Säule 3 zu höheren Leitfähigkeitswerten.

Generell lag die Leitfähigkeit in den Proben aus Säule 3 etwas höher als in Säule 1 und 2. Säule 1 zeigte tendenziell die niedrigsten Werte.

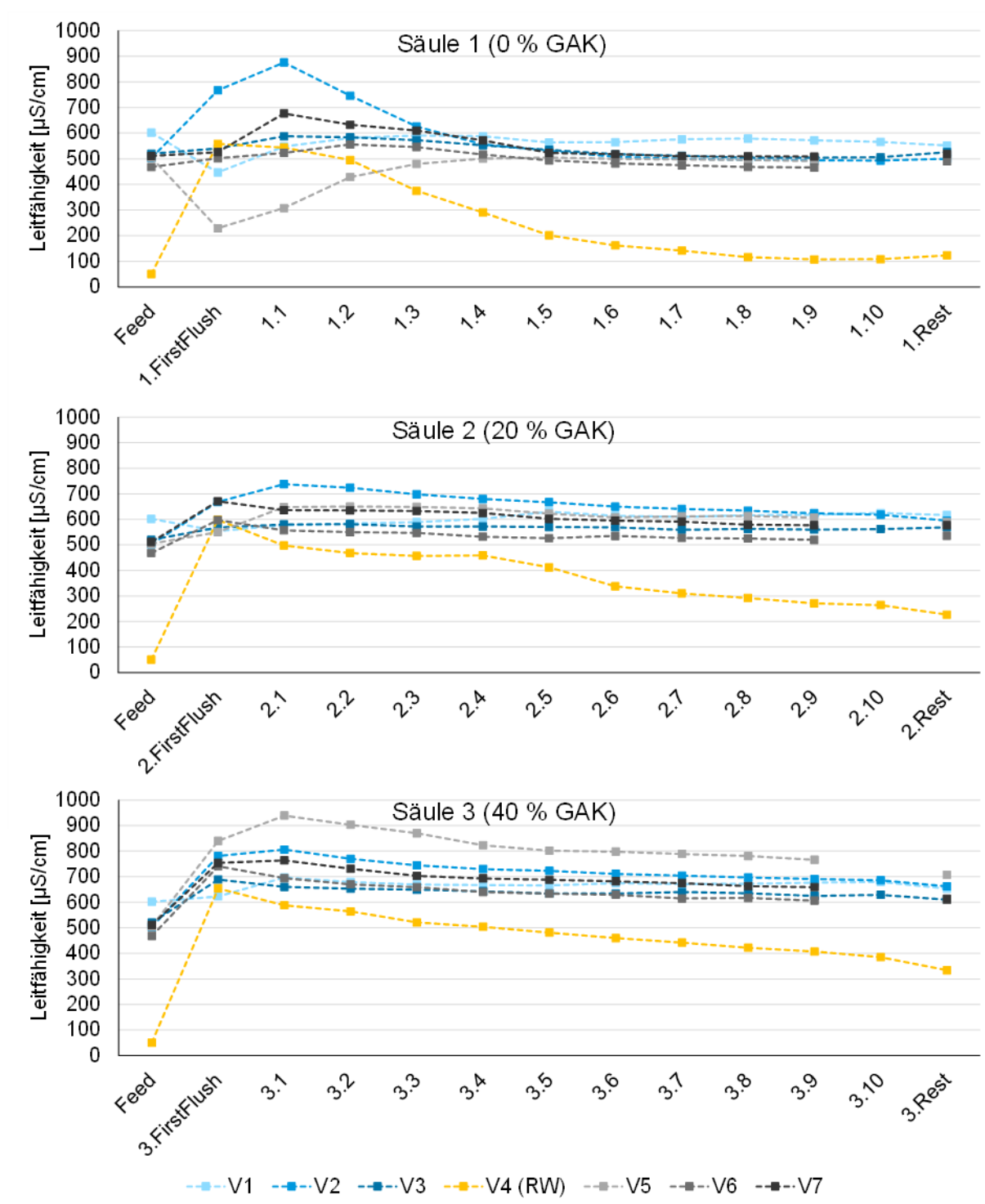


Abbildung 6.7: Säulenversuche - Verlauf der Leitfähigkeit

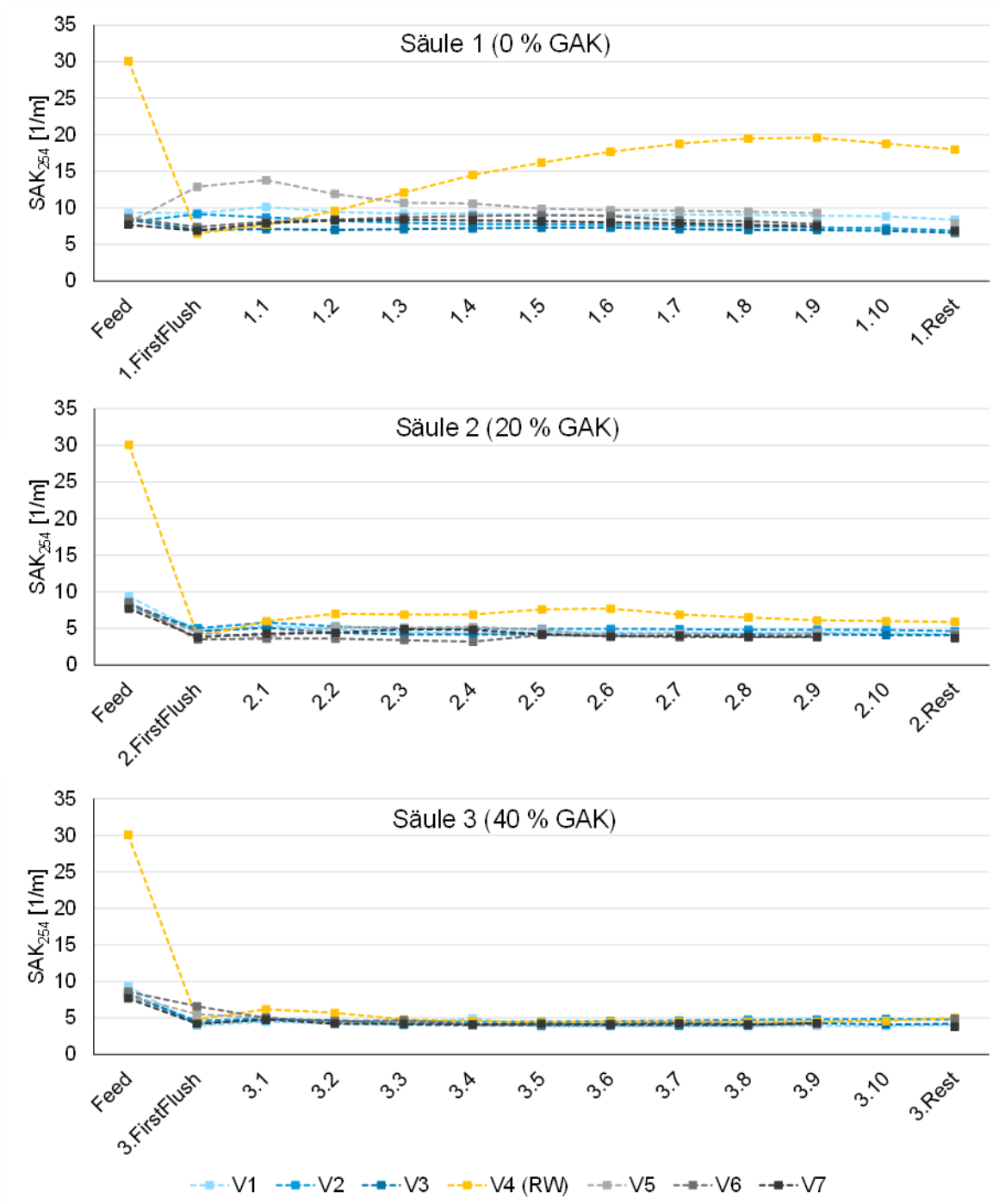
Der Verlauf der Leitfähigkeit zeigt insbesondere mit V4 den Einfluss durch die Gesamtmatrix. So kann es durch Matrixänderungen, in diesem Fall eine deutliche geringere Leitfähigkeit und damit deutlich geringere Anzahl an ionischen Verbindungen im Regenwasser, zu verzögerten Auswascheffekten zwischen einzelnen Mischwasserentlastungsereignissen (hier V1 – V3 und V5 – V7) kommen. Die Ergebnisse zeigen somit ionische Wechselwirkungen (Ionenaustausch) mit den Materialien in den Versuchssäulen, die auch im großtechnischen Retentionsbodenfilter auftreten können und von der Zulaufmatrix beeinflusst werden.

Unter der Annahme, dass die Leitfähigkeit als Fracht über alle Versuche betrachtet werden kann, können auch die Prozesse in den Versuchen V1-V3 und V5 -V7 genauer bewertet werden. Da es in allen Säulen in V4 zu Auswaschungen kam und das Regenwasser eine deutlich andere Matrix aufweist, wird dieser Versuch bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Aus der in Kapitel 6.3.3 beschriebenen Frachtbilanzierung ergibt sich somit im Mittel der sechs Versuche mit synthetischem Mischwasser für Säule 1 eine Leitfähigkeitsreduktion von $4,1 \pm 5,9 \%$, während es zu einer negativen Elimination (also Zunahme) von $-6,8 \pm 9,7 \%$ in Säule 2 und $-22 \pm 14 \%$ in Säule 3 kam. Dieses Ergebnis bestätigt die Beobachtung, dass es zu einer vermehrten Auswaschung in Säule 3 kam. Das unterschiedliche Verhalten der Leitfähigkeit in den drei Säulen weist auf sich unterscheidenden ionische Wechselwirkungen mit dem Filtersand im Vergleich zur GAK hin. Inwieweit diese Wechselwirkungen durch die Vorbeladung der GAK beeinflusst wurden oder auch an frischer GAK in diesem Maße stattgefunden hätten, kann anhand der durchgeführten Versuche nicht genauer beurteilt werden.

Wie bei den Ergebnissen der Schüttelversuche (SAK₂₅₄ und Spurenstoffe) zeigt auch die Leitfähigkeit in den Säulenversuchen den Einfluss der Gesamtmatrix auf das Ergebnis der Versuche. Im Gegensatz zu den Schüttelversuchen wird in den Säulenversuchen deutlich, dass eine Einzelereignisbetrachtung nicht ausreicht, sondern die Dynamik über einen Gesamtzeitraum von Entlastungsereignissen und Trockenfallphasen betrachtet werden muss, um die ablaufenden Prozesse in einem Retentionsbodenfilter gesamthaft zu verstehen und zu interpretieren.

Verlauf des SAK₂₅₄

In Abbildung 6.8 ist der Verlauf des SAK₂₅₄ je Säule über alle sieben Versuche dargestellt. In allen drei Säulen lag nach den ersten Versuchsstunden ein konstanter SAK₂₅₄ bzw. ein Angleich auf einen konstanten Wert vor. Der SAK₂₅₄ im Feed lag im synthetischem Mischwasser (V1 – V3; V5 – V7) bei $8,36 \pm 0,58 \text{ 1/m}$ und im Regenwasser (V4) bei $30,1 \text{ 1/m}$.


 Abbildung 6.8: Säulenversuche - Verlauf des SAK_{254}

Der SAK_{254} kann als Summenparameter für die Korrelation zu organischen Komponenten wie bspw. den gesamtorganischen Kohlenstoff oder aromatisch, organische Komponenten wie Spurenstoffe herangezogen werden (Dobbs et al. 1972; Thomas et al. 2017; Altmann et al. 2016). Die Leitfähigkeit umfasst dagegen nur anionische und kationische Substanzen (Metcalf & Eddy Inc. et al. 2014). Dadurch zeigen beide Parameter unterschiedliche Substanzgruppen und deren Prozesse (Sorption, Ionenaustausch) auf, die als Wechselwirkung mit dem Material im Retentionsbodenfilter ablaufen können.

Insgesamt lag der erreichte SAK_{254} für Säule 2 und Säule 3 geringer als für Säule 1, was den Erwartungen entspricht, da die eingesetzte GAK zu einer Reduktion des SAK_{254} führen soll. Der Verlauf des SAK_{254} deutet damit auf eine bessere Elimination der Spurenstoffe in den Säulen mit GAK hin im Vergleich zur Säule ohne GAK und zeigt den positiven Effekt durch einen Einbau von GAK im Retentionsbodenfilter auf die generelle Reduktion des SAK_{254} . Das tatsächliche Verhalten der untersuchten Spurenstoffe in den Säulen wird in Kapitel 6.3.5 betrachtet.

Kohlenstoffelimination (DOC, TOC, CSB)

Mit Ausnahme der Zulaufprobe, in der der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) zusätzlich zum gesamten organischen Kohlenstoff (Total Organic Carbon, TOC) bestimmt wurde, wurde in allen anderen Proben nur der TOC gemessen. Dieser kann in den Ablaufproben der Säulen aufgrund der geringen Trübung und durchgeführter anfänglicher Vergleichsmessungen als DOC angesehen und direkt mit den DOC-Messungen in der Zulaufprobe in Relation gesetzt werden. Nachfolgend werden diese TOC-Daten der Übersichtlichkeit halber als DOC bezeichnet. Die mittlere DOC-Zulaufkonzentration lag bei 6,8 mg/L. Die Ablaufkonzentrationen lagen im Mittel bei 5,7 mg/l in Säule 1, bei 4,0 mg/l in Säule 2 und bei 3,9 mg/l in Säule 3. Damit lag die mittlere DOC-Reduktion in Säule 1 mit 17 % erwartungsgemäß geringer als in Säule 2 (40 %) und Säule 3 (41 %) mit Aktivkohle.

In Abbildung 6.9 ist der Verlauf des DOC über alle Versuche und alle Säulen dargestellt. Die einzelnen Versuche zeigen einen vergleichbaren Verlauf. Insgesamt zeigt Säule 3 die stabilste DOC-Reduzierung. Auch Säule 2 zeigt niedrigere DOC-Werte als Säule 1, die die größten Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchen aufweist.

Der gelöste organische Kohlenstoff umfasst alle gelösten organischen Verbindungen als Summenparameter (Gujer 2007) und damit neben leicht abbaubaren Stoffen auch organische Spurenstoffe. Dadurch ist die vermehrte Elimination in den Säulen mit GAK auf eine Wechselwirkung dieser organischen Stoffe mit der Aktivkohle zurückzuführen. Während die Zugabe von GAK zu einer deutlichen Steigerung der Eliminationsleistung im Vergleich zu Säule 1 führt, erhöht ein höherer GAK-Anteil die Elimination nicht zwangsläufig weiter. Dies wird nachfolgend mit der Elimination der einzelnen gemessenen Spurenstoffe in 6.3.5 verifiziert.

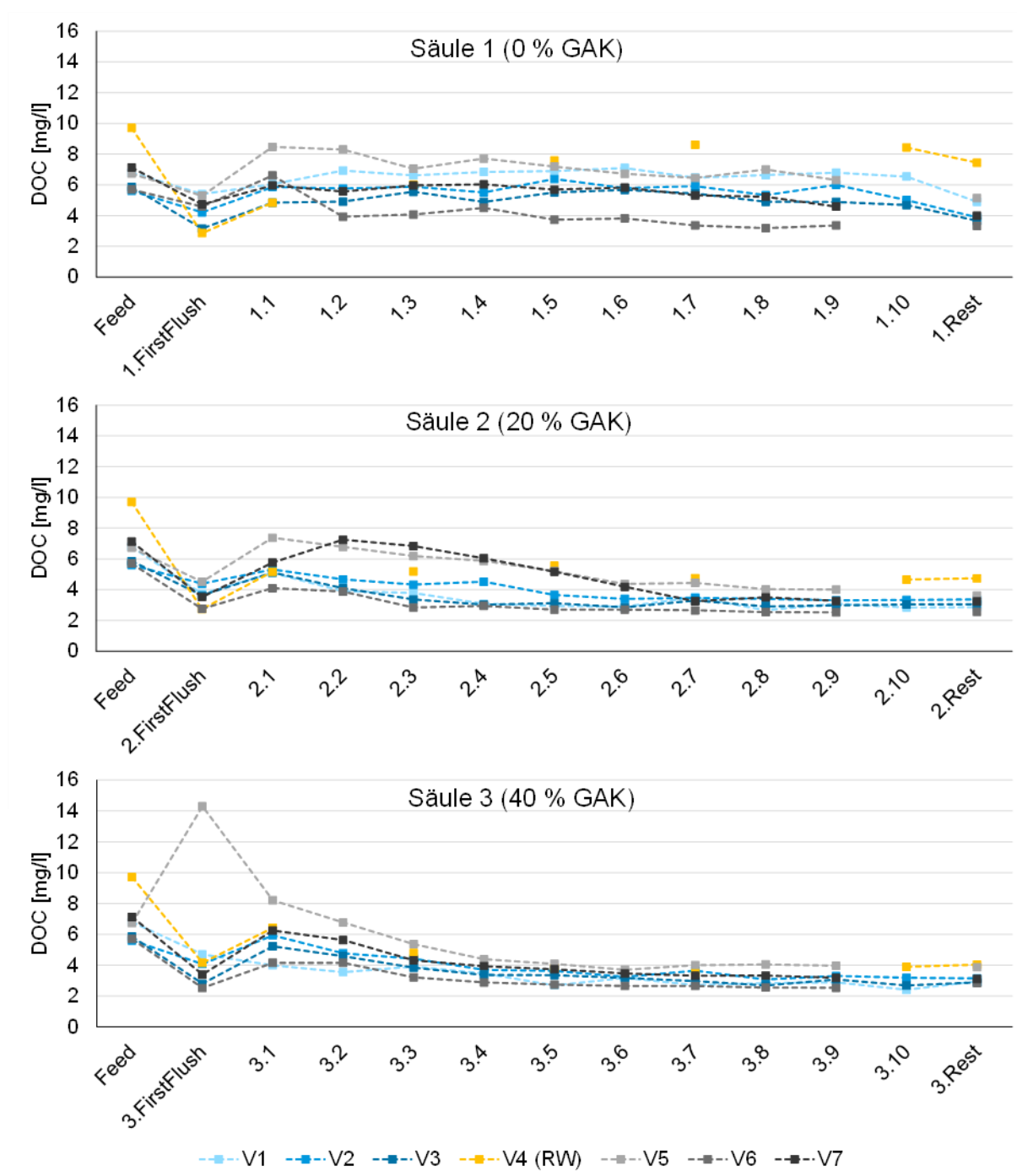


Abbildung 6.9: Säulenversuche - Verlauf des DOC

Stickstoffelimination

Zur Beurteilung der Stickstoffelimination sind die Zulaufkonzentrationen der Einzelversuche und die mittlere Ammonium-Elimination in der Tabelle 6.8 dargestellt. Dabei wurde die mittlere Ammonium-Elimination pro Ablaufwert bezogen auf die Zulaufkonzentration berechnet und hieraus der Mittelwert gebildet. Die Zulaufkonzentrationen an Nitrat-Stickstoff sind ebenfalls dargestellt. Im Regenwasserversuch V4 kam es zu sehr geringen Zulaufkonzentrationen und gleichzeitig zu Auswaschungen in den ersten Proben, wahrscheinlich durch das Ausspülen von Restfeuchte aus vorherigen Versuchen, daher wird dieser Versuch nicht weiter betrachtet.

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Zulaufkonzentrationen lagen in den Säulenversuchen deutlich höher als im untersuchten RBF Tobelbach (siehe Kapitel 5.4.3). Die dennoch sehr hohe Elimination zeigt das Sorptions- und Nitrifikationspotential von Retentionsbodenfiltern.

Tabelle 6.8: Säulenversuche – Zulaufkonzentration $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ Elimination je Säule

	Zulaufkonzentration $\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	Zulaufkonzentration $\text{NO}_3\text{-N}$ [mg/l]	Mittl. $\text{NH}_4\text{-N}$ Elimination [%] Säule 1	Mittl. $\text{NH}_4\text{-N}$ Elimination [%] Säule 2	Mittl. $\text{NH}_4\text{-N}$ Elimination [%] Säule 3
V1	18	0,43	77	99	99
V2	9,6	0,62	94	99	99
V3	9,5	0,46	96	99	99
V4 (RW)	0,08	0,46	53	47	28
V5	9,1	0,92	96	99	99
V6	9,3	0,77	97	99	99
V7	7,9	0,84	98	99	99

Phosphatelimination

In allen Versuchen wurde $\text{PO}_4\text{-P}$ gemessen, um einen Hinweis auf das Verhalten von Phosphat in den Versuchssäulen zu erhalten. Die Zulaufkonzentrationen je Versuch und die mittleren Ablaufkonzentrationen je Versuch und Säule sind in Tabelle 6.9 dargestellt. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Zulaufkonzentrationen sind bereits niedrig. Es kam zu einer leichten Reduktion in allen Säulen, was auf chemische P-Elimination und Wechselwirkung mit dem Quarzsand zurückzuführen ist. Eine vermehrte biologische P-Elimination (Bio-P) wird ausgeschlossen, da die Gegebenheiten für eine biologische P-Elimination (anaerobe Bedingungen) in den Säulen, wie auch in Retentionsbodenfiltern, nicht gegeben sind.

Tabelle 6.9: Säulenversuche – PO₄-P Zulauf- und mittlere Ablaufkonzentrationen

	Zulauf Konzentration PO ₄ -P [mg/l]	Mittl. Ablauf Konzentration PO ₄ -P [mg/l]		
		Säule 1	Säule 2	Säule 3
V1	1,7	< 0,2	0,23	0,28
V2	1,5	< 0,05	0,16	0,18
V3	1,8	0,05	0,21	0,22
V4 (RW)	0,05	0,06	0,15	0,18
V5	0,68	0,08	0,14	0,21
V6	0,99	0,07	0,18	0,20
V7	0,79	0,15	0,19	0,25

6.3.5 Ergebnisse der Spurenstoffanalytik

Für die Bewertung der Spurenstoffelimination ist die Gesamtelimination als Breitbandwirkung in den Säulen ohne und mit Aktivkohle von Interesse. Außerdem zeigt die Betrachtung der Elimination der Einzelsubstanzen, für welche Stoffe eine Zugabe von Aktivkohle eine bessere Elimination bringen kann. Nachfolgend wird zuerst die Gesamtelimination betrachtet. Anschließend werden die Eliminationen der Einzelsubstanzen in den Säulenversuchen mit synthetischem Mischwasser gruppiert diskutiert. Dabei wird der Einfluss der Aktivkohlezugabe als Hauptbewertungskriterium herangezogen und mit dem erwarteten Verhalten der Stoffe bei pH 7-8 (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3) in Relation gesetzt. Es werden die folgenden Abkürzungen verwendet: WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb. = abbaubar (bzw. transformierbar) und per = persistent. Für alle kommenden Literaturvergleiche ist außerdem zu beachten, dass die Spurenstoff-Messungen in diesem Projekt an ungefilterten Proben stattgefunden haben, um auch partikulär gebundene Stoffe zu erfassen. In vielen Vergleichsstudien werden die Proben membranfiltriert gemessen, sodass es hierdurch insbesondere bei den Stoffen in der Partikelphase zu Abweichungen kommen kann.

Gesamtbetrachtung: Mittlere Elimination der Spurenstoffe

Die gemittelte Elimination aller 35 gemessenen Spurenstoffe ist pro Versuch und über alle Versuche gemittelt in Tabelle 6.10 dargestellt¹³. Die mittlere Elimination in Säule 1 lag mit 41 % (gemittelt ohne V4) geringer als in Säule 2 (74 %) und Säule 3 (68 %). Damit zeigte sich, wie erwartet, eine bessere Elimination durch die Zugabe von Aktivkohle in den Säulen. Die Elimination in Säule 1 liegt in einem vergleichbaren Rahmen zu mechanisch-biologischen Kläranlagen mit Nitrifikation, die mit 40 – 50 % im Mittel für ein breites Stoffspektrum angegeben ist (Abegglen und Siegrist 2012; Margot 2015). Die Gesamtelimination ist sehr von der Auswahl der Spurenstoffe abhängig, da die Elimination der Einzelstoffe stark schwankt, was auch den Untersuchungen zur Spurenstoffelimination in der mechanisch-biologischen Stufe in Baden-Württemberg und der Schweiz zu entnehmen ist (Rößler und Launay 2019; Wunderlin et al. 2024).

¹³ Im synthetischen Mischwasser konnten mehr Stoffe > BG gemessen werden als beim RBF-Monitoring

Tabelle 6.10: Säulenversuche - Gemittelte Eliminationsleistung der 35 Spurenstoffe

	Mittlere Elimination (n=35) ¹ [%]		
	Säule 1 (0 % GAK)	Säule 2 (20 % GAK)	Säule 3 (40 % GAK)
V1	26 (30)	74 (75)	68 (78)
V2	41 (42)	80 (81)	60 (72)
V3	49 (52)	76 (77)	74 (83)
V4 (RW)	-11.972	-6.880	-36.224
V5	35 (44)	63 (73)	60 (70)
V6	44 (47)	73 (75)	63 (73)
V7	49 (51)	78 (79)	80 (83)
Mittelwert (ohne V4)	41 ± 9,2 (44 ± 8,0)	74 ± 5,7 (77 ± 2,9)	68 ± 8,1 (76 ± 5,7)
¹ In Klammern: Mittlere Elimination (n=32) ohne TCPP, MTBT und BT			

Die Elimination in Säule 3 lag trotz des höheren Aktivkohleanteils für die 35 Spurenstoffe etwas geringer als in Säule 2. Dies kann auf Auswaschung (voraussichtlich Desorption) in der vorbeladenen Aktivkohle zurückgeführt werden. Die Aktivkohle war zum Zeitpunkt des Einbaus in die Versuchssäulen mit 4300 Bettvolumen beladen und wurde zuvor im Ablauf einer Kläranlage eines anderen Einzugsgebiets mit anderer Abwassermatrix (Spurenstoffzusammensetzung) verwendet. Dadurch kam es durch die geringere Belastung in den Säulenversuchen zur Auswaschung mancher Spurenstoffe. Insbesondere Tris-chlorpropyl-phosphat (TCPP), Methylthiobenzothiazol (MTBT) und Benzothiazol (BT) zeigten hier einen großen Einfluss. In Tabelle 6.10 ist neben der Gesamtelimination auch die Elimination pro Säule ohne diese drei Spurenstoffe dargestellt. Hier zeigt sich ein geringerer Unterschied zwischen Säule 2 und Säule 3, was diese Annahme bestätigt.

In allen drei Säulen kam es im Regenwasserversuch V4 zu Auswaschungen, was hauptsächlich auf Desorptionsprozess aus der Aktivkohle und niedrigere Spurenstoffkonzentrationen zurückgeführt wird. In diesem Versuch lagen von den 35 gemessenen Spurenstoffen 23 unter der Bestimmungsgrenze. Für diese Stoffe wurde die Bestimmungsgrenze zur Berechnung der Frachten pro Versuch und den daraus resultierenden Eliminationsgraden angenommen. Durch sehr niedrige Bestimmungsgrenzen kam es zu stark negativen „Eliminationen“, wie in Tabelle 6.10 gezeigt. Für die 12 Spurenstoffe, die im Regenwasser detektiert wurden, ergibt sich dagegen in Säule 1 eine mittlere Elimination von - 105 %, in Säule 2 von - 32 % und in Säule 3 von - 67 %. Für einige Stoffe, die auch durch das Regenwasser eingetragen wurden, wie bspw. der Moschusduftstoff Tonalid (AHTN) und die Phosphatverbindungen Tris-2-chlorethylphosphat (TCEP) und Tris-dichlorpropylphosphat (TDCPP) konnte in den Säulen 2 und 3 mit GAK weiterhin eine positive Elimination erreicht werden, während in Säule 1 Auswaschungen stattfanden oder TDCPP ohne Elimination durch die Säule lief. Insgesamt zeigte Säule 2 die geringste Auswaschung. Je nach Auswahl der Spurenstoffe kam es in Säule 1 oder Säule 3 zu mehr Auswaschungen. Der genaue Prozess der Auswaschungen ist in weiteren Projekten noch zu untersuchen.

Zum Vergleich der ermittelten Eliminationsleistung in den Versuchssäulen mit anderen Verfahren ist zusätzlich die Elimination der gemessenen Spurenstoffe aus der Novellierung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) in Tabelle 6.11 dargestellt. Es wurden 10 von 12 der in der KARL in Anhang I Teil C aufgelisteten Spurenstoffe gemessen (Europäische Union 2024). Dargestellt ist der Mittelwert dieser zehn Stoffe pro Versuch. Über alle Versuche mit synthetischen Mischwasser (ohne V4) wurde eine mittlere Elimination von 51 % in Säule 1, 85 % in Säule 2 und 83 % in Säule 3 erreicht. Für alle drei Säulen liegt die mittlere Elimination der EU-KARL Stoffe damit höher als die Elimination aller gemessener Spurenstoffe.

Tabelle 6.11: Säulenversuche - Gemittelte Eliminationsleistung der EU KARL-Liste

	Mittlere Elimination (n=10) [%] ¹		
	Säule 1 (0 % GAK)	Säule 2 (20 % GAK)	Säule 3 (40 % GAK)
V1	61	80	74
V2	43	78	71
V3	48	86	87
V4 (RW)	-3.466	-1.266	-1.730
V5	49	85	89
V6	49	88	88
V7	55	92	89
Mittelwert (ohne V4)	51 ± 6,1	85 ± 5,4	83 ± 8,1
¹ Gemessene zehn Stoffe der EU-KARL (ohne Gewichtung nach KARL): Amisulprid (Kat 1), Candesartan (Kat 2), Carbamazepin (Kat 1), Citalopram (Kat 1), Clarithromycin (Kat 1), Diclofenac (Kat 1), Irbesartan (Kat 2), Metoprolol (Kat 1), Venlafaxin (Kat 1), 1H-Benzotriazol (Kat 2); Nicht gemessene Stoffe der EU-KARL Liste: Hydrochlorothiazid (Kat 1), Σ 4- und 5- Methylbenzotriazol			

In Säule 1 wurde mit 51 % eine deutlich bessere Elimination dieser zehn Stoffe erreicht als in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch. In der Studie von Götz et al. (2015), die die Grundlage zur Stoffauswahl in der Schweiz darstellt, lag die mittlere Elimination hier bei nur 12 %. Sowohl in Säule 2 als auch in Säule 3 konnte durch das Einbringen der Aktivkohle eine mittlere Elimination von > 80 % erreicht werden, was den Trockenwettervorgaben der EU-KARL und der KomS-Handlungsempfehlung entspricht (Europäische Union 2024; Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW 2018). Wobei zu berücksichtigen ist, dass die Berechnung der Elimination nicht nach Handlungsempfehlung durchgeführt wurde, sondern alle Eliminationsgrade unabhängig von der Zulaufkonzentration berücksichtigt wurden.

Zusammengefasst haben die Versuchssäulen gezeigt, dass ohne Aktivkohle eine Elimination vergleichbar zur mechanisch-biologischen Kläranlage für ein breites Spektrum an regen- und mischwasserbürtigen Spurenstoffen erreicht werden kann. Für die Stoffe zur Überwachung der Spurenstoffelimination nach EU-KARL kann eine deutlich höhere Elimination als in der mechanisch-biologischen Stufe erreicht werden. Durch Zugabe von Aktivkohle kann die Gesamtelimination der Spurenstoffe deutlich gesteigert werden und eine Elimination von > 80 % erzielt werden. Da die Aktivkohle im Retentionsbodenfilter nicht einfach wie in den Spurenstoffeliminationsverfahren ausgetauscht werden kann, ist in großtechnischen Projekten die Langzeiteliminationsleistung bei Einbringen der Aktivkohle noch weiter zu untersuchen.

Dabei variiert die Elimination der einzelnen Spurenstoffe, wie nachfolgend nach Eliminationsgraden gruppiert aufgeführt. Im Retentionsbodenfilter konnten einige Spurenstoffe gemessen werden (siehe Tabelle 5.1), die nicht in den Säulenversuchen betrachtet werden können. QAV1 und QVA2 zeigten inkonsistente Ergebnisse, die daher nicht weiter betrachtet werden. Terbutryn und Benzophenon werden im LFKW in Büsnau nicht detektiert.

Spurenstoffe ohne Einfluss der Aktivkohlezugabe

Insgesamt acht der 35 gemessenen Spurenstoffe wurden in allen drei Säulen mit > 80 % reduziert, unabhängig von der Aktivkohlezugabe. Diese Stoffe wurden entweder biologisch transformiert oder konnten durch Wechselwirkung mit den Materialien (Filtersand, etc.) zurückgehalten werden. Die Zulaufkonzentrationen sowie Eliminationsgrade sind für die Versuche mit synthetischem Mischwasser (V1-V3 und V5-V7) gesamthaft gemittelt je Säule in Tabelle 6.11 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen bei den Säulenversuchen lagen höher als beim beprobten Retentionsbodenfilter in Tettnang mit der Ausnahme von Venlafaxin. Citalopram und Clarithromycin wurden aufgrund des vorhandenen Probenvolumens im Monitoring nicht gemessen.

Tabelle 6.12: Säulenversuche - Spurenstoffe mit Elimination > 80 %: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Mittl. Zulaufkonzentration [µg]	Säule 1	Säule 2	Säule 3
					Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]
Pharmaka + Transformationsprodukte	Citalopram	CIT	WP, abb	0,096 ± 0,038	94 ± 4	96 ± 0,4	96 ± 1
	Clarithromycin	CYM	WP, abb	0,073 ± 0,13	86 ± 7	81 ± 15	79 ± 17 ²
	O-Desmethylnaloxon	TRAM O-DESM	WP, abb	0,086 ± 0,046	82 ± 13	98 ± 2	90 ± 11
	Venlafaxin	VEN	WP, abb	0,14 ± 0,29	98 ± 1	98 ± 0,7	98 ± 1
Duftstoffe	Galaxolid	HHCB	PP, abb	3,9 ± 1,7	87 ± 15	90 ± 7	90 ± 8
	Patchouli-Ethanon	OTNE	PP, abb	7,9 ± 1,2	93 ± 4	95 ± 2	95 ± 1
Sonstige	Coffein	COF-FEIN	WP, abb	118 ± 35	97 ± 4	98 ± 2	99 ± 2
	N,N,N',N'-Tetraacetylen-diamin	TAED	WP, abb	28 ± 12	96 ± 1	100 ± 0,03	100 ± 0,2

¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3);
² Elimination knapp unter 80 %, da Zulaufkonzentrationen in Einzelversuchen sehr gering

Alle in Tabelle 6.11 gezeigten Spurenstoffe werden als abbaubar/transformierbar eingestuft, unabhängig davon, ob diese bei pH 7 bis 8 eher in der Wasserphase vorliegen oder sich an Partikel anhaften, wodurch die Ergebnisse erwartbar sind. Die Spurenstoffe Citalopram, Clarithromycin und Venlafaxin wurden in allen drei Säulen deutlich besser reduziert als in der mechanisch-biologischen Kläranlage (Götz et al. 2015). Zum Vergleich wurde Citalopram bei der einzelnen Beprobung der Kläranlage Eriskirch bei Regenwetter zu 7 % und Venlafaxin zu 48 % in der mechanisch-biologischen Stufe eliminiert (siehe Anhang 10.2.2). Für das Transformationsprodukt O-Desmethyl-Tramadol wurde bei der Beprobung eine negative Elimination von -20 % ermittelt. Der Duftstoff HHCB wurde bei Regenwetter zu 42 % eliminiert, was ähnlich den Daten für mechanisch-biologische Kläranlagen von Keysers (2016) ist, jedoch deutlich geringer als die durch Blum et al. (2017) angegeben 84 % und durch Luo et al. (2014) angegebenen 88 %. Für Kleinkläranlagen mit Bodenfilter konnte eine HHCB-Elimination von 95 % gezeigt werden, was mit den Säulenversuchen vergleichbar ist (Blum et al. 2017). Auch Patchouli-Ethanon (OTNE) wurde in der Kläranlage bei Regenwetter mit 59 % geringer eliminiert als in den Säulenversuchen. Mit der Ausnahme von HHCB lagen die Zulaufkonzentrationen der Säulen deutlich geringer als der Zulauf der Kläranlage bei Regenwetter. Diese Ergebnisse sind vergleichbar zum untersuchten RBF Tobelbach, in dem die biologischen transformierbaren und partikulär gebundenen Spurenstoffe HHCB und Patchouli-Ethanon ebenfalls deutlich zwischen Zu- und Ablauf des RBF reduziert wurden (siehe 5.5.2)

Im Gegensatz zu den Eliminationen > 80 % von HHCB und dem Tramadol-Transformationsprodukt O-Desmethyl-Tramadol wurden das Transformationsprodukt HHCB-LAC und die Hauptsubstanz Tramadol durch die Zugabe von Aktivkohle deutlich besser eliminiert als in der Vergleichssäule ohne Aktivkohle. Daher werden beide Substanzen im nachfolgenden Unterkapitel in Tabelle 6.14 und Tabelle 6.15 separat aufgeführt.

Coffein wird auch in mechanisch-biologischen Kläranlagen sehr gut reduziert und ist daher ein Marker für die biologische Aktivität in den Säulen (Götz et al. 2015). Auch N,N,N',N'-Tetraacetylenhendiämin (TAED) wird zuverlässig in Kläranlagen entfernt (Sýkora et al. 2001; Gilbert 1992). Beide Spurenstoffen wurden bei der Regenwetterbeprobung der Kläranlage Eriskirch sehr gut reduziert (siehe Anhang 10.2.2). Auch diese Ergebnisse sind vergleichbar zum untersuchten RBF Tobelbach, in dem u.a. TAED als biologisch (schnell) transformierbarer Spurenstoffe im RBF reduziert wurde (siehe 5.5.1).

Für die genannten Spurenstoffe konnten vergleichbare oder deutlich bessere Elimination als in der mechanisch-biologischen Kläranlage erreicht werden. Es können jedoch nicht alle gemessenen Spurenstoffe in hohem Maße in allen Säulen reduziert werden. In Tabelle 6.12 sind sieben Spurenstoffe aufgelistet, die eher mittelmäßig bis schlecht reduziert wurden. Eine Ausnahme stellt Phenoxyethanol (POP-1) dar, welches mit 63 – 79 % nur etwas schlechter reduziert wurde als die Spurenstoffe in Tabelle 6.11. Die Elimination bei Regenwetter lag für POP-1 mit 88 % sogar höher als die erreichte Elimination in den Säulen, wobei die Zulaufkonzentration der Säulen im Mittel 2,7-mal höher lag als die Konzentration im Kläranlagenzulauf (siehe Anhang 10.2.2), sodass die Elimination in den Säulen als vergleichbar angesehen werden kann. Für die in Tabelle 6.12 gezeigten Spurenstoffe lagen die Zulaufkonzentrationen bei den Säulenversuchen höher als beim beprobten RBF Tobelbach mit der Ausnahme von TDCPP. Naproxen wurde nicht gemessen. Der pharmazeutische Wirkstoff Naproxen und die Industriechemikalie TDCPP wurden in den Säulen mit 30 – 50 % mäßig reduziert. Für Naproxen liegen die Ergebnisse damit niedriger als in mechanisch-biologischen Kläranlagen, in denen 63 – 78 % Elimination erreicht werden können (Götz et al. 2015; Luo et al. 2014; Margot 2015). Bei der Regenwetterbeprobung der Kläranlage Eriskirch wurden sogar 86 % erzielt (siehe Anhang 10.2.2). In der Studie von Matamoros et al. (2008) wurden 52 % Reduktion im Winter und 92 % im Sommer für Naproxen in einem bestehenden Retentionsbodenfilter nachgewiesen, wo sich die Säulenversuche bei den Ergebnissen im Winter entsprechend der niedrigen Temperaturen in der Versuchshalle eingruppieren. Für TDCPP wird durch Blum et al. (2017) für mechanisch-biologische Kläranlagen 31 % und Bodenfilter 56 % Elimination angegeben. In den Säulen konnte somit eine vergleichbare Elimination erreicht werden. Die Zugabe der granulierten Aktivkohle zeigte damit nur einen geringen, positiven Effekt.

Tabelle 6.13: Säulenversuche - Spurenstoffe mit mittelmäßiger/schlechter Elimination: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Mittl. Zulaufkonzentration [µg]	Säule 1	Säule 2	Säule 3
					Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]
Pharmaka + Transformationsprodukte	Ibuprofen	IBU	WP, abb	11 ± 4,2	42 ± 27	45 ± 30	55 ± 36
	Ibuprofen-OH	IBU-OH	WP, abb	16 ± 3,9	27 ± 26	30 ± 48	65 ± 33
	Ibuprofen-COOH	IBU-COOH	WP, abb	14 ± 6,5	-27 ± 80	-61 ± 107	-49 ± 160
	Naproxen	NAPR	WP, abb	2,9 ± 1,3	30 ± 19	40 ± 22	45 ± 28
Industriechemikalie	1H-Benzotriazol	1H-BTR	WP, per	1,2 ± 0,7	2 ± 30	35 ± 34	22 ± 46
	Tris-dichlorpropyl-phosphat	TDCPP	WP, per	0,051 ± 0,016	36 ± 19	53 ± 28	51 ± 25
Sonstige	Phenoxyethanol	POP-1	WP, abb	68 ± 71	79 ± 19	74 ± 25	63 ± 19

¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3)

Bei 1H-Benzotriazol ist ein positiver Einfluss durch die Aktivkohlezugabe in Säule 2 und Säule 3 zu sehen. Allerdings lag diese geringer als erwartet, da Benzotriazol als sehr gut bis gut adsorbierbar gilt (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2021). In anderen Studien konnte 1H-Benzotriazol zu > 93 % in Retentionsbodenfilter-Pilotanlagen mit und ohne Aktivkohle reduziert werden (Venditti et al. 2022). Die geringeren Eliminationsgrade in den Säulen mit Aktivkohle wird darauf zurückgeführt, dass die Aktivkohle bereits mit 1H-Benzotriazol aus dem Kläranlagenbetrieb vorbeladen war. Gleichzeitig liegen die Zulaufkonzentrationen der Säulen mit knapp einem Drittel geringer als im Kläranlagenzulauf in Eriskirch bei Regenwetter, was die geringere Elimination ebenfalls begünstigt. Die Ergebnisse der Säule 1 sind vergleichbar zur sehr geringen Entnahme im RBF Tobelbach (siehe Abbildung 5.20).

Die in Tabelle 6.13 gezeigten Eliminationsgrade für Ibuprofen und die beiden Transformationsprodukte IBU-OH und IBU-COOH sind gemeinsam zu betrachten, da Ibuprofen in IBU-OH und dieses wiederum in IBU-COOH umgewandelt wird. Die negativen Eliminationsgrade von IBU-COOH zeigen, dass es zu einer Umwandlung bis zu diesem Transformationsprodukt gekommen ist, eine weitere Reduktion aber nur in einzelnen Versuchen stattgefunden hat. Dies ist auch bei Betrachtung der Gesamtelimination (ohne V4) von IBU, IBU-OH und IBU-COOH aus den aufsummierten Frachten erkennbar, die für Säule 1 bei 15 %, für Säule 2 bei 13 % und für Säule 3 bei 29 % lag. Die Ergebnisse liegen deutlich geringer als die Gesamtelimination von allen drei Stoffen in der Kläranlage bei Regenwetter, die 99 % erreichte (siehe Anhang 10.2.2). Die Untersuchungen im RBF Tobelbach zeigten ebenfalls eine geringere Reduktion des Transformationsprodukts IBU-COOH (siehe Tabelle 5.3). Die Ergebnisse der Säulenversuche zeigten im Vergleich dazu aber eine deutlich geringere Reduktion. In vielen Studien wird nur die Elimination von Ibuprofen betrachtet, ohne dabei auf die Transformationsprodukte einzugehen. Ibuprofen wird dabei mit > 90 % Elimination deutlich besser transformiert als in den Säulenversuchen (Keysers 2016; Margot 2015; Luo et al. 2014). Auch in bestehenden Retentionsbodenfiltern wurde in kalten wie warmen Jahreszeiten eine hohe Reduktion von Ibuprofen nachgewiesen (Mata-moros et al. 2008). Die unvollständige Reduktion wird auf die Abwesenheit geeigneter Biomasse zurückgeführt. Bei der Reduktion von Ibuprofen konnte außerdem nach dem Regenwasserversuch V4 und der 2,5-monatigen Pause ein deutlicher Unterschied in der Eliminationsleistung gesehen werden. So kam es in V5 zunächst zu deutlich geringeren Eliminationsgraden, die sich bis V7 wieder verbessert haben. Dies ist auch in den höheren Frachten in V5 und V6 erkennbar, die für alle Versuche in Abbildung 6.10 dargestellt sind.

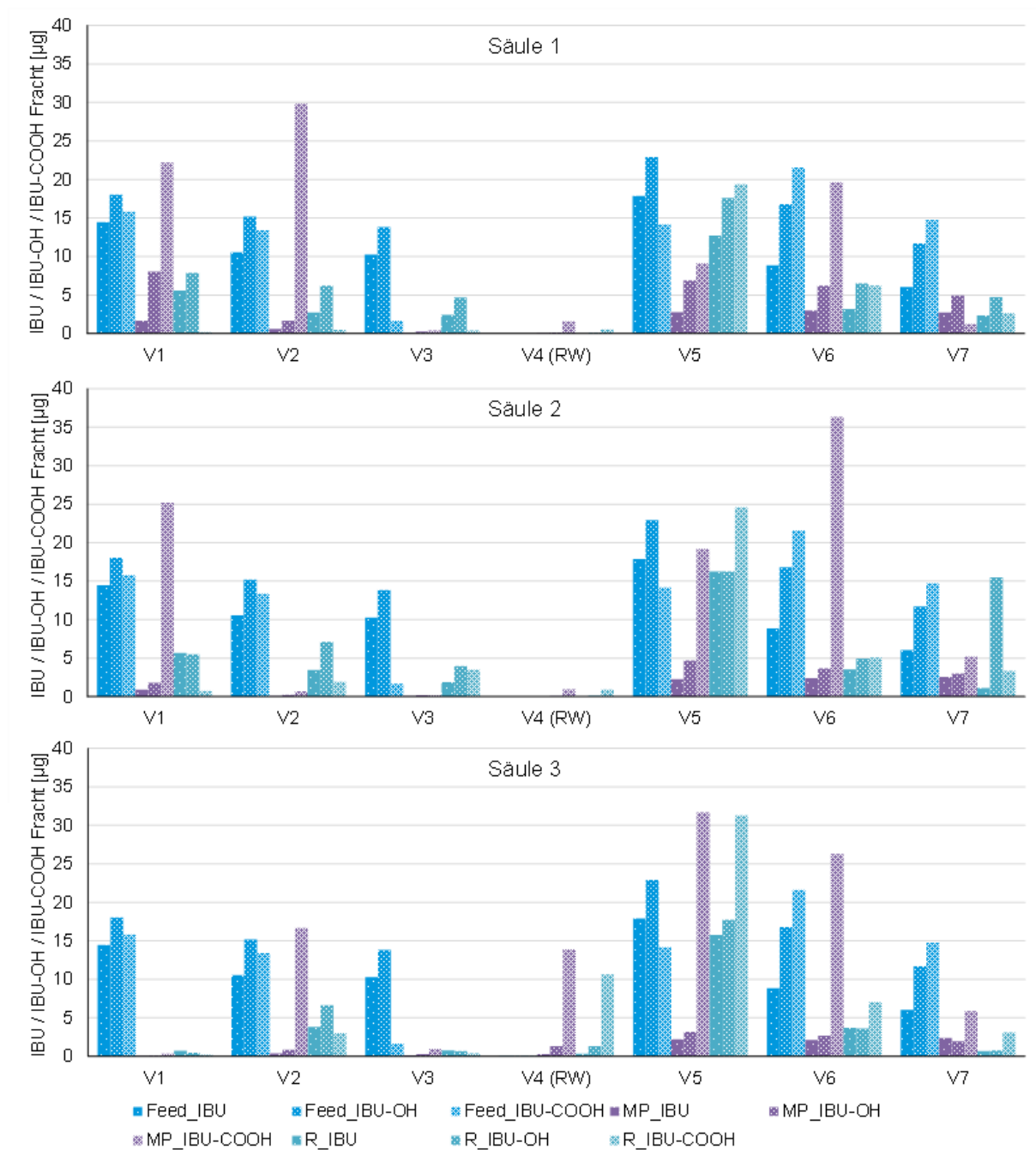


Abbildung 6.10: Säulenversuche - Frachten von Ibuprofen, Ibuprofen-OH und Ibuprofen-COOH

Für großtechnische Retentionsbodenfilter bedeutet dies, dass die Eliminationsleistung von Ibuprofen und dessen Transformationsprodukte sehr von der etablierten Biologie und der Sauerstoffverfügbarkeit abhängen. Insbesondere, da Ibuprofen in der mechanisch-biologischen Kläranlagen inklusive IBU-COOH sehr gut eliminiert wird, ist die Elimination im Retentionsbodenfilter entscheidend, da die Ibuprofen-Entlastung aus dem Mischwasser im Vergleich zu anderen Spurenstoffen, die auch in der Kläranlage nicht gut eliminiert werden, von deutlich höherer Relevanz ist. Für großtechnische Retentionsbodenfilteranlagen sollte die Elimination von Ibuprofen inklusive der Transformationsprodukte noch genauer untersucht werden.

Für die in Tabelle 6.13 gezeigten Spurenstoffe entsprechen die Ergebnisse nicht den Erwartungen hinsichtlich des wahrscheinlich bei pH 7 bis 8 auftretenden Stoffverhalten. Die Prozesse in einem Retentionsbodenfilter unterscheiden sich damit maßgeblich von denen in einer Kläranlage. Dies kann je nach Stoff zu einer besseren oder einer schlechteren Elimination in Abhängigkeit der jeweiligen Spurenstoffeigenschaften kommen.

Spurenstoffe mit stark schwankenden Eliminationsverhalten

Für Tris-chlorpropyl-phosphat (TCPP), Methylthiobenzothiazol (MTBT) und Benzothiazol (BT) wurden variierende Eliminationsgrade in den Säulen ermittelt (Tabelle 6.14). Wie in Tabelle 6.10 gezeigt haben die Ergebnisse dieser drei Spurenstoffe einen entscheidenden Einfluss auf die Gesamtelimination. Der Unterschied zwischen Säule 2 und Säule 3 wird für alle drei Spurenstoffe auf die starke Vorbeladung der Aktivkohle, durch vorherige Beladung (4.300 BV) mit Abwasser eines anderen Einzugsgebiets und damit einer anderen Zusammensetzung, zurückgeführt.

Die Ergebnisse liegen auch bei diesen Spurenstoffen nicht daher im erwarteten Bereich in Bezug auf das primär bei pH 7 bis 8 erwartete Stoffverhalten. Für alle drei Stoffe lag die Zulaufkonzentration in den Säulenversuchen bei nur 33 – 43 % der mittleren Zulaufkonzentration vom beprobten RBR Tobelbach. Während für TCPP im Mittel keine Elimination in Säule 1 stattfand, wurde in Säule 2 eine deutliche Reduktion von 71 % erzielt und in Säule 3 eine Zunahme detektiert. Durch Blum et al. (2017) werden 18 % Elimination in mechanisch-biologischen Kläranlagen angegeben und 34 % in Bodenfilteranlagen. In Laborversuchen zu Bodenfiltern/Pflanzenkläranlagen konnte ebenfalls nur bis zu 28 % Elimination für TCPP erzielt werden (Qin et al. 2020). Bei der Regenwetterbeprobung der Kläranlage Eriskirch wurde eine Elimination von 64 % in der mechanisch-biologischen ermittelt. Damit liegen die Ergebnisse der Versuchssäulen insgesamt in einem vergleichbaren Rahmen. Durch die Zugabe von Aktivkohle kann die Elimination tendenziell verbessert werden. Auf der vorbeladenen Kohle wurden große Mengen an TCPP detektiert, was zu den starken Auswaschungen in Säule 3 führte. Gleichzeitig entsprach die Zulaufkonzentration der Säulen nur einem Zehntel der Zulaufkonzentration der Kläranlagen Eriskirch bei Regenwetter, was diesen Auswaschprozess weiter fördern kann.

MTBT und BT wurden ebenfalls in großen Mengen auf der vorbeladenen Aktivkohle gefunden. Während die MTBT Reduktion in der Säule 1 mit 61 % vergleichbar zur Elimination in mechanisch-biologischen Kläranlagen (65 %) und Bodenfiltern (64 %) lag (Blum et al. 2017), war die Elimination in Säule 2 etwas höher und in Säule 3 geringer. Auch hier ist es vermutlich zu Auswaschung aus der vorbeladenen Kohle gekommen. Im Vergleich dazu wurden in der Kläranlage Eriskirch sowohl MTBT als auch BT mit 88 % bei Regenwetter eliminiert. In den Säulenversuchen wurde BT dagegen in allen drei Säulen ausgewaschen. Dies deutet auf Umwandlungsprozess vom MTBT oder anderen Vorgängersubstanzen zu BT hin, welches nicht weiter reduziert wurde. Die Auswaschung von BT war in Säule 3 am größten und in Säule 2 am geringsten.

Tabelle 6.14: Säulenversuche - Spurenstoffe mit unterschiedlicher Elimination in den Säulen:
Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Mittl. Zulaufkonzentration [µg]	Säule 1	Säule 2	Säule 3
					Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]
Industriechemikalie	Tris-chlor-propyl-phosphat	TCP	WP, per	0,75 ± 0,43	-1 ± 30	71 ± 13	-47 ± 91
	Methylthio-benzothiazol	MTBT	PP, abb	0,61 ± 0,30	61 ± 15	87 ± 7,8	45 ± 25
	Benzothiazol	BT	PP, abb	1,8 ± 0,81	-59 ± 110	-25 ± 140	-74 ± 96
¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3)							

Bei den oben gezeigten Spurenstoffen, deren Eliminationsverhalten nicht oder kaum von der Zugabe der Aktivkohle beeinflusst wurden, lässt sich kein direkter Zusammenhang des erwarteten Stoffverhaltens (Wasserphase vs. Partikelphase, abbaubar vs. persistent) erkennen. Während einige abbaubar bzw. transformierbaren Spurenstoffe auch in den Säulen und damit in Retentionsbodenfiltermaterialien eliminiert werden können, lassen sich andere als abbaubar eingestufte Stoffe weniger eliminieren als persistente Stoffe. Damit lässt sich kein direktes Verhalten der Spurenstoffe alleine auf Basis des erwarteten Verhaltens vorhersagen. Die lässt sich mit den vielfältigen Eliminationsprozessen und möglichen Wechselwirkungen, die in einem Retentionsbodenfilter zusammenkommen, begründen.

Spurenstoffe mit verbesserter Elimination durch GAK-Zugabe

Für die 13 Spurenstoffe, die in Tabelle 6.15 mit Säulenzulaufkonzentrationen und mittleren Eliminationsgraden aufgeführt sind, kann durch die Zugabe von Aktivkohle eine deutlich verbesserte Elimination von > 80 % erzielt werden. Viele dieser in der Tabelle gezeigten Spurenstoffe sind eher für ein persistentes Verhalten bzgl. eines biologischen Abbaus/Transformierbarkeit bekannt, was häufig dem Verhalten in der Säule 1 ohne Aktivkohle entspricht. Die Zulaufkonzentrationen in den Säulen lagen allesamt geringer als im Zulauf der Kläranlage Eriskirch bei Regenwetter (siehe Anhang 10.2.2) mit der Ausnahme von POP-2, das 16-fach höher im synthetischen Mischwasser war. Gleichzeitig lagen die Konzentrationen höher als im Zulauf des beprobten Retentionsbodenfilters. Amisulprid wurde bei beiden Beprobungen nicht mitbestimmt, lag im Zulauf der Säulen aber vergleichbar zu mittleren Kläranlagenzulaufkonzentrationen angegeben in der Schweizer Studie von Wunderlin et al. (2024).

Tabelle 6.15: Säulenversuche - Spurenstoffe mit Elimination > 80 % bei GAK-Zugabe: Mittlere Zulaufkonzentration und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Mittl. Zulaufkonzentration [µg]	Säule 1	Säule 2	Säule 3
					Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]
Pharmaka + Transformationsprodukte	Amisulprid	AMI	WP, per	0,25 ± 0,21	68 ± 20	83 ± 13	73 ± 23
	Candesartan	CAN	WP, per	1,1 ± 0,21	7,8 ± 5,3	87 ± 21	96 ± 2,7
	Diclofenac	DCF	WP, per	0,74 ± 0,24	30 ± 3,9	98 ± 1,1	98 ± 1,4
	Gabapentin	GAB	WP, abb	6,9 ± 1,6	10 ± 12	93 ± 1,3	95 ± 1,9
	Irbesartan	IRB	WP, per	0,48 ± 0,18	32 ± 7,8	99 ± 0,4	99 ± 0,4
	Lidocain	LDC	WP, abb	0,29 ± 0,25	61 ± 8,4	93 ± 5,9	81 ± 21
	Metoprolol	METO	WP, per	0,46 ± 0,075	78 ± 5,4	93 ± 2,4	92 ± 2,0
	Sulfamethoxazol	SMX	WP, per	0,30 ± 0,31	14 ± 19	86 ± 6,9	88 ± 6,5
	Tramadol	TRAM	WP, abb	0,12 ± 0,10	61 ± 22	97 ± 1,4	88 ± 15
	Valsartan	VAL	WP, abb	37 ± 70	50 ± 30	99 ± 0,6	100 ± 0,1
Industriechemikalie	Tonalid	AHTN	PP, per	0,49 ± 0,14	65 ± 20	77 ± 23	92 ± 3,4
	Methyldihydrojasmonat	DHJ	WP, abb	23 ± 11	68 ± 27	94 ± 5,6	94 ± 6,7
Sonstige	Phenoxyp- ropanol	POP-2	WP, abb	42 ± 32	50 ± 79	94 ± 4,4	94 ± 3,2
¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3)							

Die Elimination in Säule 1 (ohne GAK) liegt in einer vergleichbaren Größenordnung wie beim untersuchten RBF Tobelbach (siehe 5.5.4). Die Elimination von Diclofenac fiel geringer aus als im RBF Tobelbach. Generell zeigten Diclofenac und Irbesartan hier auch die größte Reduktion zwischen Zu- und Ablaufkonzentrationen, während Candesartan und Sulfamethoxazol bspw. kaum Reduktion oder schwankende Ergebnisse zeigten.

Amisuprid, Diclofenac, Irbesartan, Metoprolol und Tonalid (AHTN) werden als gut bis sehr gut adsorbierbar eingestuft (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2021). Während Amisuprid etwas geringer eliminiert wurde als in großtechnischen Pulveraktivkohleverfahren, liegen die erzielten Eliminationsgrade für die anderen drei zuvor genannten Pharmaka vergleichbar oder höher (Götz et al. 2015; Wunderlin et al. 2024). Auch Lidocain wurde vergleichbar gut eliminiert in den Säulenversuchen (Götz et al. 2015). Für Diclofenac, Lidocain und Metoprolol wurden in Retentionsbodenfilter-Pilotanlagen durch Venditti et al. (2022) ebenfalls vergleichbare Ergebnisse gezeigt. AHTN konnte in einem bestehenden Retentionsbodenfilter sowohl im Winter als auch im Sommer mit > 88 % reduziert werden (Matamoros et al. 2008), was auf andere Eliminationsprozesse im Retentionsbodenfilter als Adsorption an Aktivkohle hinweist. Hierfür spricht auch die Elimination von 65 % in der Säule 1.

Die Pharmaka Candesartan, Sulfamethoxazol und Valsartan werden als mittel/mäßig und Gabapentin als kaum/nicht adsorbierbar eingestuft (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2021). Venditti et al. (2022) konnte für Sulfamethoxazol durch Aktivkohlezugabe mit 73 % ebenfalls bessere Eliminationsergebnisse zeigen als aus großtechnischen Pulveraktivkohleverfahren erwartet (Götz et al. 2015). Methyldihydrojasmonat (DHJ) und Phenoxypropanol (POP-2) wurden bei Regenwetter in der Kläranlage mit je 98 und 90 % eliminiert. In den Säulen mit Aktivkohle konnten vergleichbare Ergebnisse erzeugt werden, in der Säule 1 mit Filtersand lag die Elimination geringer.

In Tabelle 6.16 sind weitere vier Spurenstoffe aufgeführt, die durch Aktivkohlezugabe mit 50 – 80 % besser eliminiert werden. Hierunter finden sich zwei Spurenstoffe, die in der Säule 1 das erwartete persistente Verhalten aufzeigen und durch die Aktivkohlezugabe deutlich besser eliminiert werden. Neben der Elimination, die erzielt werden kann, ist daher hier besonders die Steigerung von keiner bis zu einer geringen Elimination auf teils fast 80 % zu erwähnen. Die Zulaufkonzentrationen der Säulen lagen alle bei 7 – 37 % der Kläranlagenzulaufs in Eriskirch bei Regenwetter (siehe Anhang 10.2.2) und zwischen 19 – 101 % der Konzentrationen im Zulauf des beprobten Retentionsbodenfilters. Dabei entsprach der Zulauf an Tris-2-chlorethyl-phosphat (TCEP) dem Zulauf des Retentionsbodenfilters.

Tabelle 6.16: Spurenstoffe mit 50 – 80 % Elimination bei GAK-Zugabe: Mittlere Zulauffracht und Elimination in V1-V3 und V5-V7 [n=6]

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Mittl. Zulauffracht [µg]	Säule 1	Säule 2	Säule 3
					Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]	Mittlere Elimination [%]
Pharmaka	Carbamazepin	CBZ	WP, per	0,12 ± 0,07	11 ± 17	79 ± 18	76 ± 22
Duftstoffe + Transformationsprodukte	Galaxolidon-I	HHCB-LAC	PP, per	0,72 ± 0,33	-140 ± 92	62 ± 13	61 ± 20
Pestizid	N,N-Diethyltoluamid	DEET	WP, abb	0,97 ± 1,5	34 ± 34	75 ± 21	71 ± 23
Industriechemikalie	Tris-2-chlorethyl-phosphat	TCEP	WP, per	0,38 ± 0,46	1,5 ± 26	54 ± 27	50 ± 33
¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3)							

Insbesondere entscheidend ist das Ergebnis für das Transformationsprodukt HHCB-LAC des Stoffes HHCB. Während die Hauptsubstanz in allen drei Säulen sehr gut reduziert wird (siehe Tabelle 6.12), entsteht das Transformationsprodukt. Dieser wird in Säule 1 vergleichbar zur Kläranlagenbeprobung bei Regenwetter (siehe Anhang 10.2.2) ausgewaschen, während in Säule 2 und 3 auch das Transformationsprodukt gut zurückgehalten und damit reduziert wird. Damit kommt es in Säule 2 und 3 zu einer tatsächlichen Reduktion, während es in Säule 1 vor allem zu einer Transformation des Duftstoffes kommt.

Für Carbamazepin und DEET wird die Elimination durch Aktivkohlezugabe deutlich gesteigert. Beide Stoffe gelten als sehr/gut durch Adsorption entfernbar (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2021). Während die Elimination in großtechnischen Pulveraktivkohleverfahren mit > 85 % für Carbamazepin noch höher liegt, wird für DEET eine etwas geringere Elimination von 61 % erreicht (Götz et al. 2015; Wunderlin et al. 2024). Für TCEP wurde die Elimination nur auf 50 % durch die Aktivkohlezugabe gesteigert. Da es in Säule 1 zu keiner Reduktion kam, stellt dies einen positiven Effekt dar. Während in der Regenwetterbeprobung der Kläranlage Eriskirch eine Elimination von 63 % erreicht wurde (siehe Anhang 10.2.2), liegt die Elimination von TCEP in mechanisch-biologischen Kläranlagen bei 24 % und in Bodenfiltern bei 19 %.

6.4 Zusammenfassung Adsorptionsversuche zur Spurenstoffelimination mit und ohne Aktivkohleeinsatz im Retentionsbodenfilter

Die Schüttel- und Säulenversuche zeigen, dass unterschiedliche Eliminationsprozesse (Sorption, partikulärer Rückhalt, Biotransformation, etc.) zur Spurenstoffelimination im Zusammenspiel miteinander und den unterschiedlichen Retentionsbodenfiltermaterialien benötigt werden. Während die Schüttelversuche nur zum direkten Aktivkohlevergleich angewendet werden können, konnten die Säulenversuche zeigen, wie wichtig es ist mehrere Eliminationsprozesse in einem System zu haben. Durch die unterschiedlichen Materialschichten kann ein „mehrstufiger“ Prozess aufgebaut werden, analog zu mehrstufigen Verfahren in der Trink- und Abwasseraufbereitung. In der oberen Schicht kann zunächst die biologische Transformation erfolgen, gefolgt von der Adsorption in der unteren Schicht.

Insgesamt haben die Säulenversuche den Mehrwert des Aktivkohleeinbaus, aber auch die Komplexität der ablaufenden Prozesse verdeutlicht. Dabei konnte auch gezeigt werden, dass die Eliminationsleistung eines Retentionsbodenfilters für Nähr- und Spurenstoffe nicht nur an der Eliminationsleistung eines einzelnen Ereignisses, sondern gesamthaft über mehrere Ereignisse und Trockenphasen betrachtet werden sollte. In den Versuchen mit synthetischem Mischwasser konnten die Ergebnisse reproduziert werden.

Bei der Spurenstoffelimination in Retentionsbodenfiltern geht es um eine Breitbandwirkung, um die Gewässerbelastung zu reduzieren. Es zeigte sich in den Säulenversuchen, dass 20 % der gemessenen Stoffe (von 35 insgesamt gemessenen Stoffen) mit und ohne Aktivkohlezugabe genauso gut oder besser als in mechanisch-biologischen Kläranlagen eliminiert wurden (ein Teil der Stoffe mit > 80 %). Für ca. 50 % der gemessenen Spurenstoffe kann eine deutliche Eliminationsverbesserung durch die Zugabe von Aktivkohle erreicht werden, sodass hier von einer Breitbandwirkung durch die Aktivkohlezugabe ausgegangen werden kann. Dabei werden auch Stoffe besser eliminiert, die als mäßig bis nicht adsorbierbar gelten.

Für die Substanzen der EU KARL-Liste kann durch Aktivkohlezugabe eine Elimination von > 80 % erreicht werden. Der Einbau von Aktivkohle in Retentionsbodenfiltern kann die Gesamteliminationsleistung somit deutlich steigern. Generell ermöglicht die Zugabe von Aktivkohle einen weiteren Eliminationsprozess (Sorption) und kann die anderen Eliminationsprozess positiv beeinflussen (*trap and treat*). Insbesondere bei längeren Regenereignissen, bei denen es durch lange Einstauzeiten zum Zusammenbruch der aeroben Prozesse (Sauerstoffzehrung) und damit zur Reduktion der biologischen Transformationsleistung kommt, können einige der nicht mehr biologisch transformierten Spurenstoffe durch die Aktivkohle sorbiert und somit Emissionen ins Gewässer vermindert werden. Die getesteten Mengen von 20 oder 40 % GAK zeigten in den Säulenversuchen keinen entscheidenden Unterschied.

Wie die Ergebnisse aus den Laborversuchen bei der verfahrenstechnischen Auslegung der entwickelten Konzepte zur Integration einer gezielten Spurenstoffelimination in einem Mischwasser-Retentionsbodenfilter genutzt werden, ist in Kapitel 7.4 erläutert.

7 Gezielte Spurenstoffelimination im Mischwasser- RBF

7.1 Auslegung des zu konzipierenden RBF Langenargener Straße

Im Zuge der Schmutzfrachtsimulation für das Einzugsgebiet der Kläranlage Eriskirch des AUS wurde der geplante Retentionsbodenfilter am Standort RÜB Langenargener Straße in Tettngang für den IST- und Prognose-Zustand bemessen.

Bei der Bemessung sind die folgenden Anforderungen nach DWA-A 178 einzuhalten:

- Entlastungsrate der Vorstufe (hier RÜB Langenargener Straße) $\leq 55\%$
- Entlastungen pro Jahr der Vorstufe im langjährigen Mittel $n \geq 10$
- AFS₆₃ Filterflächenbelastung zwischen $4 - 7 \frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{a}}$

Der Nachweis im Mischsystem soll nach DWA-A 178 auf einer Kontinuumssimulation mit mindestens 10 Jahren Niederschlagsbelastung basieren. Beim Schmutzfrachtmodell des Einzugsgebietes der KA Eriskirch wurde eine Regenreihe mit Dauer von 51 Jahren genutzt.

Durch Iteration der Eingangsgrößen wurde ein funktionsfähiger Retentionsbodenfilter für den IST- und Prognose-Zustand entworfen. Im IST-Zustand des Schmutzfrachtmodells wird eine Entlastungsmenge von ca. 155.000 m³/a Mischwasser in den Breitenrainbach simuliert. Die entlastete Mischwassermenge ergibt sich aus Summe der Entlastung am RÜ 3237 und des RÜB Langenargener Straße. Im Prognose-Zustand erhöht sich die Überlaufmenge des RÜ 3237 und RÜB Langenargener Straße durch Anpassungen der Drosselabflüsse in oberhalb liegender Einzugsgebiete sowie des Drosselabflusses des RÜB auf ca. 250.000 m³/a. Rechnerisch werden 150.000 m³/a im RBF gereinigt und gedrosselt dem Breitenrainbach zugeleitet. Die restlichen 100.000 m³/a werden nach Durchfließen des RBF vom Einlauf- zum Überlaufbauwerk in das Gewässer entlastet. Somit kann die direkt entlastete Menge an Mischwasser durch den Bau des RBF im Prognose-Zustand um ca. ein Drittel verringert werden. Durch den Bau des RBF kann die entlastete Menge an Mischwasser im Prognose-Zustand um ca. ein Drittel verringert werden.

Der konzipierte RBF Langenargener Straße (s. Abbildung 7.1) besitzt die folgenden Maße:

- Filteroberfläche $A_{\text{Filter}} = \text{Länge} \times \text{Breite} = 79 \text{ m} \times 24 \text{ m} \approx 1.900 \text{ m}^2$
- Einstauhöhe in RBF $H_{\text{RR}} = 1,20 \text{ m}$
- Höhe Filterkörper $H_{\text{FK}} = 1,00 \text{ m}$
- Vorhandenes Volumen $V_{\text{vorh.}} \approx 2.900 \text{ m}^3$
- Drosselspende $q_{\text{Dr}} = 0,025 \frac{\text{l}}{\text{s} \cdot \text{m}^2}$
- Drosselabfluss $Q_{\text{Dr}} = 47 \text{ l/s}$

Die Entleerungsdauer des gesamten RBF beträgt 17 h.

Durch die konstruktive Gestaltung einer mittig liegenden Verteilerrinne mit Gabionen soll eine gleichmäßige Beaufschlagung des RBF erzielt werden. Punktuelle Einleitstellen wie beim RBF Tobelbach führen zu unterschiedlicher Beaufschlagung der einzelnen Abschnitte des RBF.

Der konzipierte Retentionsbodenfilter wird in unmittelbarer Nähe zur der bestehenden Einleitstelle der Entlastungsleitung des RÜB Langenargener Straße und RÜ 3237 platziert. Die bestehende Leitung kann weiter genutzt werden.

Als Drainageleitungen werden Vollsicker-Kunststoffrohre mit einer Ringfestigkeit $\geq 10,5 \text{ kN/m}^2$ nach ISO 9969 vorgesehen. Im Böschungsbereich werden Vollwand-Kunststoffrohre vorgesehen, damit möglichen Kurzschlussströmungen vorgebeugt werden. Die Enden der Drainageleitungen werden als Reinigungsöffnung in den Böschungsbereich oberhalb des geplanten Wasserspiegels gezogen und dicht verschlossen.



Abbildung 7.1: Lageplan Retentionsbodenfilter „Langenargener Straße“ (Konzept: Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2025b)

Für den Bau des Retentionsbodenfilters fallen inklusive Baunebenkosten von ca. 20 % Gesamtkosten von runde 3,2 Mio € brutto an. Hierbei sind keine Kosten für Grunderwerb, Vermessung und Vermarkung, Entschädigungen, Ausgleichsmaßnahmen und Baugrunderkundung enthalten.

Bei den Untersuchungen zur Erstellung des gewässerökologischen Gutachtens durch das Büro gewässerplan wurden im gemeinsamen Überlauf des RÜ 3237 und des RÜB Langenargener Straße schmutz- und regenwasserbürtige Spurenstoffe nachgewiesen. Nicht alle der nachgewiesenen Spurenstoffe können durch einen RBF zurückgehalten werden. Es werden Empfehlungen zur weiterführenden Reinigung des Abschlags aus dem RÜ und RÜB getätigt (Kling 2020a).

Neben den zuvor gezeigten Auslegungsgrundlagen für die grundlegenden Funktionen des RBF Langenargener Straße soll dieser durch die Zugabe von Aktivkohle zur Spurenstoffelimination zusätzlich ausgestattet werden. Der positive Einfluss auf die Spurenstoffelimination durch Zumischen von GAK wurde in den Säulenversuchen nachgewiesen (vgl. Kapitel 6.3). Folgend werden unterschiedliche Verfahrensvarianten der Aktivkohleeinbringung für die großtechnische Umsetzung aufgezeigt.

7.2 Entwicklung von Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination

Zur Integration einer gezielten Spurenstoffelimination im Retentionsbodenfilter sind mehrere Anordnungen möglich, welche im Folgenden vorgestellt und hinsichtlich verschiedener Parameter miteinander verglichen werden. Bei allen Varianten läuft sowohl der Klärüberlauf als auch der Beckenüberlauf über den RBF.

Variante 1 (s. Abbildung 7.2) beschreibt einen RBF, bei dem das Filterbett aus einem Gemisch aus herkömmlichem Filtersand und granulierter Aktivkohle besteht. Die Schüttung ist dabei über die gesamte Filterhöhe und Filterbreite gleich aufgebaut. Dieser Aufbau wurde in einer Laboranlage zum Vergleich mehrere Filtermedien umgesetzt (Venditti et al. 2022). Die Aktivkohle sollte möglichst homogen in den Sand eingemischt sein.

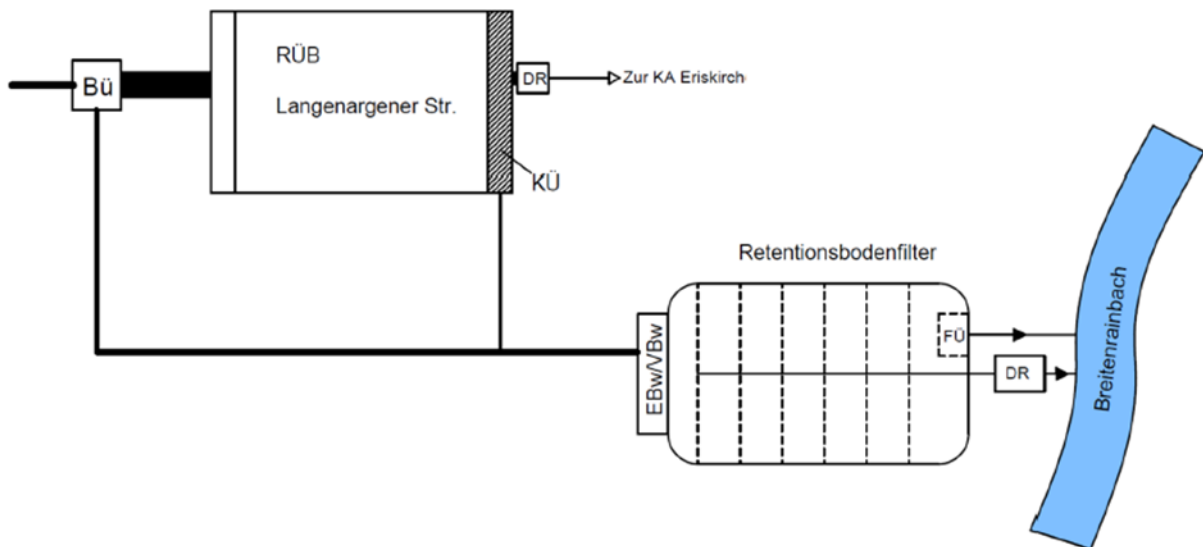


Abbildung 7.2: Kompletter Retentionsbodenfilter mit granulierter Aktivkohle / Sandgemisch (Variante 1)

In Variante 2 ist die Aktivkohle ebenfalls in das Filterbett eingemischt, jedoch nur in der unteren Filterschicht. Dieser Aufbau orientiert sich am RBF+ des Erftverbands (Brunsch et al. 2020). Die Idee dahinter ist, dass eine gezielte Reihenfolge der verschiedenen Reinigungsprozesse vorgegeben wird. In der oberen Filterschicht, welche zuerst durchflossen wird, finden Filtration und biologischer Abbau statt. In der unteren Schicht tritt die Adsorption auf, weshalb ein GAK-Einbau dort gezielter wirken kann als bei einem Einbau über die komplette Filterhöhe. Der Aufbau ist in Abbildung 7.3 skizziert. Hierbei ist zu beachten, dass die Skizze zwar eine Draufsicht ist, der Retentionsbodenfilter jedoch als Schnitt dargestellt ist, um die Schichtung abzubilden.

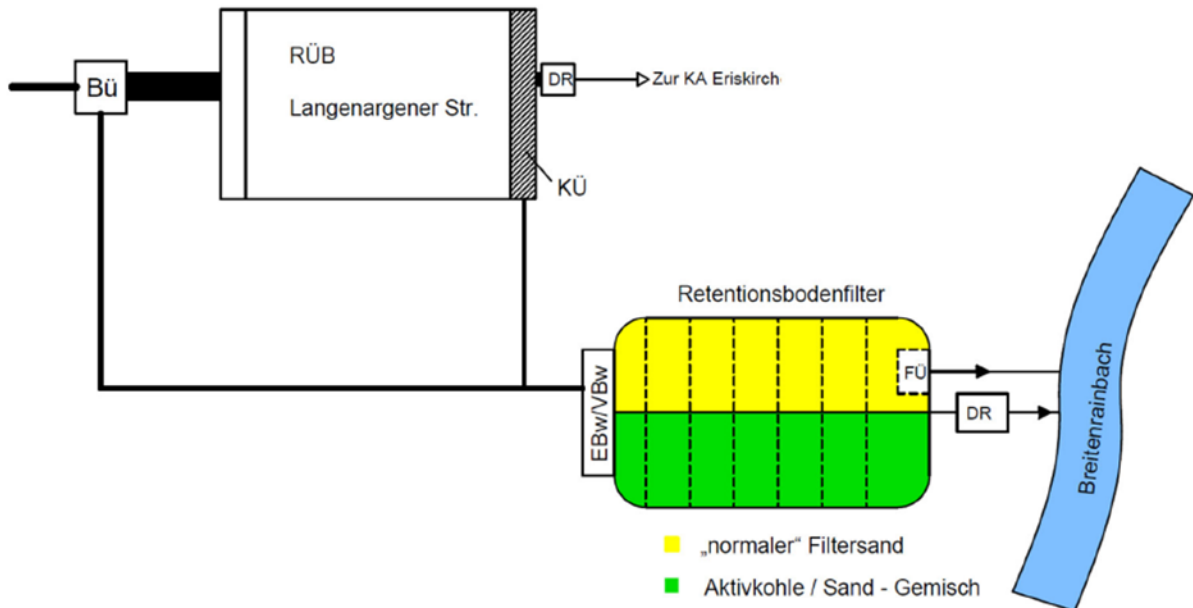


Abbildung 7.3: Retentionsbodenfilter mit zwei Schichten (GAK in der unteren Schicht, Variante 2)

Variante 3 (s. Abbildung 7.4) wird ein separater GAK-Adsorber einem herkömmlichen RBF nachgeschaltet. Diese Variante simuliert die Nachrüstung bestehender RBF mit GAK zur zusätzlichen Spurenstoffelimination, ohne den Austausch des kompletten Filtermaterials und der Schilfbepflanzung zu forcieren.

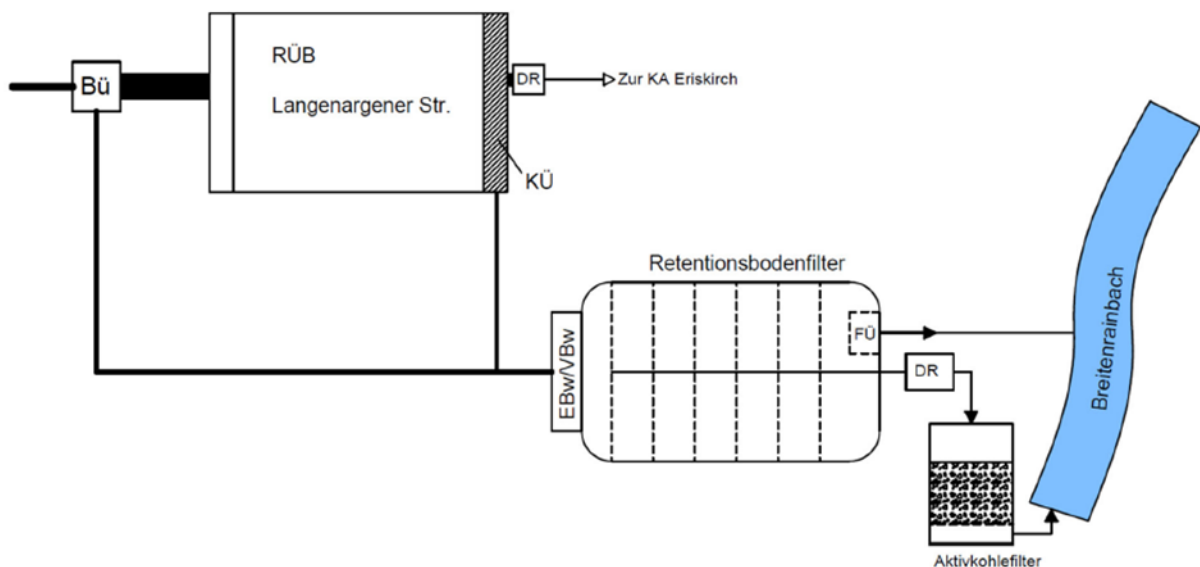


Abbildung 7.4: Nachgeschalteter technischer GAK-Adsorber (Variante 3)

Der GAK-Adsorber kann entweder als kontinuierlicher Filter oder als Druckfilter ausgeführt werden. Beide Systeme wurden in Baden-Württemberg bereits auf kommunalen Kläranlagen zur Entnahme von Spurenstoffen aus dem biologisch gereinigten Abwasser umgesetzt. Bei einem kontinuierlichen Filter ist der Druckverlust mit ca. 0,5 m recht gering. Der Filter kann somit, unter geeigneten Randbedingungen, ohne Pumpwerk umgesetzt werden. Aus diesem Grund wird für die Auslegung in Kapitel 7.6 als nachgeschalteter GAK-Adsorber ein kontinuierlicher Filter gewählt. Ob ein kontinuierlicher Filter oder ein Druckfilter die bessere Möglichkeit darstellt, ist jedoch immer von den jeweiligen Randbedingungen abhängig und kann erst in einer vertieften Planung erfolgen.

7.3 Vergleichende Bewertung der Verfahren

Die drei möglichen Varianten werden im Folgenden anhand verschiedener Kriterien miteinander verglichen. Dabei wird auch jeweils der Bezug zu einem herkömmlichen RBF ohne gezielte Spurenstoffelimination hergestellt.

Flexibilität / Steuerbarkeit

Beim konventionellen RBF sowie beim System RBF mit GAK im Filtermaterial gibt es kaum Möglichkeiten, die Betriebsweise kurzfristig bei sich ändernden Bedingungen anzupassen. Falls Gefahr besteht, dass der Filter zu lange trockenfällt, kann er auf das Niveau des Urgeländes eingestaut werden, damit die Pflanzen ausreichend Wasser haben. Auch das Absterben der Biomasse kann hierdurch verhindert werden.

Eine gewisse Steuerbarkeit wäre durch eine Segmentierung des Retentionsraums möglich. Der RBF+ des Erftverbands beispielsweise ist in drei Segmente unterteilt, welche im Fall der Befüllung für jeweils 24 h beschickt und anschließend wieder entleert werden, um eine gleichmäßige Beaufschlagung sicherzustellen. Dadurch wird gewährleistet, dass der Filter ausreichend belüftet wird.

Da der technisch nachgeschaltete GAK-Adsorber eine separate Verfahrensstufe ist, kann er vom RBF entkoppelt werden. Bzgl. der Steuerbarkeit ist er daher mit einem GAK-Adsorber einer Kläranlage vergleichbar. Der Volumenstrom, welcher über den GAK-Adsorber geleitet wird, und dadurch die Filtergeschwindigkeit können nachträglich noch angepasst werden.

Robustheit

Retentionsbodenfilter sind Außenanlagen und daher der Witterung ausgesetzt. Die gesamte Anlage, insbesondere die Deckschicht, muss deshalb witterungs- und frostbeständig sein. Im Fall von Unwetter oder Hochwasser darf keine Gefährdung vom RBF ausgehen. Das Filtermaterial muss stabil gewählt werden, damit es nicht unter mechanischer Belastung zerstört wird. Außerdem muss die Carbonatausstattung des Filters ausreichend hoch sein. Ein Notumlauf für den RBF muss vorhanden sein. Je nach Höhenverhältnissen vor Ort muss der RBF mit Pumpen beschickt werden. In diesem Fall müssen die Pumpen vor äußeren Einflüssen geschützt werden. Ebenso wie die Drosseleinrichtungen im Ablauf sollten sie trocken in einem Schacht oder Gebäude aufgestellt werden. Beim RBF mit GAK im Filtermaterial sind die benötigten Einrichtungen dieselben wie bei einem konventionellen RBF, er unterscheidet sich also nicht davon in Bezug auf die Robustheit.

Der Betrieb des nachgeschalteten technischen GAK-Filters ist mit dem GAK-Filter in einer vierten Reinigungsstufe von Kläranlagen zu vergleichen. Falls zusätzliche Pumpen benötigt werden, müssen diese zum Schutz vor äußeren Einflüssen wie der Witterung trocken in einem Gebäude/Schacht aufgestellt sein.

Einbringen des Filtermaterials

Die Schwierigkeiten beim Einbringen des Filtermaterials hängen vom gewählten Material und der Korngrößenverteilung ab. Bei einem rein mit Sand gefüllten RBF gibt es dabei tendenziell weniger Probleme als bei einer Mischung von Sand und GAK, da das Einmischen von GAK in Sand aufgrund der unterschiedlichen Kornstruktur schwierig ist. Da die Kohle eher weich ist, können bei Einmischung mittels Mischer zu hohen mechanischen Belastungen auftreten, welche die GAK zerstören können. Daher ist beispielsweise eine Einmischung über Förderbänder möglich. Das Einbringen von GAK in einen nachgeschalteten technischen GAK-Filter ist unschwierig, da es sich hier um reine GAK handelt und nicht um eine Mischung mit Sand.

Austausch der GAK

Bei einem konventionellen RBF entfällt dieser Punkt, da keine GAK vorhanden ist. Der Austausch der GAK bei einem Gemisch aus Sand und GAK im Filterbett ist aufgrund der angestrebten homogenen Einmischung nicht möglich. Beim nachgeschalteten GAK-Adsorber in Variante 3 ist die GAK vom Sand räumlich getrennt. Ein Austausch der GAK ist dadurch realisierbar. Im in Kapitel 7.5 beispielhaft ausgelegten nachgeschalteten technischen GAK-Filter werden 2.100 Bettvolumen pro Jahr umgesetzt. Bei einer durchschnittlichen Standzeit eines GAK-Filters von 30.000 Bettvolumen müsste die Kohle folglich nach 15 Jahren getauscht werden.

Platzbedarf

Der Platzbedarf für den RBF mit GAK im Filterbett entspricht einem konventionellen RBF. Für einen nachgeschalteten GAK-Filter mit allen Einrichtungen wird zusätzlicher Platz benötigt. Dieser umfasst das eigentliche Filterbauwerk und zusätzlich die Peripherie dazu (Pumpen, Kompressoren, Schaltraum, etc.). Eine Abschätzung des jeweils benötigten Flächenbedarfs erfolgt in den nachfolgenden Kapiteln.

Redundanz

Eine Redundanz für einen RBF insgesamt ist aufgrund des großen Platzbedarfs eines Retentionsbodenfilters nicht umsetzbar. Sie ist allerdings auch nicht notwendig. Für die Wartung, z.B. des MIDs am Drosselabfluss, kann eine weitere Ablaufleitung genutzt werden. Beim nachgeschalteten technischen GAK-Adsorber wäre eine Redundanz zu aufwendig, da dann die doppelte Anzahl an Filtern vorgesehen werden müssten. Die zweite GAK-Adsorberanlage wäre dann so gut wie nie in Betrieb. Bei den Zulaufpumpen ist eine Redundanz möglich. Da diese jedoch auch nur im Fall einer Beschickung des RBFs laufen, könnte auch hierauf verzichtet werden. Wartungsarbeiten können problemlos in Trockenwetterphasen durchgeführt werden.

Personalbedarf

Zu den Aufgaben des Personals beim Betrieb eines RBFs gehören die Wartung des Drosselorgans sowie des Schiebers, die regelmäßige Kontrolle von Zaunanlagen, Drainsystem, Filterkörper und Bewuchses sowie das Entfernen von Fremdbewuchs und die Reinigung der Schächte. Der Arbeitsaufwand wird auf ca. 50 h/a geschätzt, begründet durch Aussagen des Betriebsleiters der Kläranlage Eriskirch, welcher den RBF Tobelbach betreut. Beim nachgeschalteten GAK-Filter ist der Aufwand aufgrund der zusätzlichen Verfahrenstechnik deutlich höher.

Wartungsaufwand

Beim RBF mit nachgeschaltetem GAK-Adsorber ist der Wartungsaufwand für den RBF (Kontrolle, Probenahme, Wartung von Drosselorgan und Schieber ...) genauso hoch. Zusätzlich kommt jedoch noch der Wartungsaufwand für den GAK-Adsorber hinzu. Im Fall RBF Langenargener Straße wird dieser mit Pumpen beschickt, welche ebenfalls gewartet werden müssen.

Hydraulischer Druckverlust

Das Durchfließen eines porösen Filterkörpers weist immer einen deutlich höheren Druckverlust auf als das Durchfließen eines Gerinnes oder einer Rohrleitung. Um im Freigefälle durchflossen werden zu können, muss eine geeignete Fläche für den RBF zwischen dem Kanal und dem Abschlagsgewässer gefunden werden. Die Einmischung von GAK ins Filtermaterial hat dabei keinen nennenswerten Einfluss auf den Druckverlust im Vergleich zu einem RBF nur mit Sand. Je nach Höhenverhältnissen vor Ort muss der Kanal für die Beschickung des RBFs eventuell eingestaut werden, wie es für die Langenargener Straße vorgesehen ist. Beim RBF mit nachgeschaltetem GAK-Adsorber kommt zusätzlich zu diesem Druckhöhenverlust über den RBF noch der Verlust über die Filterzellen des GAK-Adsorber hinzu. Daher ist in diesem Fall meist der Einsatz von Pumpen zur Beschickung des GAK-Adsorber nötig.

Strombedarf

Der Retentionsbodenfilter ist mit einer Durchflussmengenmessung am Ablauf sowie Füllstandsmessungen über der Filteroberkante und hinter dem Filter ausgestattet. Zusätzlich ist Strom für die Beleuchtung etc. einzukalkulieren. Falls Pumpen für die Beschickung des RBF nötig sind, ist deren Strombedarf ebenfalls zu berücksichtigen. Beim RBF mit nachgeschaltetem GAK-Adsorber ist der Strombedarf wesentlich höher. Da der Adsorber meist nicht im freien Gefälle durchflossen werden kann, muss das Wasser über die Filterzellen gepumpt werden, woraus sich ein höherer Strombedarf ergibt. Die Höhendifferenz ist dabei in der Regel wesentlich größer als bei einem RBF ohne nachgeschaltetem GAK-Adsorber. Zusätzlicher Strombedarf ergibt sich unter anderem aus den Pumpen für das Ableiten des Schlammwassers sowie den Kompressoren für die Lufterzeugung des GAK-Adsorber.

Brauchwasserbedarf

Zur Reinigung des Drosselschachts sowie eventuell zur Befüllung des RBF für die Etablierung des Schilfbewuchses vor der Inbetriebnahme ist ein Brauch- oder Trinkwasseranschluss notwendig. Der Anschluss ist von der Dr. Klein Straße in ca. 200 m Entfernung aus vorgesehen. Beim technisch nachgeschalteten GAK ist der Wasserbedarf etwas größer, da zusätzlich regelmäßig das Filtergebäude gereinigt werden muss. Ein unterstützendes Auflockern des Filterbettes mit Wasser ist möglich, sodass der Wasseranschluss auch hierfür genutzt werden kann.

Schlammwasser

Beim konventionellen RBF sowie beim RBF mit GAK im Filtermaterial fällt kein Schlammwasser an. Beim technisch nachgeschalteten GAK-Adsorber entsteht dieses bei der automatischen Rückspülung. Dieses ist hochbelastet und muss daher gezielt abgeleitet werden. In Kläranlagen mit vierter Reinigungsstufe wird das Schlammwasser mit dem Abwasserhauptstrom mitbehandelt. Im Falle des GAK-Adsorbers am RBF ist eine Ableitung des Schlammwassers in den Abwasserkanal vorzusehen, damit das Schlammwasser so in die Kläranlage gelangen kann. Hierbei ist zu prüfen, ob ein RÜB durchflossen wird, denn ein Abschlag des Schlammwassers ins Gewässer ist in jedem Fall zu vermeiden. Sollte dies der Fall sein, ist ein Vorspeicher für das Schlammwasser notwendig, damit es nur bei Trockenwetter abgeleitet wird. Das Schlammwasser des nachgeschalteten GAK-Filters beim RBF Langenargener Straße würde zur Dr. Klein Straße erfolgen.

Phosphorelimination

Im Projekt Schussenaktivplus wurde auch der Phosphorgehalt im Drosselablauf des Retentionsbodenfilters Tobelbach bestimmt. Im Mittel waren im Drosselablauf rd. 0,6 mg/l P_{ges} enthalten. Ausgehend von rd. 150.000 m³/a, welche über den Drosselabfluss des neuen Retentionsbodenfilters zukünftig abgeleitet werden, entspräche dies rd. 90 kg P/a. Vor den nachgeschalteten GAK-Filter könnte eine Fällmitteldosierung erfolgen, um die P-Konzentration auf rd. 0,2 mg/l zu verringern. In einem im Jahr 2024 beendeten Forschungsprojekt konnte gezeigt werden, dass die Fällmitteldosierung keinen Einfluss auf die Spurenstoffadsorption oder die Reaktivierbarkeit der Aktivkohle hat (Locher und Blind 2024). Somit könnten im nachgeschalteten GAK-Adsorber rd. 60 kg P/a zusätzlich entfernt werden. Dies entspräche rd. 15 % der Phosphorfracht, welche im Schnitt auf der Kläranlage Eriskirch pro Jahr entfernt wird.

Spurenstoffelimination

Aus den Messungen am RBF Tobelbach im Rahmen des Forschungsprojekts geht hervor, dass auch in einem RBF mit lediglich Sandfüllung die Konzentration einiger Spurenstoffe teilweise oder sogar vollständig vermindert wird. Dennoch wird bei einem RBF mit GAK zur gezielten Spurenstoffelimination eine bessere Eliminationsleistung erwartet. Die Säulenversuche bestätigen dies. Beim technisch nachgeschalteten GAK-Adsorber kann vermutlich im Gegensatz zur GAK in der Filterschüttung noch gezielter auf die Spurenstoffelimination eingegangen werden.

In Tabelle 7.1 sind die Vor- und Nachteile der Varianten zusammenfassend dargestellt. Dabei wurden Variante 1 (RBF mit GAK über die komplette Filterhöhe) und Variante 2 (RBF mit GAK in der unteren Schicht) zu einer Spalte (RBF mit Sand/GAK) zusammengefasst, da sie hinsichtlich der Bewertungskriterien als gleich betrachtet werden können.

Zusätzlich zur Auswahl einer geeigneten Variante für die Anordnung müssen für die Spurenstoffelimination im RBF noch weitere Kriterien betrachtet werden:

- Auswahl einer geeigneten GAK bzgl. Material
- Korngrößenverteilung der GAK (v.a. bei Variante 1 und 2, da Einmischung in den Filtersand nötig)
- Anteil der GAK in der Filtersandschüttung bei Variante 1 und 2

Tabelle 7.1: Vergleich der Verfahren zur Spurenstoffelimination im RBF

Kriterium	RBF mit Sand	RBF mit Sand/GAK	RBF mit nachgeschaltetem GAK-Adsorber
Flexibilität	-	-	+
Robustheit	o	o	-
Einbringen des Filtermaterials	o	--	-
Austausch der GAK		o	+
Platzbedarf	o	o	-
Redundanz	o	o	o
Personalbedarf	o	o	--
Wartungsaufwand	o	o	-
Hydr. Druckverlust	o	o	-
Strombedarf	o	o	-
Brauchwasserbedarf	o	o	-
Schlammwasser	o	o	-
Phosphorelimination	o	o	+
Spurenstoffelimination	+	++	++(+)

7.4 Verfahrenstechnische Vorüberlegungen zur Adsorption

Das Monitoring am RBF Tobelbach zeigte auf, dass viele Spurenstoffe schon weitgehend oder in relevanten Mengen zurückgehalten werden. Jedoch finden sich insbesondere persistente oder nur schlecht abbaubare Stoffe, die in der Wasserphase vorliegen, im Drosselablauf wieder. In den Laborversuchen konnte gezeigt werden, dass viele dieser Stoffe durch Aktivkohle teilweise bis sehr gut adsorbiert werden. Da die Eliminationsraten in Säule 1 teilweise von denen im RBF abweichen, ist methodisch eine Abschätzung, inwieweit sich bei den einzelnen Spurenstoffen die Eliminationsraten durch die Zugabe von GAK erhöhen, nicht möglich. Im Wesentlichen bestätigt sich die Einordnung zur Adsorbierbarkeit im Merkblatt DWA-M 285-2. Der Metabolit IBU-COOH ließ sich mit GAK nicht besser eliminieren.

In der Trinkwasseraufbereitung und auf den Kläranlagen wird die Adsorptionsstufe allen anderen Reinigungsstufen nachgelagert angeordnet. Ziel ist dabei, möglichst viele organische Stoffe vorher zu eliminieren, um eine Konkurrenz um die Adsorptionsplätze möglichst gering zu halten. Eine Desorption durch konkurrierende Adsorption ist grundsätzlich auch im Filterkörper des RBF möglich. Daher sollte die Adsorptionsstufe entweder in die untere Schicht des Filterkörpers integriert (Variante 2) oder als nachgeschalteter GAK-Adsorber (Variante 3) umgesetzt werden. Eine GAK-Einmischung im gesamten Filterkörper (Variante 1) wird nicht empfohlen.

Damit die humose Deckschicht ihr Potenzial zur biologischen Transformation weitgehend entfalten kann, sollte das Entlastungsverhalten der Vorstufe eine Dauerbeschickung des RBF ausschließen lassen. Der RBF sollte zwischen den einzelnen Beschickungen leerlaufen können und so eine Belüftung des Filterkörpers vor der nächsten Beschickung ermöglichen. Sollte die (aerobe) biologische Transformation in der Deckschicht durch eine vollständige Zehrung des Sauerstoffs unterbunden sein, werden mehr organische Stoffe ins Filterbett eingetragen und belegen dort Adsorptionsplätze. Inwieweit Adsorptionsplätze nach dem Entleeren und Belüften durch biologische Transformation wieder frei werden (*trap and treat*), lässt sich auf Basis der Laborversuche nicht abschätzen. Generell sollte Fremdbewuchs mit Vertikalwurzeln oder Tierbauten konsequent vermieden werden, um eine Kanalbildung im Filterbett auszuschließen. Auch sollten die Feinsedimente möglichst gleich auf der Filterfläche verteilt werden, d.h. punktförmige Beschickungen wie beim RBF Tobelbach sollten vermieden und durch Verteilgerinne ersetzt werden. Ziel sollte eine möglichst gleichmäßig verteilte humose Deckschicht sein.

Zur Integration der Adsorption ins Filterbett schließt sich die Frage an, ob dafür eine GAK-Schicht eingebaut oder die GAK in den Filtersand eingemischt werden soll. Für eine (dünne) GAK-Schicht wird das Risiko von verkürzten Kontaktzeiten infolge von lokalen Verblockungen oder auch Bautoleranzen bei der Schichthöhe gesehen. Auch wäre ein Austrag an GAK-Feinanteilen nicht auszuschließen, wenn die GAK als untere Schicht eingebaut ist. Aus diesen Gründen wird eine Einmischung der GAK in die untere Hälfte des Filterkörpers bevorzugt. Was bei der Auswahl der GAK und dem Einbau zu beachten ist, wird in Kapitel 7.5.3 erläutert.

Nun ist zu überlegen, wieviel GAK im Filterbett eingebaut oder wie der nachgeschaltete GAK-Adsorber ausgelegt werden soll. Die geforderte Eliminationsleistung und die Adsorptionskinetik legen die erforderliche Kontaktzeit im Filterbett bzw. im Adsorber fest. Für die Adsorption ist in der Regel der Stofftransport durch Diffusion geschwindigkeitsbestimmend. Für Einzelstoffe lassen sich die Adsorptionsisotherme und die Kinetik im Labor untersuchen. Dies lässt sich auch noch für Mehrstoffgemische, wie sie in der Trinkwasseraufbereitung vorkommen (mehrere Stoffe in einem weitgehend konstanten Mischungsverhältnis), erheben. Für das Vielstoffgemisch mit variablen Mischungsverhältnissen ist das nicht mehr zielführend. Für kommunale Abwassergemische im Ablauf mechanisch-biologischer Kläranlagen liegen bereits großtechnische Erfahrungen vor. Zur Auslegung von GAK-Adsorbern zur Viertbehandlung auf Kläranlagen können die Vorgaben des Merkblatts DWA-M 285-2 herangezogen werden. Es ist davon auszugehen, dass sich für sehr viele Stoffe nicht das Adsorptionsgleichgewicht einstellt. Dafür wäre eine Kontaktzeit in der Größenordnung von 3 d anzustreben.

Die Grundlagen zur verfahrenstechnischen Auslegung von Aktivkohlefilter sind in Sontheimer et al. (1985) ausführlich hergeleitet. Relevante verfahrenstechnische Parameter sind

Filtergeschwindigkeit $v_F = Q / A_F$ in m/h

Mit

Q Durchfluss (Bemessungszufluss)

A_F Querschnitt des Filters, Filterfläche

Effektive Aufenthaltszeit des Abwassers im Aktivkohlebett (diese Zeit steht für die Entfernung der organischen Stoffe aus der freien Lösung im Mittel zur Verfügung und ist damit für den Stofftransport von Bedeutung) $\tau = (V_F * \varepsilon) / Q$ in min

Mit

V_F Festbettvolumen, umfasst nicht nur die GAK, sondern auch das Zwischenkornvolumen. Im DWA-Regelwerk als GAK-Volumen (V_{GAK}) bezeichnet.

ε Zwischenkornvolumenanteil, entspricht dem Anteil des Festbettvolumens, der nicht von GAK erfüllt ist

Q Durchfluss (Bemessungszufluss)

Theoretische Aufenthaltszeit des Abwassers im Festbettvolumen (engl. EBCT = Empty bed contact time) $EBCT = V_F / Q$ in min

Mit

V_F Festbettvolumen, umfasst nicht nur die GAK, sondern auch das Zwischenkornvolumen. Im DWA-Regelwerk als GAK-Volumen (V_{GAK}) bezeichnet.

Q Durchfluss (Bemessungszufluss)

Für den Filterbetrieb relevante Kenngröße ist der **Durchsatz BV (in Bettvolumina)**. Mithilfe dieser dimensionslosen Kennzahl lässt sich im laufenden Betrieb (auf Basis von Erfahrungswerten) abschätzen, wann das Filtermaterial ausgetauscht werden sollte.

$$BV = V(t) / V_F$$

Mit

$V(t)$ das bis zurzeit t durchgesetztes Abwasservolumen

V_F Festbettvolumen, umfasst nicht nur die GAK, sondern auch das Zwischenkornvolumen. Im DWA-Regelwerk als GAK-Volumen (V_{GAK}) bezeichnet.

Zur Bemessung von GAK-Adsorbern als Viertbehandlungsstufe auf kommunalen Kläranlagen sollte die $EBCT > 20$ min für den mittleren täglichen Abfluss betragen (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2021). Der Bezug auf den mittleren Zufluss greift auf, dass die Anforderungen an die Eliminationsleistung bei Trockenwetterzufluss gestellt sind. Die EBCT bestimmt das für den Bemessungszufluss erforderliche GAK-Festbettvolumen.

Bei GAK-Adsorbern in kommunalen Kläranlagen werden üblicherweise Volumenwerte von 20.000 bis 40.000 Bettvolumina (BV) als Richtwert für die Standzeit der Aktivkohle verwendet. Die Erfahrungen auf zwei baden-württembergischen Kläranlagen haben mittlerweile gezeigt, dass im kommunalen Bereich 35.000 BV möglich sind (Locher 2025).

Die minimal erforderliche, effektive Aufenthaltszeit des Abwassers im Filterbett ergibt sich aus dem in der Regel geschwindigkeitsbestimmenden Stofftransport (durch Diffusion). Die Diffusionsgeschwindigkeit ist von mehreren Faktoren abhängig, darunter die Temperatur, die Teilchengröße, der Konzentrationsgradient und die Eigenschaften des Mediums (Viskosität). Zwischen dem gereinigten Abwasser aus der mechanisch-biologischen Kläranlage und dem Drosselablauf des RBF dürfte der größte Unterschied bei den Konzentrationsgradienten liegen. Dabei geht es nicht nur um die stärkere Verdünnung durch das Regenwasser, sondern auch um die niedrigere Beladung der GAK infolge der niedrigeren Zulaufkonzentrationen. Zur Auslegung von nachgeschalteten MW-GAK-Adsorbern liegen aktuell keine Bemessungsempfehlungen vor. Im Rahmen des Projektes wird hilfsweise eine EBCT = 20 min beim Bemessungsdurchfluss – entnommen aus dem Merkblatt DWA-M 285-2 - angesetzt. In der Trinkwasseraufbereitung werden kürzere EBCT zur Auslegung von Aktivkohlefiltern herangezogen. Da es sich bei der Trinkwasseraufbereitung oft nur um einige Stoffe, nicht aber sehr viele handelt, und die Zulaufbedingungen weitgehend konstant sind, lassen sich zur konkreten Auslegung gut Vorversuche durchführen.

Beim Einbau der GAK in den Filterkörper ist dagegen für die GAK-Menge die Standzeit bis zum Austausch des Filterkörpers ausschlaggebend. Der Austausch des Filterkörpers kommt praktisch einem Neubau des RBF nahe, weshalb eine möglichst lange Nutzungsdauer erzielt werden sollte. Großtechnische Erfahrungen zum erreichbaren BV liegen nicht vor. Die Erfahrungen bei GAK-Adsorbern auf Kläranlagen deuten auf höhere BV bzw. längere Standzeiten infolge biologischer Transformationsprozesse auf der Aktivkohleoberfläche hin. Offen ist, inwieweit dies auf die GAK-Schicht in der unteren Hälfte des Filterkörpers übertragbar ist. In der Trinkwasseraufbereitung wird mit deutlich höheren BV als bei Kläranlagen gearbeitet.

7.5 Einbau der GAK in den RBF-Filterkörper

7.5.1 Aufbau des Filterkörpers

Der Filteraufbau für Variante 2 ist in Abbildung 7.5 dargestellt. Ab Oberkante Damm ist ein Freispiegel von 50 cm geplant. Die Höhe des Bemessungswasserspiegel ist gleichzeitig die Höhe des Überlaufschwelle. Die Einstauhöhe des RFB beträgt 1,20 m. Die 5 cm dicke Deckschicht mit 2/8 mm gebrochenem Kies soll vor Erosion schützen. Darunter beginnt das Filtermaterial, es hat eine Aufbaudicke von insgesamt 1 m. Die ersten oberen 50 cm Filtersubstrat entsprechen dem Substrat von Variante 1, die restlichen unteren 50 cm Substrat bestehen aus einem Gemisch des oberen Materials mit 20 % GAK. Darunter ist das Filtermaterial mit einer 10 cm dicken gestuften Filterkiesschicht abgetrennt, damit das Filtermaterial nicht ausgewaschen wird. Das Drainagenetz liegt in einer 30 cm dicken Dränschicht aus Rundkies. Eine 2 mm dicke Folie aus PE-HD, die beidseitig durch Geotextil geschützt, bildet die Abdichtung nach unten.

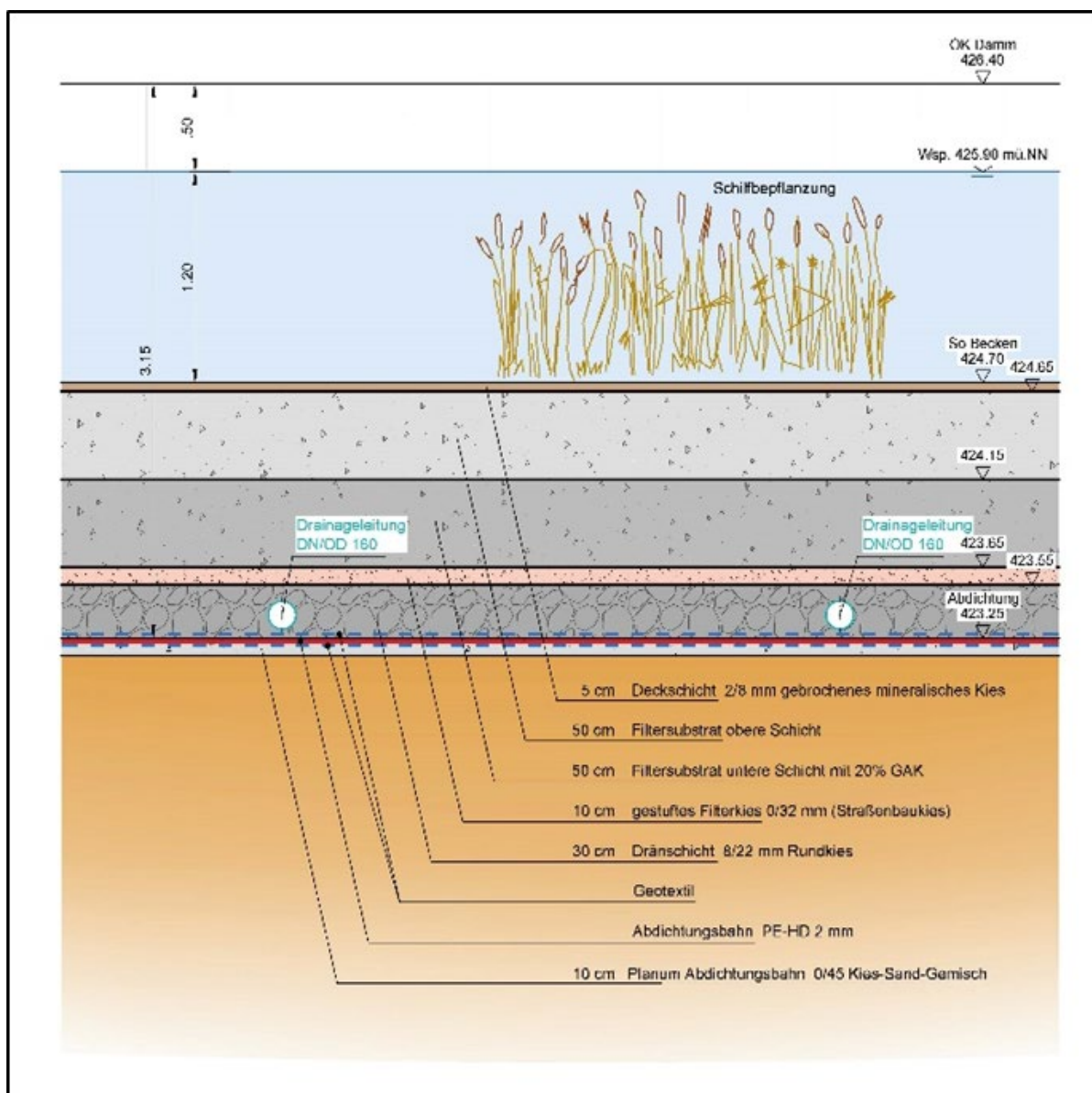


Abbildung 7.5: Filteraufbau Variante 2 „RBF Langenargener Straße“ (Konzept: Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2025a)

7.5.2 Herstellung einer homogenen Aktivkohle-Filtersandschicht

An die gemischte Aktivkohle-Filtersandschicht gelten dieselben Grundanforderungen wie an das Filtermaterial. Sie werden unter anderem im DWA-Regelwerk (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2019), im Handbuch für die Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilter aus NRW (Grotehusmann et al. 2015) und in einer Broschüre des Landesamtes für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2002) aufgelistet. Tabelle 7.2 zeigt einen Vergleich dieser Richtlinien an das Filtermaterial.

Tabelle 7.2: Vergleich Richtlinien Filtermaterial (Krattenmacher 2024)

Kriterien	LfU	Handbuch	DWA-A
Gesteins-/Sandart	Gewaschener Bodenfiltersand (kein gebrochenes Material)	Sand nach TL Gestein – StB 04	Kantengerundet, gebrochene Materialien aus natürlichen Vorkommen TL Gestein-StB 04/07 (Kategorie GF85, Gehalt an Feinanteilen f3)
Korngruppe	0/2 mm	0/2 mm	0/2 mm
Carbonatgehalt (pH-Wert)	Kein Sand mit pH-Werten unter 6	> 20 % Carbonatdecklage: Carbonatsplitt 2/5 Filtermaterial: gewaschener Carbonatbrechsand	≥ 20 Massen-%
Organische Substanz	Geringer Humusgehalt	< 1 %	Keine organischen Beimischungen
Schadstoffe	K. A.	Schadstofffreiheit	Schadstofffreiheit
Überkomanteil	≤ 5 %	G < 5 %	≤ 15 Massen-%
Feinanteil (< 0,063 mm)	≤ 5 %	T + U < 1 %	≤ 3 Massen-%
Körnungslinie	Steile Körnungslinie	3 < U = d60/d10 < 5	U = d60/d10 < 5
Sonstiges	Abhängige Anforderung an Phosphorrückhalt: Meliorisation mit Eisen oder Aluminium	K. A.	Frost- und Tausalzbeständig

Für eine effiziente Herstellung einer homogenen Aktivkohle-Filtersand-Mischung im großtechnischen Maßstab und deren Erhalt im eingebauten Zustand gibt es einiges zu beachten. Die Einzelkomponenten unterscheiden sich in der Körnung und im Schüttgewicht und müssen aufeinander abgestimmt werden, um die entsprechenden Kriterien zu erfüllen.

Zusätzlich besteht beim Mischen das Risiko eines mechanischen Abriebs der GAK aufgrund ihrer geringeren Festigkeit, das gegebenenfalls zu einer Erhöhung des Feinkornanteils im Filtersand führen kann. Zudem besteht die Gefahr der Entmischung der Körnung, weshalb die Verarbeitung nur im erdfeuchten Zustand erfolgen sollte, wie es beispielsweise beim Erftverband angewendet wurde ((Brunsch et al. 2020). Die eingebaute Schicht muss auch im eingebauten Zustand ihre Kornzusammensetzung behalten. Es darf nicht zum Ausspülen von Feinteilen kommen, um die Filterfunktion nicht negativ zu beeinflussen. Die Filterregeln nach Terzaghi geben dabei wichtige Richtlinien vor und müssen eingehalten werden, um eine stabile und effektive Filterschicht zu gewährleisten.

Damit stehen die Anforderungen an Korngröße und Feinanteil sowie Festigkeit der GAK im Vordergrund, die Adsorptionseigenschaften sind dabei von untergeordneter Bedeutung. Die Firma Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG (2021) entwickelte und betrieb für den Erftverband im Rahmen des Baus des RBFplus (Projekt Rheinbach) eine spezielle, auf diese Anforderungen abgestimmte mobile Mischanlage. Entsprechend der Mengenverhältnisse können damit die einzelnen Bestandteile, in unserem Fall wären das Sand und GAK vor Ort gemischt, gefördert und eingebaut werden.

7.5.3 GAK-Anteil in unterer Filterschicht

Der RBF am RÜB Langenargener Straße ist für eine Drosselabflussspende von $q_{Dr} = 0,025 \frac{1}{s \cdot m^2}$ ausgelegt, daraus ergibt sich eine Filtergeschwindigkeit von $v_f = 0,089 \text{ m/h}$. Drosselabflussspende und Filtergeschwindigkeit sind höher als beim RBF Tobelbach.

Die Menge an GAK wird sich für MW-RBF an der Standzeit orientieren, die sich aus den erzielbaren Bettvolumina ergibt. Nachfolgend wird nun exemplarisch der GAK-Anteil variiert und ausgehend von einer mittleren jährlichen gereinigten Mischwassermenge von $150.000 \text{ m}^3/\text{a}$ (aus der Schmutzfrachtsimulation) und einem angenommen Bettvolumen von 35.000 die Standzeiten abgeschätzt (Abbildung 7.6). Ergänzend wird die anteilige EBCT mitgeführt. Diese ist nun wesentlich kürzer als bei den Säulenversuchen, die den RBF Tobelbach mit seiner sehr niedrigen Drosselabflussspende abbilden sollten, aber auch noch länger als bei der Pilotanlage des Erftverbands¹⁴.

Die Betriebserfahrungen für GAK-Adsorber auf den baden-württembergischen Kläranlagen weisen im Mittel ein erreichbares Bettvolumen von rund 35.000 auf (Locher 2025). Inwieweit sich dieser Erfahrungswert auf MW-RBF übertragen lässt, ist noch völlig offen und lässt sich nur anhand von Pilotanlagen verifizieren. Letztendlich wird die Standzeit ausschlaggebend für den Mindestanteil an GAK im Filterbett sein. Mit dieser Annahme ergeben sich für Standzeiten zwischen 33 und 44 Jahren bei GAK-Anteilen zwischen 15 und 20 % in der unteren Filterschicht. Welche Standzeit sich für die realen Filterkörper ergeben, ist jedoch auch von anderen Faktoren wie Sedimenteintrag und Kolmation abhängig.

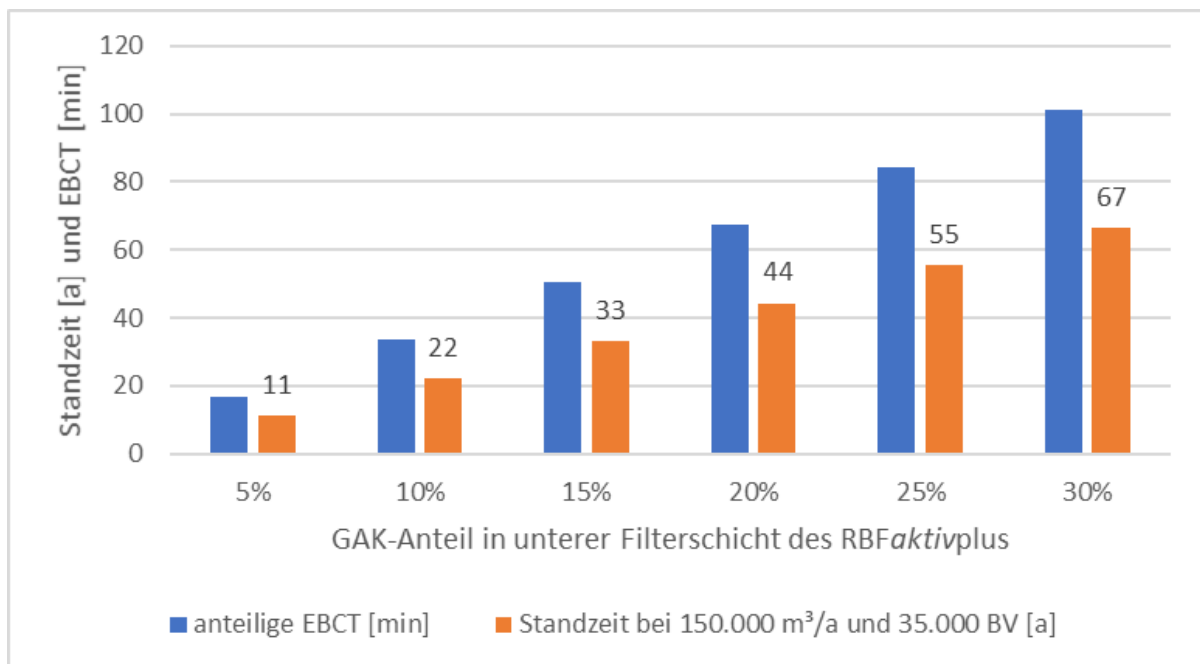


Abbildung 7.6: Abgeschätzte Standzeit für den RBF Langenargener Straße für $150.000 \text{ m}^3/\text{a}$ gereinigtes Mischwasser und einem angenommen BV von 35.000 und EBCT bei variierenden GAK-Anteilen

¹⁴ Zum Vergleich ergeben sich beim KA-RBF des Erftverbands bei Regenwetterbeschickung anteilige EBCT zwischen 50 min (Segment mit 30 % GAK in unterer Filterschicht) und 67 min (Segment 40 % GAK in unterer Filterschicht). Eigene Berechnungen aus den publizierten technischen Angaben zur Pilotanlage.

7.5.4 Segmentierung des RBFs

Sofern der Filterkörper zu erneuern ist, muss das Filtermaterial zunächst ausgebaut und entsorgt werden. Beim Ausbau kann vermutlich das Drainsystem und die Abdichtung nicht ausreichend vor Beschädigungen geschützt werden. Es ist davon auszugehen, dass das „Erneuern“ des Filterkörpers einen Ersatzneubau darstellt. Während des Neubaus und der Etablierung des Schilfs wird das entlastete Mischwasser nicht gereinigt und die Verbesserungen der Gewässerökologie wären innerhalb weniger Monate zunichte gemacht. Daher sollte überlegt werden, den Filterkörper in mehrere, baulich voneinander getrennte Bereiche aufzuteilen, um eine abschnittsweise Erneuerung zu ermöglichen.

Die einzelnen Bereiche müssen als eigenständige Retentionsbodenfilter funktionsfähig sein. Bereits die unterste Schicht des Retentionsbodenfilters (die Abdichtung) kann nicht in einem Zug für das gesamte Becken erstellt werden. Hier sollte schon eine Auftrennung erfolgen. Möglich wäre es, die einzelnen Abschnitte mit Mauern aus WU-Beton zu trennen, an denen die Abdichtungsbahnen der einzelnen Teilbereiche befestigt werden können.

Es ist zu überlegen, inwieweit die Drainagenetze einzeln in ein gemeinsames Drosselbauwerk geführt werden können oder ob die Errichtung mehrerer Drosselbauwerke sinnvoll wäre.

Durch den Aufwand des Aufteilens und mehrfachen Baus einzelner Bauteile könnten Mehrkosten im sechs- bis siebenstelligen Bereich entstehen. Bei der Variantenuntersuchung sind die Kosten dem Nutzen gegenüberzustellen und Möglichkeiten zur Pufferung von Entlastungen im Kanalnetz der Kläranlage oder der zeitweisen Verfügungstellung von zusätzlichem Puffervolumen während des Neubaus des RBF zu untersuchen.

Die Segmentierung könnte zusätzlich bei der Bewirtschaftung des Filterkörpers gezielt eingesetzt werden. Denkbar wäre eine Überwachung der Sauerstoffverfügbarkeit für aerobe Prozesse durch Einsatz von Sauerstoff- oder Redoxsonden im Drosselablauf oder im Filterkörper.

7.5.5 Kostenrahmen

Durch den Einbau von GAK in die untere Filterschicht entsteht ein Mehraufwand durch den Kauf und das Einmischen der GAK in den Bodenfiltersand sowie den schichtweisen Einbau der beiden unterschiedlichen Filterschichten. In folgender Tabelle ist der **Kostenrahmen** der **Investitionskosten** für den Einbau von 20 % GAK in die untere Filterschicht ohne eine zusätzliche Segmentierung des Filterkörpers aufgeführt. Es entstehen ca. 500.000 € Mehrkosten (brutto, inkl. Baunebenkosten). In den weiteren Planungsphasen würden die Kosten konkretisiert und diese können deutlich nach oben oder unten abweichen. Bei den Betriebskosten fallen keine Mehrkosten an.

Abwasserverband Unteres Schussental
Bodenseekreis

Kostenannahme RBF

Konzeption eines Retentionsbodenfilters
zur Mischwasserbehandlung mit gezielter Spurenstoffelimination
Retentionsbodenfilter mit Mehraufwand granulierte Aktivkohle in untere Filterschicht

POS	Masse	Leistungsbeschreibung	Einheitspreis	Gesamtpreis
1	1,00 P	Baustelleneinrichtung Kosten herkömmlicher RBF	160.400,00 €	160.400,00 €
2	1,00 P	herkömmlicher RBF Gesamtkosten Mehraufwand Einbau GAK in untere Filterschicht	2.049.800,00 €	2.049.800,00 €
3	260,00 m³	Mehraufwand Material GAK	1.130,00 €	293.800,00 €
4	1300,00 m³	Mehraufwand Mischen GAK und Bodenfiltersand	20,00 €	26.000,00 €
5	2600,00 m³	Mehraufwand Einbau vor Kopf ohne Befahren	10,00 €	26.000,00 €
Netto - Summe				2.556.000,00 €
19 % Mehrwertsteuer				485.640,00 €
Brutto - Summe				3.041.640,00 €
Baunebenkosten				608.360,00 €
Gesamtsumme inkl. Baunebenkosten				3.650.000,00 €

Abbildung 7.7: Kostenrahmen für den Bau des RBF Langenargener Straße mit Aktivkohle-Sandgemisch

7.6 Nachgeschalteter GAK-Adsorber

7.6.1 Auswahl des Filtersystems

Als GAK-Adsorber auf kommunalen Kläranlagen haben sich mittlerweile drei verschiedene Filtertypen etabliert. Dies sind diskontinuierliche GAK-Filter, Druckfilter und kontinuierliche GAK-Filter.

Diskontinuierliche GAK-Filter sind beispielsweise auf der Kläranlage Immendingen oder der Kläranlage des Abwasserverbands Oberer Neckar als 4. Reinigungsstufe im Einsatz. Die Filter werden in der Regel von oben nach unten mit Abwasser beaufschlagt. Die Filter müssen nach und nach von den Feststoffen befreit werden und gespült werden. Die Spülung erfolgt im Gegenstrom von unten nach oben. Zur Spülung sind sowohl Spülwasserbehälter als auch Schlammwasserbehälter, zur kontinuierlichen Ableitung des bei der Spülung anfallenden Schlammwassers, erforderlich. Zumeist wird der Wasserspülung eine Luftspülung vorgeschaltet, um das Filterbett entsprechend aufzuwirbeln. Als maschinentechnische Aggregate sind somit neben den Spülwasserpumpen auch Gebläse erforderlich.

Druckfilter sind bspw. auf der Kläranlage Westerheim im Einsatz. Das Wasser wird durch das GAK-Filterbett „gedrückt“. Die Entfernung der Feststoffe aus dem Filterbett wird ebenso im Gegenstrom durchgeführt.

Kontinuierliche GAK-Filter sind bspw. auf der Kläranlage Emmingen-Liptingen, Friedingen, Immenstaad im Einsatz. Bei diesem Filtersystem (s. Abbildung 7.8) erfolgt die Beschickung im unteren Bereich des Filterbettes. Das Wasser strömt von unten nach oben und wird dabei filtriert. Das verschmutzte Filtermaterial wird kontinuierlich von der Mammutpumpe zu einem über dem Filterbett angeordneten Wäscher gefördert und dort gereinigt. Die abgetrennten Schmutzpartikel werden mit dem Waschwasser aus dem Filter ausgetragen. Das gereinigte Filtermaterial sinkt von oben durch das Labyrinth (in Abbildung als Sandwäscher bezeichnet) wieder auf das Filterbett zurück. Der Filtrationsvorgang wird durch die Wäsche zu keiner Zeit unterbrochen. Separate Schlamm- oder Spülwasserspeicher sind nicht erforderlich

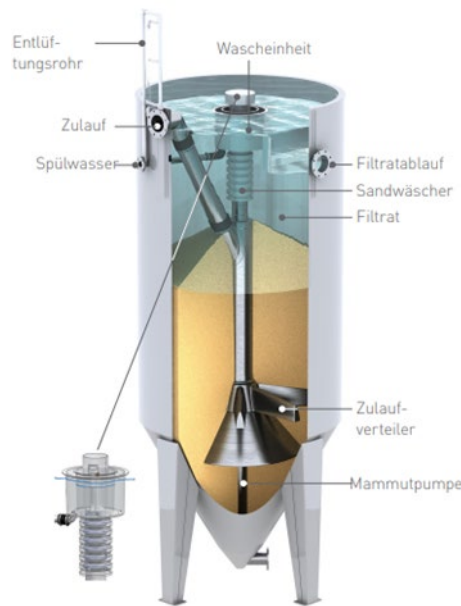


Abbildung 7.8: Aufbau eines kontinuierlich gespülten (DynaSand-)Filters (SULZER Nordic Water 2024)

Als nachgeschaltete GAK-Adsorber nach einem Retentionsbodenfilter ist ein kontinuierlicher GAK-Filter am besten geeignet. Die wesentlichen Vorteile, sind im Folgenden aufgeführt:

- Aufgrund des vorhandenen Mammuthebers ist ein Spülen auch in Phasen ohne Beschickung möglich. Dieser Vorteil ist von sehr großer Bedeutung bei GAK-Filtern nach Retentionsbodenfiltern, da Mischwasser bzw. Drosselablauf des Retentionsbodenfilters nicht ganzjährig anfällt. Ganz im Gegenteil kann es durchaus zu längeren Trockenwetterphasen kommen. Mit kontinuierlichen GAK-Filtern kann das GAK-Filterbett trotzdem bewegt und geringfügig gespült werden. Ein „Verblocken“ des GAK-Filterbetts kann somit unterbunden werden.
- Ein Spülwassertank ist bei kontinuierlichen Filtern nicht erforderlich.
- Ein Schlammwassertank ist aus technischer Sicht nicht erforderlich. Wird jedoch das Schlammwasser vor einem Regenüberlaufbecken in den Kanal zurückgeführt, sollte ein Schlammwassertank berücksichtigt werden um einen Abschlag des Schlammwassers in das Gewässer zu unterbinden.
- Der Leistungsbedarf ist bei kontinuierlichen GAK-Filtern gering.
- Für die konzeptionelle Betrachtung, die Auslegung und die Kostenschätzung wurde ein kontinuierlicher GAK-Filter als nachgeschalteter GAK-Filter nach dem Retentionsbodenfilter angesetzt.

7.6.2 Auslegen des kontinuierlichen GAK-Filters

Der nachgeschaltete kontinuierliche GAK-Filter wird entsprechend der Drosselmenge des vorgesehenen Retentionsbodenfilters auf einen **maximalen Zufluss** von 47 l/s ausgelegt.

Die im GAK-Filter **jährlich zu behandelnde Mischwassermenge** wird, entsprechend dem aktuellen Schmutzfrachtmodell, zu rd. 150.000 m³/a abgeschätzt. Dieser Wert entspricht der rechnerischen Ablaufmenge (Drossel) des Retentionsbodenfilters und wurde mit einem synthetischen Regen ermittelt.

Bei den im Projekt durchgeführten Analysen lag die mittlere AFS-Konzentration im Ablauf eines Retentionsbodenfilters bei 1,5 mg/l. Es wird daher angenommen, dass die **Feststoffkonzentration** im zukünftigen Drosselablauf des Retentionsbodenfilters < 5 mg/l beträgt. Nach DWA-M 285-2 ist ab einer Feststoffkonzentration > 10 mg/l eine vorgeschaltete Feststoffentfernung in Betracht zu ziehen. Unter diesen Randbedingungen kann davon ausgegangen werden, dass vor den technischen GAK-Filter kein zusätzlicher Filter notwendig wäre. Somit wird für die Auslegung keine zusätzliche Filtration (bspw. Tuchfiltration) angesetzt.

Die **Höhendifferenz** zwischen dem Drosselabfluss und dem Auslauf Breitenrainbach beträgt bei derzeitiger Auslegung etwa 45 cm. Beim Einsatz eines technischen GAK-Filters ist von einem hydraulischen Verlust von mindestens 0,5 Meter auszugehen. Neben dem Druckverlust im Filter ist dieser auf den Verlust in den Rohrleitungen (Zu- und Ablauf) zurückzuführen. Es wird im Rahmen dieser Konzeption somit die Annahme getroffen, dass ein Pumpwerk zur Beschickung des technischen GAK-Filters notwendig ist.

Es werden 5 **Filterzellen** mit einer Filterfläche von je 5 m² angesetzt. Somit ergibt sich eine gesamte **Filterfläche** des nachgeschalteten technischen GAK-Filters von 25 m². Die Filterzellen können als separate Filter in Edelstahl ausgeführt werden oder alternativ in Betonbauweise in einem Filterzellenblock. Von Vorteil bei der Einzelbauweise ist insbesondere die bessere Erreichbarkeit für Wartung und Problembehebung. Weiterhin kann der Austausch der GAK einer einzelnen Filterzelle einfacher erfolgen. Im Rahmen der Konzeption wird der Ausbau in Einzelbauweise angesetzt.

Die **maximale Filtergeschwindigkeit** darf aus Erfahrungen mit bereits betriebenen kontinuierlichen GAK-Filtrationen zu höchstens 7,5 m/h angesetzt werden. Überschreitet die Filtergeschwindigkeit diesen Wert kann es zu Fluidisierung des Filterbetts kommen, was einen Abtrieb der GAK über den Ablauf zur Folge haben könnte. Aus dem maximalen Zufluss von 47 l/s und einer Filterfläche von 25 m² errechnet sich dann eine maximale Filtergeschwindigkeit von 6,8 m/h. Somit wird die Fluidisierung des Filterbetts nicht erreicht und ein Abtrieb von GAK über den Ablauf verhindert.

Die notwendige **GAK-Tiefe des Filterbetts** errechnet sich aus der notwendigen Mindestkontaktzeit (Empty bed contact time: EBCT) des GAK-Filters. Durch eine höhere EBCT wird im Allgemeinen eine bessere Spurenstoffentnahme erwartet, da die Substanzen längere Zeit haben an der Aktivkohle zu adsorbieren. Nach DWA-M 285-2 sollte die EBCT > 20 min für den zu behandelnden mittleren täglichen Abfluss gewählt werden. Im Falle des nachgeschalteten GAK nach einem Retentionsbodenfilter ist der Drosselabfluss und damit die EBCT in der Regel größtenteils konstant. In dieser Konzeption wird die obige Auslegung für den Drosselabfluss angesetzt. Es errechnet sich somit eine Filterbetthöhe von 2,3 Meter.

Die tatsächliche **Mindestkontaktzeit an der GAK (EBCT)** errechnet sich mit der angesetzten GAK-Tiefe des Filterbetts von 2,3 Meter zu 20,4 Minuten und ist somit ausreichend

Die **eingesetzte GAK in m³** errechnet sich aus der GAK-Tiefe des Filterbetts, der Filteroberfläche und der im Konus des Filters vorhandenen GAK zu insgesamt 72 m³. Je Filterzelle wird somit eine GAK-Menge von 14,4 m³ notwendig.

In bestehenden kontinuierlichen GAK-Filtern auf kommunalen Kläranlagen haben sich Korngrößenverteilungen von 8x30 mesh bewährt. Eingesetzt werden auch größere Korngrößenverteilungen von 8x16 mesh. Tendenziell sind bei größeren GAK aufgrund der geringeren spezifischen Oberfläche etwas schlechtere prozentuale Spurenstoffentnahmen zu erwarten. Feinere Korngrößenverteilungen (bspw. 8x40 mesh) haben sich in einem Forschungsprojekt in Emmingen-Liptingen als zu fein erwiesen, da sie sehr anfällig für Fluidisierung des Filterbetts sind. Gewählt wird im Rahmen dieser Konzeption eine **Korngrößenverteilung der GAK** von 8x30 mesh. Dies entspricht rd. 0,6-2,4 mm entspricht.

Ein wesentlicher Parameter bei granulierten Aktivkohlefiltern sind die durchgesetzten Bettvolumen. Diese errechnen sich aus der durchgesetzten Abwassermenge in m³ pro m³ GAK. Für den gewählten Filter errechnen sich somit rd. 2.100 **Bettvolumen** pro Jahr. Je mehr Bettvolumen durchgesetzt werden, desto geringer wird in der Regel die prozentuale Spurenstoffentnahme. Bei granulierten Aktivkohlefiltern auf kommunalen Kläranlagen können durchaus 35.000 Bettvolumen oder mehr erreicht werden, bevor die GAK ausgetauscht werden muss. Wird dieser Wert auch für den nach einem Retentionsbodenfilter nachgeschalteten Filter angesetzt, so wäre mit der gewählten Auslegung eine Standzeit von rd. 17 Jahre zu erwarten. Da mit zunehmender Betriebsdauer neben der Adsorption auch zunehmend biologische Prozesse die Spurenstoffentnahme begünstigen, ist vermutlich auch eine noch längere Standzeit möglich.

In folgender Tabelle 7.3 sind die wesentlichen Auslegungsparameter nochmals zusammengefasst aufgeführt.

Tabelle 7.3: Wesentliche Auslegungsgrößen nachgeschaltete GAK-Filtration

Nachgeschaltete GAK-Filtration	Einheit	Größe
maximaler Zufluss	l/s	47
Jährlich behandelte Mischwassermenge	m ³ /a	150.000
Feststoffkonzentration	mg/l	< 5
Höhendifferenz Drosselabfluss – Auslauf Breitenrainbach	m	<0,5
Anzahl Filterzellen	-	5
Filterfläche je Zelle	m ²	5
Gewählte Filterfläche	m ²	25
max. Filtergeschwindigkeit vF	m/h	6,8
Tiefe Filterbett	m	2,3
Mindestkontaktzeit an der GAK (EBCT)	min	20,4
Eingesetzte GAK-Menge	m ³	72
Korngrößenverteilung GAK	mesh	8x30
Bettvolumen / a	-	2.100

7.6.3 Anbindung an den Retentionsbodenfilter

Zulauf GAK-Filter/Pumpwerk

Der Drosselablauf des Retentionsbodenfilters aus dem Filterablaufbauwerk fungiert als Zulauf für den nachgeschalteten GAK-Filter. In der Spitze fallen somit 47 l/s an, welche im kontinuierlichen GAK-Filter behandelt werden müssen. Die Höhendifferenz zwischen Auslauf Breitenrainbach und Drosselabfluss Sohle ist nicht ausreichend den hydraulischen Verlust des GAK-Filters auszugleichen. Somit ist ein Pumpwerk notwendig, welches das Mischwasser aus dem Retentionsbodenfilter dem GAK-Filter zuführt. Es werden zwei Pumpen redundant vorgesehen.

Ablauf GAK-Filter

In der Spitze fallen entsprechend dem Zulauf bis zu 47 l/s von Spurenstoffen gereinigtes Mischwasser an, welches dem Schacht RW2 zugeführt wird und dort im Kanal (DN 1000) dem Breitenrainbach zugeführt wird. Berücksichtigt werden muss, dass in diesen Schacht auch der Filterbeckenüberlauf zugeführt wird.

Schlammwasser

Wie bereits in Kapitel 7.5.1 ausgeführt, fällt das Spülwasser beim kontinuierlichen GAK-Filter während des Betriebs nahezu kontinuierlich an. Ausgehend von 1 % Schlammwasser bezogen auf den nahezu feststofffreien Zulauf (47 l/s), fallen in der Spitze bis zu 0,5 l/s hochbelastetes Schlammwasser an. Es muss verhindert werden, dass dieses Schlammwasser ungeklärt ins Gewässer abgeleitet wird. Da der Kläranlage Eriskirch ein Störfallbecken vorgeschaltet ist, sollte dieses Schlammwasser daher dem Einzugsgebiet nicht bei Regenwetter zugeführt werden. Um dieses Schlammwasser über 2 Tage zwischenspeichern zu können, ist somit ein Behälter mit rd. 85 m³ notwendig. Das Schlammwasser kann dann mit kleinen Pumpen bei Trockenwetter in das Einzugsystem Bürgermoos gepumpt werden. So wird ein Abschlag ins Gewässer verhindert.

Brauchwasseranbindung

Insbesondere für die Reinigung des Filtergebäudes und gelegentlich auch unterstützende Auflockern des Filterbetts ist ein Brauchwasser bzw. Trinkwasseranschluss notwendig. Der Anschluss (ca. 200 m) ist von der Dr. Klein Straße aus vorgesehen.

Notwendige Aggregate

Es sind zahlreiche Aggregate notwendig, um den stabilen Filterbetrieb gewährleisten zu können. Im Folgenden sind die wichtigsten Aggregate aufgeführt:

- 2x Zulaufpumpen
- 2x Schlammwasserpumpen
- Brauchwasseranschluss (bzw. ggf. Druckerhöhungspumpe)
- Kellerentwässerungspumpe
- Ca. 10 x Mechanische Schieber
- 2x Gebläse
- 5x kontinuierliche Filter inkl. Mammutheber

Anbindung EMSR

Für die wesentlichen Aggregate muss Strom bereitgestellt werden. Der Stromanschluss ist von der Dr. Klein Straße aus vorgesehen (ca. 200 m). Die zwei notwendigen Schalt- und Steuerschränke werden direkt in einem Nebenraum des Technikgebäudes untergebracht (vgl. Abbildung). Die Anlage wird über Fernwirktechnik an ein zentrales Prozessleitsystem angebunden. Vorgeschlagen wird, die neue Anlage ins Prozessleitsystem der Kläranlage Eriskirch mit aufzunehmen.

In folgenden Abbildungen (Abbildung 7.9 und Abbildung 7.10) ist der Aufbau der kontinuierlichen GAK-Filtration schematisch dargestellt. Die fünf GAK-Filterzellen befinden sich über eine gemeinsame Zulaufleitung (DN 250) miteinander verbunden. Der Zulauf jeder Filterzelle kann separat abgeschiebert werden. Der Ablauf jeder Filterzelle fließt in einer gemeinsamen Ablaufleitung (DN 300) im Freispiegel dem Ablaufkanal des Retentionsbodenfilters zu. Die Mammutheber der Filterzellen werden über die durch die zwei Kompressoren erzeugte Druckluft versorgt. Das Schlammwasser wird im Freispiegel zum Schlammwasserspeicher geführt und von dort bei Trockenwetter ins Einzugssystem der Kläranlage Eriskirch gepumpt.

Die Schaltschränke und die Steuereinheiten befinden sich in einem abgetrennten Raum.

Der Flächenbedarf wird mit ca. 12,5 m x 8 m auf ca. 100 m² abgeschätzt. In folgender Abbildung 7.11 ist der so vorgesehene nachgeschaltete GAK-Filter im Lageplan des bestehenden Retentionsbodenfilters skizziert.

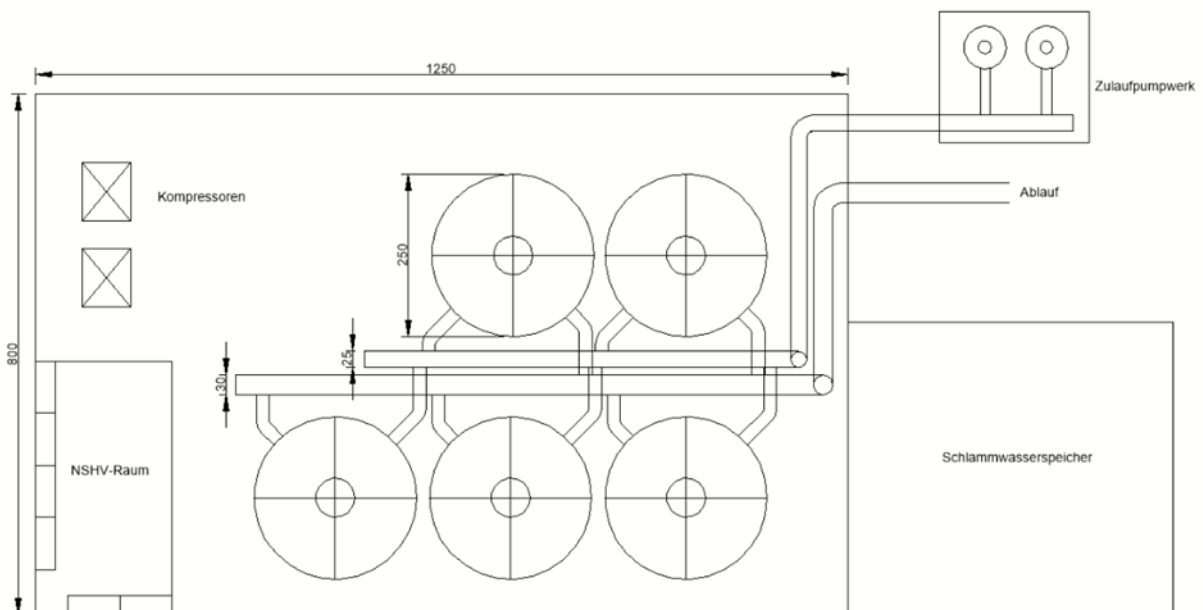


Abbildung 7.9: Schematische Darstellung kontinuierliche nachgeschaltete GAK-Filtration, Grundriss (Jedele und Partner GmbH 2025a)

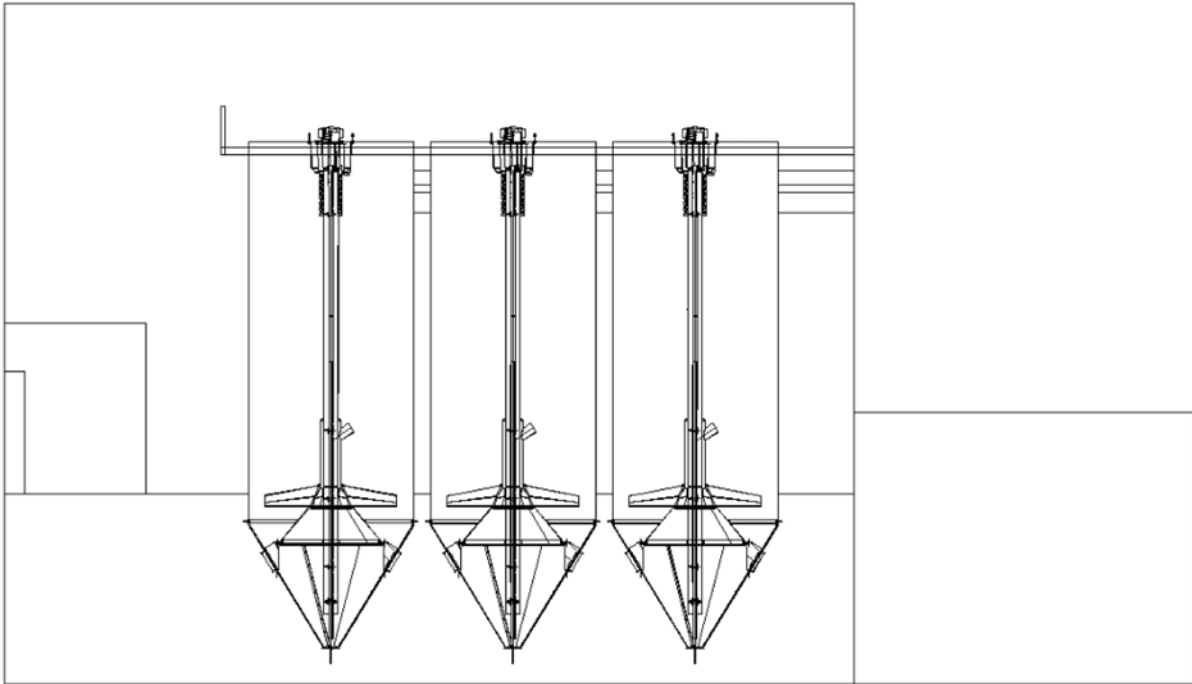


Abbildung 7.10: Schematische Darstellung kontinuierliche nachgeschaltete GAK-Filtration, Querschnitt (Jedele und Partner GmbH 2025b)

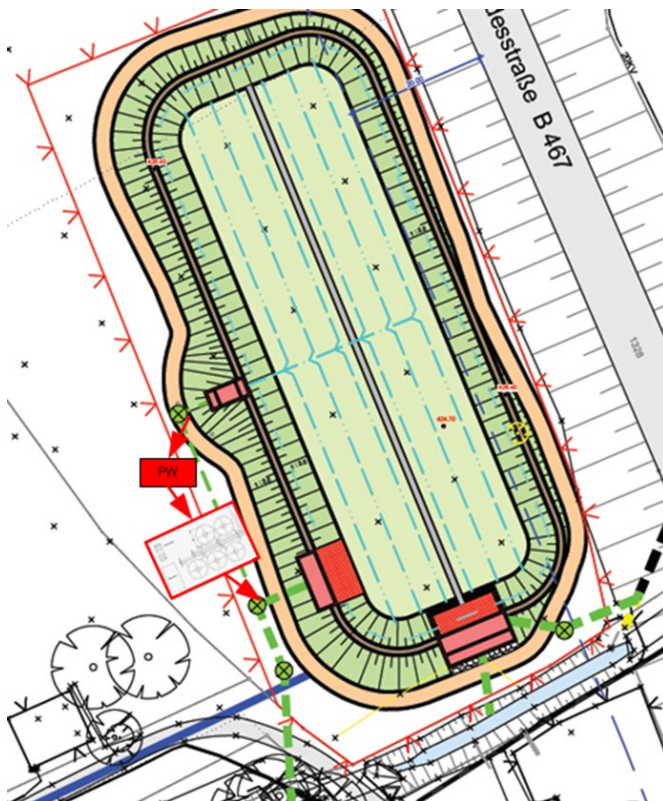


Abbildung 7.11: Mögliche Einbindung nachgeschaltete kontinuierliche GAK-Filtration, (Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH 2025b), bearbeitet von Jedele und Partner 2025

7.6.4 Kostenrahmen

In folgender Tabelle ist der **Kostenrahmen** der **Investitionskosten** des nachgeschalteten kontinuierlichen GAK-Filters aufgeführt.

POS	Masse	Leistungsbeschreibung	Einheitspreis	Gesamtpreis
1.0		Bau		
	1 P	Baustelleneinrichtung	10.000 €	10.000 €
	1 P	Hochbau GAK-Filtration	70.000 €	70.000 €
	1 P	Tiefbau GAK-Filtration	220.000 €	220.000 €
	1 P	Schlammwasserbehälter a 85 m³ inkl. Anbindung	80.000 €	80.000 €
1.1		GAK Filter		
	5 St	Edelstahl GAK-Filter inkl. Bauteile	80.000 €	400.000 €
	5 St	GAK-Füllung (jeweils rd. 15 m³)	18.000 €	90.000 €
1.2		Maschinentechnik + VPT		
	1 P	Anbindung inkl. DN 250 Leitung	15.000 €	15.000 €
	1 P	Anbindung an Ablauf inkl. DN 300 Leitung	15.000 €	15.000 €
	1 P	Schlammwasserleitung	5.000 €	5.000 €
	1 P	Brauchwasseranbindung	4.000 €	4.000 €
	10 St	Spülstutzen, PN-Stutzen	600 €	6.000 €
	10 St	Absperrschieber	1.200 €	12.000 €
	2 St	Schlammwasser Kreislumpen max. 15 m³/h	2.500 €	5.000 €
	2 St	Zulauf Kreislumpen max. 50 m³/h	12.000 €	24.000 €
	1 St	Entwässerungspumpe	1.500 €	1.500 €
1.5		EMSR		
	1 P	Stromzufuhr	30.000 €	30.000 €
	1 P	PLS Programmierung	25.000 €	25.000 €
	2 St	Schlatschränke+ Verdrahtung	20.000 €	40.000 €
1.6	1 P	Unterlagen, Dokumentation, Inbetriebnahme	15.000 €	15.000 €
Netto - Summe				1.067.500 €
19 % Mehrwertsteuer				202.825 €
Brutto - Summe				1.270.325 €
Baunebenkosten				254.675 €
Gesamtsumme inkl. Baunebenkosten				1.525.000 €

Abbildung 7.12: Kostenrahmen für den nachgeschalteten GAK-Adsorber

Im Kostenrahmen ist von rd. 1,5 Mio. € inkl. MwSt. inkl. Nebenkosten auszugehen. In den weiteren Planungsphasen würden die Kosten konkretisiert und diese können deutlich nach oben oder unten abweichen.

Als **Betriebskosten** fallen im Wesentlichen Personalkosten und Stromkosten an. Die Personalkosten ergeben sich in Abhängigkeit des Betriebsaufwands. Dieser fällt insbesondere bei Störungen an und ist daher schwierig abzuschätzen. Ausgehend von einem Betriebsaufwand von im Mittel 0,5 h an 100 Tagen, fallen 50 Arbeitsstunden an, was bei einem Kostenansatz von 60 €/h 3000 € entsprechen würde. Die Stromkosten ergeben sich hauptsächlich aus der anzuhebenden Abwassermenge. Weiterhin wird Strom für die Brauchwasserpumpen, die Gebläse und weitere geringe Energieverbraucher (Schieber, Beleuchtung etc.) benötigt. Es kann von einem Strombedarf von ca. 5.000 kWh/a ausgegangen werden.

7.7 Zwischenfazit zur großtechnischen Umsetzung

Um die Breitbandwirkung zur Spurenstoffelimination des konzipierten RBF zu erhöhen, soll Aktivkohle eingesetzt werden. Grundsätzlich sind zwei bauliche Alternativen denkbar:

- Einbau von GAK in den Filterkörper des RBF oder
- Nachgeschalteter GAK-Adsorber

Der Mehraufwand für den GAK-Einbau in den RBF-Filterkörper wird auf rund 500.000 € brutto geschätzt, während für den nachgeschalteten GAK-Adsorber mit rund 1,5 Mio € deutlich höhere Investitionen anfallen. Der nachgeschaltete GAK-Adsorber hat dagegen den Vorteil, dass sich nach Erschöpfen der Adsorptionskapazität die GAK einfach austauschen lässt, während beim RBFaktivplus ein Ersatzneubau erforderlich würde. Um diesen möglichst lange herauszuzögern, wird der GAK-Anteil zum Einbau in den Filterkörper über die Standzeit abgeschätzt (mit vielen Unwägbarkeiten, da hierzu noch keine großtechnischen Erfahrungswerte vorliegen). Vorteilhaft wäre hier ein modularer Aufbau des RBF, um eine abschnittsweise Erneuerung im „laufenden Betrieb“ zu ermöglichen.

Der nachgeschaltete GAK-Adsorber wird über den Drosselabfluss des RBF und einer Leerbettkontaktzeit ausgelegt. Ausgehend von Erfahrungswerten aus Kläranlagen zur Leerbettkontaktzeit EBCT und der nur gelegentlichen, witterungsabhängigen Beschickung des GAK-Adsorbers ergeben sich voraussichtlich sehr lange Standzeiten für die GAK, was den Vorteil des einfachen Austauschs bei gleichzeitig deutlich höheren Investitions- und Betriebskosten relativiert. Letztendlich sind die hohen Kosten für einen GAK-Adsorber auch der Auslöser, dass für kleinere Kläranlagen der Einsatz von RBF mit GAK im Filterkörper zur Viertbehandlung untersucht und in Pilotanlagen getestet wird.

Auch wenn in den RBFaktivplus verfahrenstechnisch nicht gezielt eingegriffen und somit die Eliminationsleistung beeinflusst werden kann, erscheint diese Alternative auf Grundlage der konzeptionellen Vorüberlegungen die wirtschaftlichere zu sein. Großtechnische Erfahrungen zum Einmischen der GAK in den Filterkörper liegen bereits vor, allerdings fehlen noch langfristige Erfahrungen zum Abrieb, Durchlässigkeit und erzielbaren Bettvolumen. Die Erfahrungen aus den oben genannten Pilotanlagen sind leider nicht übertragbar, da der Mischwasser-RBF witterungsabhängig, d.h. unregelmäßig und in Einzelfällen auch mehrfach beschickt wird. Auch die Verdünnung des entlasteten Mischwasser ist witterungsabhängig. Folglich sind großtechnische Betriebserfahrungen in Pilotanlagen zu sammeln.

Wie bereits beim konventionellen RBF ist das Beschickungsregime entscheidend für eine gute, ganzjährig stabile Eliminationswirkung. Der RBF sollte weder im Dauerstau betrieben noch lange Trockenphasen erfahren. In der Regel sind Einzugsgebiete bereits bebaut und ein RÜB vorhanden, sodass reale Betriebsdaten zur Beschickung erfasst und ausgewertet werden sollten. Sofern es die hydraulische Leistungsfähigkeit der Kanalisation erlaubt, könnten RBF bevorzugt an den RÜB vor der Kläranlage angeordnet werden. Diese liegen meist außerhalb, sodass unbebaute Flächen für den RBF genutzt werden könnten. Oft stellen diese RÜB auch Entlastungschwerpunkte dar. Gegebenenfalls lassen sich Synergien mit einer Viertbehandlung auf der Kläranlage nutzen.

Unabhängig von der gewählten Alternative ist der Eintrag von Spurenstoffen aus der Mischwasserentlastung, die Eliminationswirkung konventioneller RBF sowie die zusätzliche Wirkung durch Aktivkohleeinsatz wissenschaftlich zu untersuchen, da hierzu noch sehr große Wissenslücken vorhanden sind und bisherige Untersuchungen bereits die Relevanz der Mischwasserentlastung auf die Gewässergüte aufgezeigt haben. Auch die technische Entwicklung bedarf einer wissenschaftlichen Begleitung, um die Erkenntnisse möglichst zur wirtschaftlichen Umsetzung eines weitergehenden Gewässerschutzes zielführenden nutzen zu können.

8 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Viele Oberflächengewässer erfüllen die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie nicht, so dass Maßnahmen zur Gewässerentwicklung erforderlich werden. Grundlage für eine zielführende Gewässerentwicklung sollte eine Zustandserfassung und Ursachenanalyse für die vorherrschenden Gewässergütedefizite sein. Aus der **Gewässeruntersuchung** lassen sich u.a. die Anforderungen an eine weitergehende Regen- und Mischwasserbehandlung ableiten. In Baden-Württemberg sind im Leitfaden für Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen (Brüning et al. 2025) Fälle festgelegt, in denen weitergehende gewässerbezogene Anforderungen zu prüfen sind. Das beauftragte gewässerökologische Büro formuliert Empfehlungen zur Herstellung bzw. Absicherung des erforderlichen Gewässerzustandes. Auf dieser Basis legt die zuständige Wasserbehörde das künftige behördliche Anforderungsprofil an die Abwassereinleitungen fest. Der Bau eines Retentionsbodenfilters (RBF) kann eine solche Empfehlung sein.

Die Konzeption und Auslegung der Mischwasserbehandlung basiert in der Regel auf einer **Schmutzfrachtsimulation**. Diese Berechnungen sollten möglichst mit realen Betriebsdaten der vorhandenen Abwasseranlagen plausibilisiert werden. Auch die Betriebsdaten sind im Vorfeld zu plausibilisieren, indem beispielsweise die Messbereiche und -genauigkeit der einzelnen Sonden sowie Berechnungsformeln und ggf. Festwerte für Abstände und Schwellenhöhen überprüft werden. Anschließend lassen sich für den Plan-Zustand verschiedene Varianten zur Mischwasserbehandlung rechnen, um auf Basis dieses Variantenvergleichs zielführende Lösungen zu identifizieren bzw. zu entwickeln.

Die **Auslegung eines konventionellen RBF** erfolgt nach Regelwerk über die Schmutzfrachtsimulation. Ergänzend sollten jedoch die Betriebsdaten der ggf. schon vorhandenen Vorstufe (Regenüberlaufbeck, RÜB) analysiert werden, um Hinweise auf Dauerstau oder häufige, auf das Entwässerungssystem zurückzuführende Mehrfachbeschickungen zu erhalten. Diese Betriebszustände sind zu vermeiden, da der RBF für eine gute und stabile Eliminationswirkung vor der nächsten Beschickung leerlaufen und durchlüftet werden soll. Die standardisiert komprimierte Betriebsdatenauswertung zur RÜB-Überwachung ist dafür jedoch nicht ausreichend, sondern die Messdaten sind hinsichtlich des RBF-Beschickungsregimes auszuwerten.

Um die Spurenstoffemissionen aus der Mischwasserbehandlung bzw. die Eliminationswirkung eines RBF zu untersuchen, sind Proben zu nehmen und diese auf Spurenstoffe hin zu analysieren. Die **Auswahl der Spurenstoffe** hängt letztendlich von der Zielsetzung des Monitorings ab.

- Dient das Monitoring der Überprüfung eines RBF mit Aktivkohle-Ausstattung, könnte die Auswahl auf die in der KomS-Liste B-2017 und in der EU-Kommunalabwasserrichtlinie (EU KARL) aufgelisteten Spurenstoffe beschränkt und ggf. noch um einzugsgebietsspezifische Stoffe ergänzt werden. Der Analyseaufwand ist niedrig und kann von vielen Analyselaboren durchgeführt werden.
- Soll dagegen der Spurenstoffeintrag aus der Mischwassersentlastung untersucht werden, steigt der Aufwand für die eigentliche Probenahme sowie für die Analytik. Neben den Stoffen aus der KomS-Liste sollten auch abwasserbürtige Stoffe ausgewählt werden, die biologisch abbaubar bzw. transformierbar sind. Da auch (abwasserbürtige) Stoffe, die im Mischwasser eher in der Partikelphase erwartet werden, für die Gewässerdefizite relevant sein könnten, sollte die Probenvorbehandlung an die ausgewählten Stoffe angepasst werden. Die Analytik sollte nicht nur Spurenstoffe umfassen, sondern auch gewässerrelevante Leitparameter.

- Für Forschungsprojekte, die beispielsweise Eliminationsprozesse untersuchen, ist das Stoffspektrum gegenüber den beiden vorherigen Punkten zu erweitern. Im Mischwasser können die Konzentrationen schmutzwasserbürtiger Spurenstoffe stark verdünnt und insbesondere im Ablauf einer Behandlungsanlage sehr niedrig sein. Eventuell liegen die Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze (BG). Im Vorfeld könnte ein Spurenstoffscreening im Zu- und Ablauf der Kläranlage bei entsprechendem Regenwetterzufluss durchgeführt werden. Auch sollten Metaboliten und Transformationsprodukte gemessen werden, wenn sie für das Verständnis der Prozesse relevant sein können.
- Werden Regenwassereinleitungen untersucht, könnten über Sielhautuntersuchungen Hinweise auf beispielsweise durch Fehleinleitungen und den unsachgemäßen Gebrauch vorkommende Spurenstoffe gewonnen werden.

Je nach Zielsetzung des Monitorings sollten die Stoffeigenschaften der ausgewählten Stoffe erhoben und kritisch betrachtet werden. Stoffe, die als biologisch abbaubar bezeichnet werden, könnten durchaus toxisch wirken, nur langsam abbaubar sein und Transformationsprodukte entstehen lassen. Die Probenvorbehandlung ist ebenfalls entsprechend der Stoffeigenschaften anzupassen. Über die Stoffauswahl kann keine Aussage zur toxischen Wirkung des eingeleiteten Misch- und Regenwassers im Gewässer getroffen werden, hierfür wären andere Untersuchungsmethoden erforderlich.

Im Rahmen der in diesem Projekt durchgeführten Messungen konnte aufgezeigt werden, dass die **Stoffverteilungsmuster** in den einzelnen Teileinzugsgebieten ähnlich waren. Insbesondere bei den pharmazeutischen Wirkstoffen ist die regionale Verschreibungspraxis ausschlaggebender als beispielsweise das Vorhandensein eines Krankenhauses im Teileinzugsgebiet. Mit einem Vorscreening im Kläranlagenzulauf (und ggf. -ablauf) bei entsprechendem Regenwetterzufluss kann mit bereits installierten automatischen Probenehmern abgeschätzt werden, ob die ausgewählten Stoffe in hinreichend hohen Konzentrationen zu erwarten sind. Einige Industriechemikalien sind dagegen auf lokale Indirekteinleiter zurückzuführen, sodass deren Vorkommen nicht auf andere Teileinzugsgebiete übertragbar ist.

Die eigentliche Beprobung des Mischwassers ist sehr anspruchsvoll und die Installation von Probenehmern und die Probenlogistik sind sorgfältig zu planen. Auch hier richtet sich der Aufwand für die **Probenahme** an der Zielsetzung des Monitorings aus. Im Rahmen des Projektes wurden Probenehmer am RÜB Langenargener Straße und am RÜB Tobelbach (Zulauf des RBF Tobelbach) aufgestellt. Die Probenahme im Zulauf des RBF wurde ereignisorientiert gestartet und Proben innerhalb von drei Stunden entnommen. Zusätzlich wurde ein Probenehmer im Drosselablauf des RBF installiert. Dieser wurde ereignisorientiert gestartet und nahm mengenproportional Proben über einen Zeitraum von mehreren Tagen (die Entleerungszeit des beprobten RBF beträgt bei Vollfüllung 2,5 Tage). Die Intervalle zur Probenahme sind an das einzugsgebietsspezifische RÜB-Entlastungs- bzw. RBF-Beschickungsverhalten sowie an die Zielsetzung des Monitorings anzupassen.

Im Rahmen des durchgeführten **RBF-Monitorings** konnten drei Beschickungsereignisse ausführlich untersucht werden. Der bestehende RBF Tobelbach eliminiert CSB > 80 % und zeigt eine weitgehende Ammoniumreduktion auf. Erwartungsgemäß wird Phosphor nicht gezielt entnommen. Die Spurenstoffe werden anhand ihres erwartbaren Verhaltens bei pH-Werten zwischen 7 und 8 nach vier Stoffeigenschaften (Wasserphase, Partikelphase, abbaubar und persistent) eingruppiert, wobei das Stoffverhalten fluid und bei manchen Stoffen eher tendenziell als eindeutig einordbar ist.

- Auch wenn **Spurenstoffe in der Wasserphase als biologisch abbaubar** eingruppiert sind, zeigen sich große Unterschiede zwischen den einzelnen abbaubaren Stoffen hinsichtlich der erzielten Eliminationsgrade. Zudem kann für jeden einzelnen Stoff die Elimination je nach Beschickungsereignis variieren (z. B. Gabapentin und Tramadol). Mit einer hohen und stabilen Elimination werden Coffein und Tetraacetyldiethenamin abgebaut. Andere Stoffe werden langsamer und somit nur teilweise im RBF abgebaut (z. B. Methyldihydrojasmonat (DJH), DEET, Tramadol). Wichtig für den aeroben Abbau ist auch das Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff, somit spielen auch die Filterdauer und die vorherige Belüftung des Filterkörpers eine Rolle. Insbesondere bei Mehrfachbeschickungen ohne zwischenzeitliche Belüftung des Filterkörpers werden deshalb die biologischen Abbauprozesse nachlassen. Meist werden Spurenstoffe nicht vollständig zu CO_2 und H_2O veratmet oder zum Aufbau von Biomasse genutzt, sondern es entstehen Metaboliten. Exemplarisch konnte das am Abbau von Ibuprofen nahvollzogen werden, wobei das entstehende Carboxyl-Ibuprofen (IBU-COOH) im RBF Tobelbach nur noch schlecht abgebaut wurde.
- **Spurenstoffe in der Partikelphase** werden ganz unterschiedlich zurückgehalten. Sehr gut wurden Galaxolid (HHBC), Patchouli-Ethanon (OTNE) und Terbutryn zurückgehalten. Wesentlich schlechter war der Rückhalt von Benzophenon. Auch ist die Zuordnung zur Partikelphase nicht immer eindeutig. Ein relevanter Anteil des Stoffes kann auch in der Wasserphase vorliegen oder die Gleichgewichtsverteilung sich z.B. bei pH-Änderungen verschieben, sodass die Rückhalteleistung beeinträchtigt wird. Bei abbaubaren Stoffen können wiederum nicht weiter transformierbare Metaboliten (als Transformationsprodukte) entstehen, die langfristig wieder ausgewaschen werden (z. B. Galaxolidon bzw. HHBC-Lacton).
- Am problematischsten sind **persistente Spurenstoffe in der Wasserphase**, die im RBF nicht oder nur sehr unzureichend entfernt werden (z. B. Candesartan, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, TCEP, TCPP, TDCPP, etc.). Für Diclofenac konnte eine höhere Eliminationsleistung als in der mechanisch-biologischen Kläranlage festgestellt werden.

Anhand einer Übersicht der Eliminationskategorien einzelner Spurenstoffe, eingruppiert nach den Stoffeigenschaften lässt sich erkennen, dass die Stoffeigenschaftsgruppen nur zum groben Abschätzen des Eliminationsverhaltens geeignet sind. Auch ist bei einigen der untersuchten Spurenstoffe die Eliminationsleistung je nach Beschickungsereignis schwankend, vereinzelt waren auch negative Eliminationsgrade feststellbar. Insgesamt zeigt der RBF Tobelbach anhand der untersuchten Spurenstoffe eine Breitbandwirkung, ähnlich wie die mechanisch-biologische Stufe einer Kläranlage (s.a. Tabelle 8.1). Insbesondere für die Eliminationsleistung abbaubarer Stoffe in der Wasserphase ist die Verfügbarkeit von Sauerstoff in der biologisch aktiven Filterschicht wichtig. Deutlich zu erkennen ist ebenfalls, dass die persistenten Stoffe in der Wasserphase im RBF Tobelbach nicht oder nur unzureichend zurückgehalten werden. Über die Elimination der ausgewählten Spurenstoffe kann keine Aussage zur Veränderung der toxischen Wirkung der Mischwassereinleitung im Gewässer getroffen werden.

Ergänzend wird die Jahresentlastungsmenge aus der Schmutzfrachtbilanz hilfsweise herangezogen, um die **Jahresfrachten in grober Näherung zu bilanzieren**. Es wird sehr schnell deutlich, dass bilanziell die Kläranlage der Haupteintragspfad von Spurenstoffen ins Gewässer ist. Während die Kläranlageneinleitungen an 365 Tagen im Jahr erfolgen, entlastet beispielsweise das RÜB Tobelbach zwischen 30- und 40-mal im Jahr. Eine Mischwasserentlastung wirkt somit wie eine **Stoßbelastung** auf das Gewässer. Die Ergebnisse des RBF-Monitorings zeigen, dass ein konventioneller Mischwasser-RBF die Gewässerbelastung vermindern kann.

Um die Spurenstoffelimination im RBF zu erhöhen, wird im Projekt ergänzend der Einsatz von Aktivkohle untersucht. Zur **Beurteilung des Eliminationsverhaltens der Spurenstoffe** wurden Schüttel- und Säulenversuche mit Aktivkohle durchgeführt. Die **Schüttelversuche zur Vorauswahl der granulierten Aktivkohle (GAK)** zeigten, dass alle untersuchten GAK-Produkte hinsichtlich ihrer Adsorptionseigenschaften prinzipiell geeignet wären. Für die **Säulenversuche** wurde eine vorbeladene GAK ausgewählt. Diese wurde in zwei Säulen in die untere Hälfte der Filterschicht zu 20 und 40 % eingemischt. Eine weitere Säule diente als Referenz nur mit Filtersand und ohne GAK. Um die biologischen Eigenschaften des RBF darzustellen, wurde in allen drei Säulen in der oberen Schicht anteilig Material aus dem RBF Tobelbach eingebracht.

Während die Schüttelversuche nur zum direkten Aktivkohlevergleich angewendet werden können, konnten die Säulenversuche zeigen, wie wichtig es ist mehrere Eliminationsprozesse (Sorption, partikulärer Rückhalt, Biotransformation, etc.) in einem System zu haben. Durch die unterschiedlichen Materialschichten kann ein „mehrstufiger“ Prozess aufgebaut werden, analog zu mehrstufigen Verfahren in der Trink- und Abwasseraufbereitung. In der oberen Schicht kann zunächst die biologische Transformation erfolgen, gefolgt von der Adsorption in der unteren Schicht.

Es zeigte sich in den Säulenversuchen, dass 20 % der gemessenen Spurenstoffe (von 35 gemessenen Spurenstoffen) mit und ohne Aktivkohlezugabe genauso gut oder besser als in mechanisch-biologischen Kläranlagen eliminiert wurden. Für ca. 50 % der gemessenen Spurenstoffe kann eine deutliche Eliminationsverbesserung durch die Zugabe von Aktivkohle erreicht werden, sodass hier von einer höheren Breitbandwirkung durch die Aktivkohlezugabe ausgegangen werden kann. Dabei werden auch Stoffe besser eliminiert, die als mäßig bis nicht adsorbierbar gelten. Insbesondere bei längeren Regenerereignissen, bei denen es durch lange Einstauzeiten zum Zusammenbruch der aeroben Prozesse (Sauerstoffzehrung) und damit zur Reduktion der biologischen Transformationsleistung kommt, können einige der nicht mehr biologisch transformierten Spurenstoffe durch die Aktivkohle sorbiert und somit Emissionen ins Gewässer vermindert werden.

Für die Substanzen der EU KARL-Liste kann durch Aktivkohlezugabe eine Elimination von > 80 % erreicht werden. Der Einbau von Aktivkohle in Retentionsbodenfiltern kann die Gesamteliminationsleistung in Bezug auf Spurenstoffe somit deutlich steigern (s. a. Tabelle 8.1)

Am ebenfalls beprobten RÜB Langenargener Straße soll ein RBF gebaut werden. Um die Breitbandwirkung zur Spurenstoffelimination des konzipierten RBF zu erhöhen, soll Aktivkohle eingesetzt werden. Grundsätzlich sind **zwei bauliche Alternativen** denkbar:

- Einbau von GAK in den Filterkörper des Mischwasser-RBF (MW-RBF_{aktivplus}) mit einem Mehraufwand von rund 500.000 € oder
- Nachgeschalteter GAK-Adsorber mit Investitionen in Höhe von ca. 1,5 Mio €.

Der nachgeschaltete GAK-Adsorber hat den Vorteil, dass sich nach Erschöpfen der Adsorptionskapazität die GAK einfach austauschen lässt, während beim MW-RBF_{aktivplus} ein Ersatzneubau erforderlich würde. Um diesen möglichst lange hinauszuzögern, wird der GAK-Anteil zum Einbau in den Filterkörper über die Standzeit abgeschätzt (mit vielen Unwägbarkeiten, da hierzu noch keine großtechnischen Erfahrungswerte vorliegen). Vorteilhaft wäre hier ein modularer Aufbau des RBF, um eine abschnittsweise Erneuerung im „laufenden Betrieb“ zu ermöglichen.

Der nachgeschaltete GAK-Adsorber wird über den Drosselabfluss des RBF und einer Leerbettkontaktzeit ausgelegt. Ausgehend von Erfahrungswerten aus Kläranlagen zur Leerbettkontaktzeit EBCT und der nur gelegentlichen, witterungsabhängigen Beschickung des GAK-Adsorbers ergeben sich voraussichtlich sehr lange Standzeiten für die GAK, was den Vorteil des einfachen Austauschs bei gleichzeitig deutlich höheren Investitions- und Betriebskosten relativiert.

Auch wenn in den MW-RBF*aktivplus* verfahrenstechnisch nicht gezielt eingegriffen und somit die Eliminationsleistung beeinflusst werden kann, erscheint diese Alternative auf Grundlage der konzeptionellen Vorüberlegungen die wirtschaftlichere zu sein. Großtechnische Erfahrungen zum Einmischen der GAK in den Filterkörper liegen bereits vor, allerdings fehlen noch langfristige Erfahrungen zum Abrieb, Durchlässigkeit und erzielbaren Bettvolumen. Auch sind großtechnische Betriebserfahrungen in Pilotanlagen zu sammeln.

GAK-Auswahl für MW-RBF*aktivplus*

Für die Auswahl der GAK zum Einbau in den RBF-Filterkörper stehen **Kornstabilität, Korngröße, Feinanteil im Vordergrund**. Nach dem Gelbdruck des DWA-Merkblattes DWA-M 187 (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2025) sind für das eingebaute Filtermaterial einschließlich der Zuschlagstoffe die Anforderungen in Bezug auf Sieblinie und Schadstofffreiheit nach Arbeitsblatt DWA-A 178 (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2019) einzuhalten. Die Adsorptionseigenschaften sind zunächst von untergeordneter Bedeutung.

Stehen hinsichtlich der Grundanforderungen an Filtermaterial für Bodenfilter mehrere GAK-Produkte zur Verfügung, sind **Vorversuche als Schüttelversuch** denkbar. Diese sollten mit einzugsgebietsspezifischen Mischwasser durchgeführt werden, hilfsweise kann dafür verdünntes Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung der eigenen Kläranlage verwendet werden. Die Bewertung der Adsorptionseigenschaften könnte anhand der Spurenstoffe gemäß KomS Liste-B bzw. KARL erfolgen, ggf. ergänzt um einzugsgebietsspezifische Substanzen (insbesondere Industriechemikalien und/oder Pestizide). Die aufwändigeren Säulenversuche eignen sich für Forschungsprojekte mit spezifischen Fragestellungen z.B. zu Eliminationsmechanismen einzelner Spurenstoffe unter definierten, verfahrenstechnischen Randbedingungen.

Verfahrenstechnische Anordnung der Adsorptionsstufe

Die Adsorptionsstufe sollte am Ende des mehrstufigen Verfahrenskonzepts angeordnet werden, wie es beispielsweise in der Trinkwasser- und Sickerwasseraufbereitung sowie auf Kläranlagen seit Jahren/Jahrzehnten erfolgreich praktiziert wird. So können in der oberen Schicht vermehrt die biologischen Prozesse stattfinden sowie der Rückhalt von Partikeln und damit die Reduktion von leicht abbaubaren Stoffen. Dadurch steht die Adsorptionskapazität der GAK möglichst für Spurenstoffe zur Verfügung.

MW-RBF*aktivplus*

Die verschiedenen Schichten im Filterkörper haben unterschiedliche Aufgaben. Die Deckschicht erfüllt wichtige Funktionen sowohl für die biologische Transformation als auch für eine Sorption an Biomasse. Durch eine gleichmäßige Verteilung der Feinsedimente auf dem Filterkörper sowie einem zügigen Leerlaufen für eine anschließende Durchlüftung sollte deren hohe Aktivität erhalten werden.

Da die Adsorption am Ende des mehrstufigen Verfahrensprozess anzuordnen ist, sollte **die GAK in die untere Schicht des Filterkörpers eingemischt** werden. Infolge höherer Risiken von lokal verkürzten Kontaktzeiten durch Verblockung oder Bautoleranzen sowie von Feinkornaustrag sollte von einer dünnen GAK-Schicht abgesehen werden.

Wieviel GAK in den Filterkörper einzumischen ist, hängt von mehreren Faktoren ab. Der minimale GAK-Anteil wird durch die Kinetik vorgegeben und lässt sich über eine Leerbettkontaktzeit EBCT für das eingemischte GAK-Volumen abschätzen. In diese Berechnung fließen auch die Drosselabflussspende bzw. die Filtergeschwindigkeit ein, womit eine individuelle Anpassung an die jeweiligen Auslegungsrandbedingungen möglich wird. Zur Auslegung von nachgeschalteten MW-GAK-Adsorbern liegen aktuell keine Bemessungsempfehlungen vor. Im Rahmen des Projektes wird hilfsweise eine EBCT = 20 min beim Bemessungsdurchfluss – entnommen aus dem Merkblatt DWA-M 285-2 - angesetzt. **Ausschlaggebend für die GAK-Menge wird jedoch die Standzeit** bis zum Austausch des Filterkörpers sein. Da der Austausch des Filterkörpers praktisch einem Neubau des RBF nahekommt, sollte eine möglichst lange Nutzungsdauer erzielt werden. Großtechnische Erfahrungen zum erreichbaren Bettvolumen BV in MW-RBFaktivplus liegen nicht vor. Erfahrungen bei GAK-Adsorbern auf Kläranlagen deuten auf höhere BV bzw. längere Standzeiten infolge biologischer Transformationsprozesse auf der Aktivkohleoberfläche hin. Offen ist, inwieweit dies auf die GAK-Schicht in der unteren Hälfte des Filterkörpers übertragbar ist. Da der MW-RBFaktivplus deutlich weniger beschickt wird (Häufigkeit und Wassermenge) als ein RBF zur Viertbehandlung des Kläranlagenablaufs, könnten sich vergleichsweise lange Standzeiten ergeben.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bereits konventionelle MW-RBF Spurenstoffe mit einer vergleichbaren Breitbandwirkung zu einer mechanisch-biologischen Kläranlage eliminieren. Problematisch sind jedoch persistente und langsam abbaubare bzw. transformierbare Stoffe, die im Mischwasser vorwiegend in der Wasserphase vorliegen. Deren Elimination könnte durch ein (nachgeschaltetes) adsorptives Verfahren verbessert werden. Hierzu bietet es sich an, GAK in die untere Schicht des RBF-Filterkörpers einzumischen. Die erforderliche GAK-Menge ist von verfahrenstechnischen Randbedingungen und betrieblichen Erfahrungen abhängig. Die betrieblichen Erfahrungen von RBF-Pilotanlagen zur Viertbehandlung von Kläranlagenabläufen lassen sich aufgrund ihres Konzentrationsniveaus und des Beschickungsregimes nicht direkt auf MW-RBFaktivplus übertragen.

In Tabelle 8.1 sind die Eliminationen der untersuchten Spurenstoffe in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch und im RBF Tobelbach zusammengefasst und um die in den Säulenversuchen ermittelte Wirkung einer GAK-Einmischung in den Filtersand ergänzt. Die Spurenstoffe sind dabei nach ihrer Herkunft und ihren erwartbaren Stoffeigenschaftsgruppen sortiert.

Tabelle 8.1: Vergleich der Eliminationen in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eriskirch bei Regenwetterzufluss und im RBF Tobelbach sowie die Wirkung von GAK (aus Laborversuchen) auf die Elimination, sortiert nach Herkunft und Stoffeigenschaftsgruppen

Gruppe	Spurenstoff	Abkürzung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Elimination in KA Eriskirch bei RW ²	Elimination im RBF Tobelbach ³	Wirkung GAK ⁴
Pharmaka + Transformationsprodukte	Gabapentin	GAB	WP, abb		SS	++
	Ibuprofen	IBU	WP, abb			o
	Ibuprofen-OH	IBU-OH	WP, abb			o
	Ibuprofen-COOH	IBU-COOH	WP, abb			o
	Lidocain	LDC	WP, abb			++
	Tramadol	TRAM	WP, abb		SS	++
	O-Desmethyl-Tramadol	TRAM O-DESM	WP, abb	entsteht	SSS	O (hat in Sandsäule bereits 82 %)
	Venlafaxin	VEN	WP, abb		S	O (hat in Sandsäule bereits 98 %)
	Candesartan	CAN	WP, per			++
	Carbamazepin	CBZ	WP, per			+
	Diclofenac	DCF	WP, per			++
	Irbesartan	IRB	WP, per			++
	Metoprolol	METO	WP, per			++
	Sulfamethoxazol	SMX	WP, per			++
Industriechemikalien	Methyldihydrojasmonat	DHJ	WP, abb			++
	1H-Benzotriazol	1H-BTR	WP, per			o
	Triphenyl-phosphat	TPP	PP, per		SS	k. A.
	Tris-2-chlorethylphosphat	TCEP	WP, per			+
	Tris-dichlorpropylphosphat	TDCPP	WP, per			o
	Tris-chlorpropylphosphat	TCPP	WP, per			
	Methylthio-benzothiazol	MTBT	PP, abb		SSS	
	Benzothiazol	BT	PP, abb			
	Tonalid	AHTN	PP, per			++
Bei TCPP, MTBT und BT kam es bei den Säulenversuchen aufgrund der vorbeladenen GAK teils zu Desorption und zu unterschiedlichen Ergebnissen in den drei Säulen						

Tabelle 8.1: Vergleich der Eliminationen in der mechanisch-biologischen Stufe der Kläranlage Eris-kirch bei Regenwetterzufluss und im RBF Tobelbach sowie die Wirkung von GAK (aus Laborversuchen) auf die Elimination, sortiert nach Herkunft und Stoffeigenschafts-gruppen (Fortsetzung)

Gruppe	Spurenstoffe	Abkür-zung	Erwartetes Verhalten bei pH 7-8 ¹	Elimination in KA Eris-kirch bei RW2	Elimination im RBF To-belbach ³	Wirkung GAK
Duftstoffe + Transfor-mations-produkte	Galaxolid	HHCB	PP, abb			O (hat in Sandsäule be-reits 87 %)
	Patchouli-Ethanon	OTNE	PP, abb			O (hat in Sandsäule be-reits 93 %)
	Galaxolidon-I	HHCB-LAC	PP, per			+
Pestizide	N,N-Diethyl-to-luamid	DEET	WP, abb		SS	+
	Mecoprop	MECO	WP, per			k.A.
	Terbutryn	TER	PP, per			k.A.
Sonstige	Coffein	COFFEIN	WP, abb			O (hat in Sandsäule be-reits 97 %)
	Phenoxy-etha-nol	POP-1	WP, abb		SS	o
	Phenoxypropa-nol	POP-2	WP, abb		SS	++
	N,N,N',N'-Tet-raacetyl-ethen-diamin	TAED	WP, abb			O (hat in Säule 1 bereits 96 %)
¹ WP = Wasserphase, PP = Partikelphase, abb = abbaubar, per = persistent (siehe Tabelle 3.2 und Tabelle 3.3) ² März 2024, korrespondierende 24 h-Mischprobe, Proben gefiltert ³ S schwankend SS stark schwankend SSS sehr stark schwankend ⁴ Wirkung GAK aus Säulenversuche: o keine + insg. 50 bis 80 % erreichbar ++ insg. > 80 % erreichbar						
Eliminationskategorien		≥ 90 %	80 bis < 90 %	60 bis < 80 %	30 bis < 60 %	< 30 %

9 Literaturverzeichnis

Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bern: Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Umwelt-Wissen, 1214).

Abwasserverband Unteres Schussental (o. J. [2019]): Einzugsgebiet: Abwasserverband Unteres Schussental. Online verfügbar unter <https://www.av-unteres-schussental.de/verband/einzugsgebiet>, zuletzt geprüft am 11.09.2025.

Agriculture & Environment Research Unit (AERU) (Hg.) (2007): Pesticide Properties Database (PPDB). Datenbank mit physikochemischen und ökotoxikologischen Daten von Pestiziden und anderen verwandten Stoffen. University of Hertfordshire in Großbritannien. Online verfügbar unter <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>, zuletzt geprüft am 26.09.2025.

Ahring, Alexander; Zacharias, Nicole; Seiger, David; Lüchtefeld, Carina; Essert; Sarah Maria et al. (2024): Antibiotika und Antibiotikaresistenzen im Abwasser (ARA). Untersuchung des regionalen Beitrags klinischer Abwässer zur Belastung der aquatischen Umwelt und Praxiserprobung innovativer Verfahren der weitergehenden Abwasserbehandlung (2020 - 2023) gefördert durch Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt. Unter Mitarbeit von Luk Beyerle, Christoph Brepols, Martin Reif, Robert Krump, Osman Altunay, Natalie Tesch et al. Hg. v. Erftverband und Institut für Hygiene und Public Health des Universitätsklinikums Bonn.

Altmann, Johannes; Massa, Lukas; Sperlich, Alexander; Gnirss, Regina; Jekel, Martin (2016): UV254 absorbance as real-time monitoring and control parameter for micropollutant removal in advanced wastewater treatment with powdered activated carbon. In: *Water Research* 94, S. 240–245. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.001.

Alvarino, T.; Suarez, S.; Lema, J.; Omil, F. (2018): Understanding the sorption and biotransformation of organic micropollutants in innovative biological wastewater treatment technologies. In: *The Science of the total environment* 615, S. 297–306. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.278.

Bathen, Dieter; Breitbach, Marc (2001): Adsorptionstechnik. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag (VDI-Buch).

Baumann, Peter; Jedele, Klaus (Hg.) (2019): Phosphorelimination, Optimierung auf Kläranlagen. Praxisleitfaden für den Betrieb von Kläranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. 2. Auflage, Stand Juni 2019. Stuttgart: DWA Landesverband Baden-Württemberg.

Bayer, Anne; Asner, Robert; Schüssler, Walter; Kopf, Willi; Weiß, Klaus; Sengl, Manfred; Letzel, Marion (2014): Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment. In: *Environmental science and pollution research international* 21 (18), S. 10830–10839. DOI: 10.1007/s11356-014-3060-z.

Betsholtz, Alexander; Falås, Per; Svahn, Ola; Cimbritz, Michael; Davidsson, Åsa (2024): New Perspectives on the Interactions between Adsorption and Degradation of Organic Micropollutants in Granular Activated Carbon Filters. In: *Environmental science & technology* 58 (26), S. 11771–11780. DOI: 10.1021/acs.est.4c00815.

Blum, Kristin M.; Andersson, Patrik L.; Renman, Gunno; Ahrens, Lutz; Gros, Meritxell; Wiberg, Karin; Haglund, Peter (2017): Non-target screening and prioritization of potentially persistent, bioaccumulating and toxic domestic wastewater contaminants and their removal in on-site and large-scale sewage treatment plants. In: *The Science of the total environment* 575, S. 265–275. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.135.

Brüning, Yannic; Burkhardt, Rüdiger; Ernst, Martin; Heer, Annegret; Höfelmeier, Manuel; Macioscheck, Philipp et al. (2025): Leitfaden für die Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Gewässer in Baden-Württemberg – Mischsystem. Arbeitshilfe für Betreiber, Ingenieurbüros und Wasserbehörden. Hg. v. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <https://pd.lubw.de/10794>, zuletzt geprüft am 13.09.2025.

Brunsch, Andrea; Beyerle, Luk; Knorz, Katharina; Brepols, Christoph; Dahmen, Heinrich; Christoffels, Ekkehard; Schäfer, Heinrich (2020): Retentionsbodenfilter zur Entfernung von Mikroschadstoffen aus Mischwasserabschlägen und Kläranlagenablauf. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 67 (10). Online verfügbar unter <https://ibc-ingenieure.com/wp-content/uploads/2020/10/KA-2020-10-RBFplus-Artikel.pdf>, zuletzt geprüft am 25.06.2025.

Burandt, Jonathan (2022): Spurenstoffe in der weitergehenden Mischwasserbehandlung - Beispiel des RÜB Langenargener Straße in Tettngang. unveröffentlichte Master Thesis. Hochschule Biberach, Institute für Geo und Umwelt.

Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG (2021): Innovation: 1. Retentionsbodenfilter mit granulierter CSC-Aktivkohle (RBFplus). Vettweiß. Online verfügbar unter <https://www.carbon-service.de/de/unternehmen/news-blog/news-blog-artikelansicht/1-retentionsbodenfilter-mit-granulierter-csc-aktivkohle-rbfplus>.

Christoffels, Ekkehard: Naturnahe Wasseraufbereitung - Details. Hg. v. IBC Ingenieurtechnische Beratung Christoffels. Vettweiß. Online verfügbar unter <https://ibc-ingenieure.com/naturnahe-wasseraufbearbeitung-details/>, zuletzt geprüft am 29.09.2025.

DIN 38404-3: 2005-07, 2005: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngröße (Gruppe C) - Teil 3: Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung, Spektraler Absorptionskoeffizient (C3).

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2019): Retentionsbodenfilteranlagen. 1. Auflage. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, A 178).

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2020): Allgemeines. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Dezember 2020, 1. Auflage. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (DWA-Regelwerk, A 102-1/BWK-A 3-1).

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2021): Einsatz von Aktivkohle. Verfahrensgrundsätze und Bemessung. 1. Auflage, September 2021. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, M 285-2).

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2025): Retentionsbodenfilteranlagen – Sonderanwendungen, Hinweise und Beispiele - Entwurf. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA-Merkblatt, M 187).

Dittmer, Ulrich (2006): Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Dissertation. Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen, Kaiserslautern. Online verfügbar unter <https://d-nb.info/982492081/34>, zuletzt geprüft am 25.06.2025.

Dobbs, Richard A.; Wise, Robert H.; Dean, Robert B. (1972): The use of ultra-violet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. In: *Water Research* 6 (10), S. 1173–1180. DOI: 10.1016/0043-1354(72)90017-6.

Ennes, Mira (2023): Gezielte Spurenstoffelimination in Retentionsbodenfiltern am Beispiel des RBF Tobelbach. unveröffentlichte Master Thesis. Hochschule Biberach, Institute für Geo und Umwelt.

Europäische Chemikalienagentur (ECHA) (Hg.) (2025): Einstufungs- und Kennzeichnungsverzeichnis. Online verfügbar unter <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals>, zuletzt geprüft am 26.09.2025.

Europäische Union (2024): RICHTLINIE (EU) 2024/3019 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. (EU) 2024/3019.

Europäisches Komitee (Hg.) (2008): Presentation and format of the dossier - Medicinal products for human use. Modul 1.6. Umweltrisikobewertung. Online verfügbar unter https://health.ec.europa.eu/document/download/672171e7-8f79-41a9-a523-c82d9c07a0eb_en?filename=ctd_05-2008_en.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2025.

European Medicines Agency (Hg.) (2024): Guideline on assessing the environmental and human health risks of veterinary medicinal products in groundwater. Online verfügbar unter [/www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/guideline-assessing-environmental-human-health-risks-veterinary-medicinal-products-groundwater_en.pdf](https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/guideline-assessing-environmental-human-health-risks-veterinary-medicinal-products-groundwater_en.pdf), zuletzt geprüft am 12.09.2025.

Garduño-Jiménez, Andrea-Lorena; Durán-Álvarez, Juan Carlos; Cortés-Lagunes, Ruth Silvana; Barrett, David A.; Gomes, Rachel L. (2022): Translating wastewater reuse for irrigation from OECD Guidelines: Tramadol sorption and desorption in soil-water matrices. In: *Chemosphere* 305. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135031.

Gilbert, P. A. (1992): TAED—Tetraacetylenediamine. In: N. T. Oude (Hg.): Detergents. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (Anthropogenic Compounds, 3 / 3F), pp 319–328.

Götz, Christian; Otto, Johanna; Singer, Heinz (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts. Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. In: *Aqua & Gas* (2), S. 34–40.

Grotehusmann, Dieter; Uhl, Mathias; Fuchs, Stephan; Lambert, Benedikt (2015): Retentionsbodenfilter Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. 2. Auflage. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW).

Gujer, Willi (2007): Siedlungswasserwirtschaft. 3. Aufl. Berlin Heidelberg New York: Springer.

HERA (Hg.) (2002): Human & Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. Tetraacetylenediamine (TAED) (CAS 10543-57-4). Online verfügbar unter <https://www.heraproject.com/files/2-f-04-hera%20taed%20full%20web%20wd.pdf>, zuletzt geprüft am 11.09.2025.

Jedele und Partner GmbH (Hg.) (2025a): Schematische Darstellung kontinuierliche nachgeschaltete GAK-Filtration, Grundriss. Wangen im Allgäu.

Jedele und Partner GmbH (Hg.) (2025b): Schematische Darstellung kontinuierliche nachgeschaltete GAK-Filtration, Querschnitt. Wangen im Allgäu.

Kennes-Veiga, David M.; González-Gil, Lorena; Carballa, Marta; Lema, Juan M. (2022): Enzymatic cometabolic biotransformation of organic micropollutants in wastewater treatment plants: A review. In: *Bioresour. technology* 344 (Pt B), S. 126291. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.126291.

Keyzers, Christopher (2016): Entfernung organischer Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mittels oxidativer und adsorptiver Verfahren im dynamischen Rezirkulationsbetrieb. Dissertation. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen.

Kiebler, Heiko (2018): Betriebserfahrungen mit einem Retentionsbodenfilter. Regen- und Mischwasserbehandlung Modul 3 - RÜB Seminar. DWA. Pforzheim, 23.10.2018.

Klement, Aleš; Kodešová, Radka; Bauerová, Martina; Golovko, Oksana; Kočárek, Martin; Fér, Miroslav et al. (2018): Sorption of citalopram, irbesartan and fexofenadine in soils: Estimation of sorption coefficients from soil properties. In: *Chemosphere* 195, S. 615–623. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.12.098.

Kling, Heiko (2020a): Gewässerökologische Untersuchung. Regen- und Mischwassereinleitungen im Einzugsgebiet der Kläranlage Eriskirch. AUS_Gewässerökologischer_Bericht_20200810. Hg. v. gewässerplan.

Kling, Heiko (2020b): Maßnahmenkatalog. Hg. v. Büro Gewässerplan.

Kling, Heiko (2021): Lageplan Schussenmündung. unveröffentlicht. Hg. v. Büro Gewässerplan.

Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW (Hg.) (2018): Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg. Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination. 1. Aufl. Stuttgart. Online verfügbar unter https://koms-bw.de/wp-content/uploads/jet-form-builer/3fc6ae40bfc04ae4123761055e639bc2/2024/12/KomS_Handlungsempfehlung_Stand_07.2018.pdf, zuletzt geprüft am 23.09.2025.

Krattenmacher, Linda (2024): Einsatz biogener Aktivkohle zur gezielten Spurenstoffelimination in Retentionsbodenfiltern. Masterthesis. Hochschule Biberach, Biberach in der Riß.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hg.) (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Karlsruhe. Online verfügbar unter <https://pd.lubw.de/74982>, zuletzt geprüft am 25.06.2025.

Launay, Marie; Dittmer, Ulrich; Steinmetz, Heidrun (2016): Einträge organischer Spurenstoffe in Gewässer durch Mischwasserentlastungen. Expertenforum Regenüberlaufbecken. DWA- Landesverband Baden-Württemberg. Stuttgart, 23.02.2016.

Locher, Christian (2025): Erfahrungen über mögliche Bettvolumina auf Kläranlagen im kommunalen Bereich, 2025. mündliche Aussage an Zettl Ulrike.

Locher, Christian; Blind, Marvin (2024): Auswirkungen der Fällmitteldosierung auf die Spurenstoffentfernung von granulierten Aktivkohlefiltern. Abschlussbericht zum Projekt der Gemeinde Emmingen-Liptingen mit Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (KomS) und Jedele und Partner GmbH, Stuttgart (JuP). Online verfügbar unter <https://jupgmbh.de/Projekte/GAK-Filtration/>, zuletzt geprüft am 11.09.2025.

Lucie, Moeller; Sonja, Knapp; Sebastian, Schmauck; Peter, Otto; Dietmar, Schlosser; Lukas Y., Wick et al. (2024): Gründächer im urbanen Raum und ihre Ökosystemleistungen. In: Sigrun Kabisch, Dieter Rink und Ellen Banzhaf (Hg.): *Die Resiliente Stadt. Konzepte, Konflikte, Lösungen*, Kapitel 11. 1. Aufl. 2024. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Luo, Yunlong; Guo, Wenshan; Ngo, Huu Hao; Nghiem, Long Duc; Hai, Faisal Ibney; Zhang, Jian et al. (2014): A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. In: *Science of the Total Environment* 473-474, S. 619–641. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.065.

Maier, Carl David (2024): Retentionsbodenfilter - Analyse der Bau- und Betriebsweisen Wie beeinflussen unterschiedliche Bau- und Betriebsweisen von Retentionsbodenfiltern die Schadstoffelimination und wie kann die Bauausführung zu einer Optimierung und langanhaltender Reinigungsleistung

führen. unveröffentlichte Bachelorthesis. Hochschule Biberach, Institute für Geo und Umwelt, zuletzt geprüft am 25.06.2025.

Margot, Jonas (2015): Micropollutant removal from municipal wastewater: from conventional treatments to advanced biological processes. Dissertation. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Lausanne, Schweiz. Ecological Engineering Laboratory (ECOL) - Laboratory of Environmental Biotechnology.

Matamoros, Víctor; García, Joan; Bayona, Josep M. (2008): Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. In: *Water Research* 42 (3), S. 653–660. DOI: 10.1016/j.watres.2007.08.016.

Mersmann, Petra (2003): Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und -ungesättigten Zone. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin. Institut für Angewandte Geowissenschaften.

Metcalf; Eddy (Hg.) (2014): Wasterwater engineering: treatment and resource recovery. 5th Edition. New York: McGraw Hill Education (Vol. 2).

Metcalf & Eddy Inc.; Tchobanoglous, George; Stensel, David H.; Tsuchihashi, Ryujiro; Burton, Franklin (2014): Wastewater engineering. Treatment and resource recovery. Unter Mitarbeit von Mohammad Abu-Orf, Gregory Bowden und William Pfrang. Fifth edition. New York: McGraw-Hill Education.

Meyer, Daniel (2011): Modellierung und Simulation von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung. Dissertation. Hg. v. Technische Universität Kaiserslautern. Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen. Kaiserslautern. Online verfügbar unter <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hbz:386-kluedo-28431>.

Pinnekamp, Johannes; Tondera, Katharina; Ruppelt, Jan; Welp, Gerhard; Arnold, Ute; Bläsing, Melanie et al. (2017): Untersuchungen der Rückhalte-mechanismen von Retentionsbodenfiltern und Optimierung ihrer Bau- und Betriebsweise (ReB-Op). im Rahmen des Förderprogramms "Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW. Abschlussbericht. Aachen. Online verfügbar unter https://www.la-nuk.nrw.de/fileadmin/forschung/200401_Reb-Op/Abschlussbericht_ReBOp.pdf, zuletzt geprüft am 25.06.2025.

Qin, Pan; Lu, Shaoyong; Liu, Xiaohui; Wang, Guoqiang; Zhang, Yunxiao; Li, Deliang; Wan, Zhengfen (2020): Removal of tri-(2-chloroisopropyl) phosphate (TCPP) by three types of constructed wetlands. In: *The Science of the total environment* 749, S. 141668. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141668.

Regierungspräsidium Tübingen (Hg.) (2020): Managementplan für das FFH-Gebiet 8223-311 „Schussenbecken mit Tobelwäldern südlich Blitzenreute“ – bearbeitet vom Planungsbüro PAN GmbH, München.

Rößler, A.; Launay, Marie Alexandra (2019): Durchführung von Vergleichsmessungen zur Spurenstoffelimination beim Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe. Abschlussbericht. UM-Vorhaben-Nr. 367/2014. Hg. v. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg.

Scheffer, Fritz; Schachtschabel, Paul (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akad. Verl. (Spektrum-Lehrbuch).

Sontheimer, H.; Frick, R.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubele, C.; Zimmer, G. (Hg.) (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DVGW-Forschungsstelle. Karlsruhe: Engler-Bunte-Inst. der Univ. (TH).

SULZER Nordic Water (Hg.) (2024): Lösungen für Filtrationsaufgaben- DynaSand™ kontinuierlicher Sandfilter. Online verfügbar unter <https://www.sulzer.com/de-ch/->

/media/files/products/screening_sedimentation_and_filtration_solutions/brochures/dynasand_continuous_sand_filter_e10799.pdf, zuletzt geprüft am 12.09.2025.

Sýkora, V.; Pitter, P.; Bittnerová, I.; Lederer, T. (2001): Biodegradability of ethylenediamine-based complexing agents. In: *Water Research* 35 (8), S. 2010–2016. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00455-3.

Thomas, Olivier; Causse, Jean; Jung, Aude-Valérie; Thomas, Marie-Florence (2017): Chapter 7 - Natural Water. In: Olivier Thomas und Christopher Burgess (Hg.): *UV-Visible Spectrophotometry of Water and Wastewater*. 2. Aufl.: Elsevier Science, S. 225–259.

Triebskorn, Rita (Hg.) (2017): Weitergehende Abwasserreinigung. Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Verminderung von Spurenstoffen und Keimen im Wasserkreislauf: gemeinsamer Schlussbericht der vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg geförderten Projekte SchussenAktiv, SchussenAktivplus und SchussenAktivplus+. Universität Tübingen. Tübingen: Eberhard Karls Universität Tübingen, zuletzt geprüft am 24.09.2025.

Umweltbundesamt (Hg.) (2023): Kurzdossier Spurenstoffe - Stoffname: Gruppe Sartane. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11536/dokumente/2023-11-17_kurzdossier_gruppe_sartane_gremium_redaktion.pdf, zuletzt geprüft am 11.09.2025.

Venditti, Silvia; Brunhoferova, Hana; Hansen, Joachim (2022): Behaviour of 27 selected emerging contaminants in vertical flow constructed wetlands as post-treatment for municipal wastewater. In: *The Science of the total environment* 819, S. 153234. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153234.

Wang, Donglin; Bai, Yaohui; Qu, Jiuhi (2022): The Phragmites Root-Inhabiting Microbiome: A Critical Review on Its Composition and Environmental Application. In: *Engineering* 9, S. 42–50. DOI: 10.1016/j.eng.2021.05.016.

Wang, Yufei; Roddick, Felicity A.; Fan, Linhua (2017): Direct and indirect photolysis of seven micropollutants in secondary effluent from a wastewater lagoon. In: *Chemosphere* 185, S. 297–308. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.06.122.

Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH (2000): Erläuterungsbericht Sanierung RÜB Tobelbach und RÜB Friedhofstraße. Biberach an der Riß.

Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH (Hg.) (2020): Plan des RBF Tobelbach.

Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH (2024): Vorauszug Schmutzfrachtmodell. Bericht: 503-22-01 – Abwasserverband Unteres Schussental – Erstellung Antragsunterlagen Mischwasserbehandlung. Biberach.

Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH (Hg.) (2025a): Konzept: Filteraufbau Variante 2 "RBF Langenargener Straße".

Wasser-Müller Ingenieurbüro GmbH (Hg.) (2025b): Konzept: Lageplan Retentionsbodenfilter "Langenargener Straße".

Wozniak, Renata (2008): Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern. Dissertation. Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen, Kaiserslautern. Online verfügbar unter https://kluedo.ub.rptu.de/frontdoor/deliver/index/docId/1948/file/Diss_Wozniak_SIWAWI.pdf, zuletzt geprüft am 25.06.2025.

Wunderlin, Pascal; Gulde, Rebekka; Bosshard, Julian (2024): MV aus dem häuslichen Abwasser entfernen. Erkenntnisse aus sieben Jahren Überprüfung des Reinigungseffekts. In: *Aqua & Gas* (1), S. 46–53.

Xu, Yifeng; Yuan, Zhiguo; Ni, Bing-Jie (2016): Biotransformation of pharmaceuticals by ammonia oxidizing bacteria in wastewater treatment processes. In: *The Science of the total environment* 566-567, S. 796–805. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.118.

Zwisler GmbH (2024): Luftbildaufnahme RBF Tobelbach. Unter Mitarbeit von Carl David Maier.

10 Anhang

10.1 Beschickungsverhalten des RBF Tobelbach

Tabelle 10.1: Auswertung der Beschickungs- und Entlastungshäufigkeit des RBF im Jahre 2024

	Start	Ende	Dauer [d]	Beschickung	Einstau	Überlauf
Januar	06.01.2024	07.01.2024	1,8	1	1	0
	17.01.2024	22.01.2024	4,5	1	1	1
Februar	22.01.2024	24.01.2024	2,0	1	1	0
März	22.02.2024	25.02.2024	3,0	1	1	0
April	06.03.2024	09.03.2024	2,5	1	1	0
	13.03.2024	18.03.2024	5,0	1	1	0
Mai	18.03.2024	21.03.2024	3,5	1	1	0
Juni	15.04.2024	17.04.2024	2,0	1	1	0
	18.04.2024	21.04.2024	4,0	1	1	0
Juli						
	17.05.2024	21.05.2024	4,5	1	1	1
	21.05.2024	23.05.2024	1,5	1	1	0
	23.05.2024	27.05.2024	3,5	1	1	1
Juni	28.05.2024	29.05.2024	1,0	1	1	0
Juni	30.05.2024	07.06.2024	8,3	1	1	1
	09.06.2024	13.06.2024	5,0	1	1	1
Juli	21.06.2024	26.06.2024	4,5	1	1	1
Juli						
	03.07.2024	05.07.2024	1,3	1	1	0
	06.07.2024	09.07.2024	3,0	1	1	0

	Start	Ende	Dauer [d]	Beschickung	Einstau	Überlauf
	12.07.2024	19.07.2024	7,0	1	1	1
	22.07.2024	22.07.2024	1,0	1	1	0
	28.07.2024	29.07.2024	1,0	1	1	0
August						
	01.08.2024	04.08.2024	2,5	1	1	0
	18.08.2024	22.08.2024	4,0	1	1	1
September	25.08.2024	26.08.2024	2,0	1	1	0
	08.09.2024	15.09.2024	7,0	1	1	1
	16.09.2024	19.09.2024	3,0	1	1	0
	23.09.2024	25.09.2024	1,0	1	1	0
Oktober						
	26.09.2024	30.09.2024	4,0	1	1	0
	01.10.2024	04.10.2024	3,0	1	1	0
	09.10.2024	10.10.2024	1,0	1	1	0
November						
	13.10.2024	13.10.2024	1,0	1	0	0
	23.10.2024	24.10.2024	1,5	1	1	0
Dezember						
	28.11.2024	29.11.2024	1,8	1	1	0
	03.12.2024	04.12.2024	1,8	1	1	0
	06.12.2024	08.12.2024	2,5	1	1	0
Summe						
	19.12.2024	20.12.2024	0,3	1	0	0
	22.12.2024	23.12.2024	1,5	1	1	0
Summe			107,6	37	35	9

Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach in 2024, monatlich

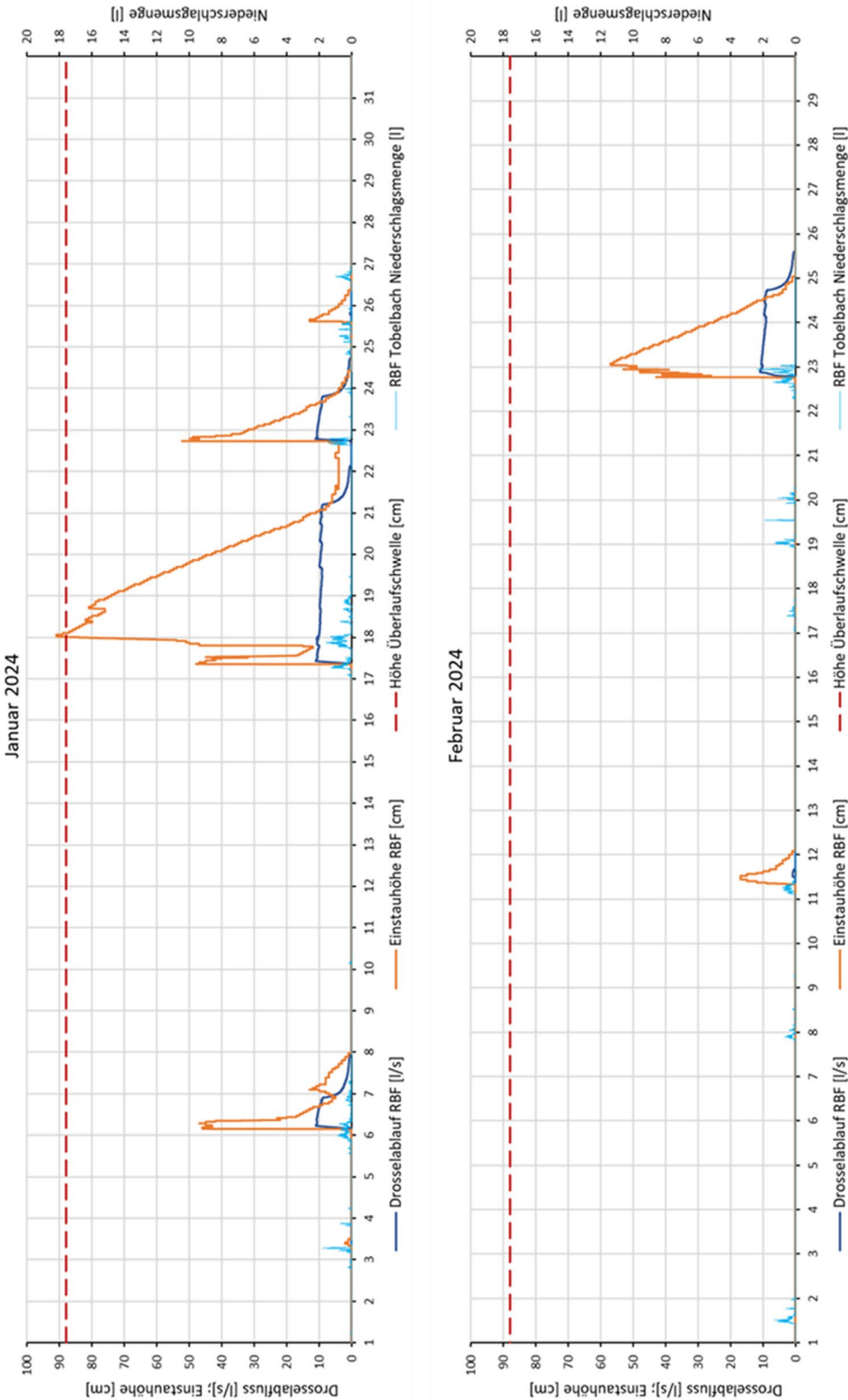


Abbildung 9.1: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für Januar (oben) und Februar 2024 (unten)

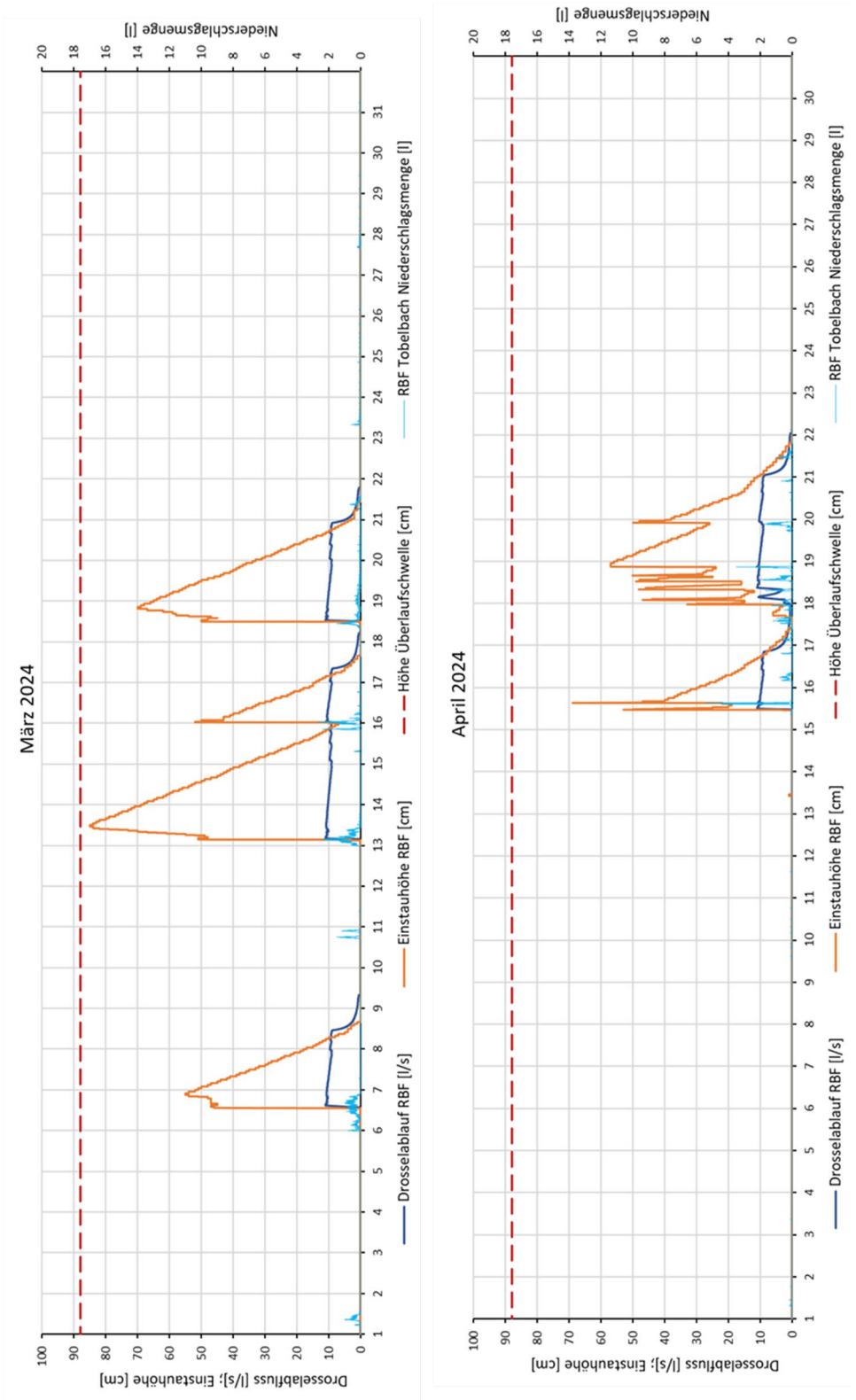


Abbildung 9.2: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für März (oben) und April 2024 (unten)

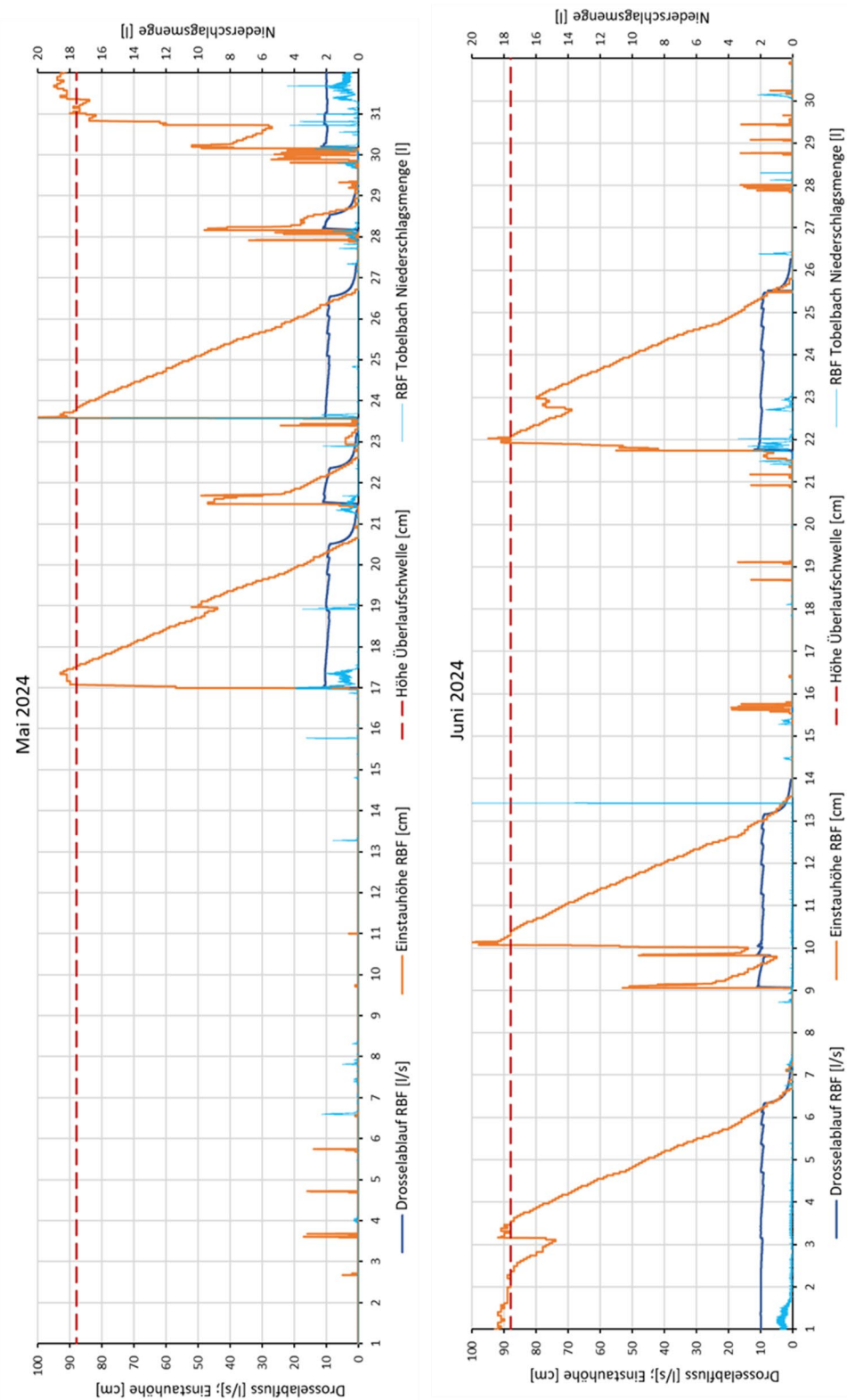


Abbildung 9.3: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für Mai (oben) und Juni 2024 (unten)

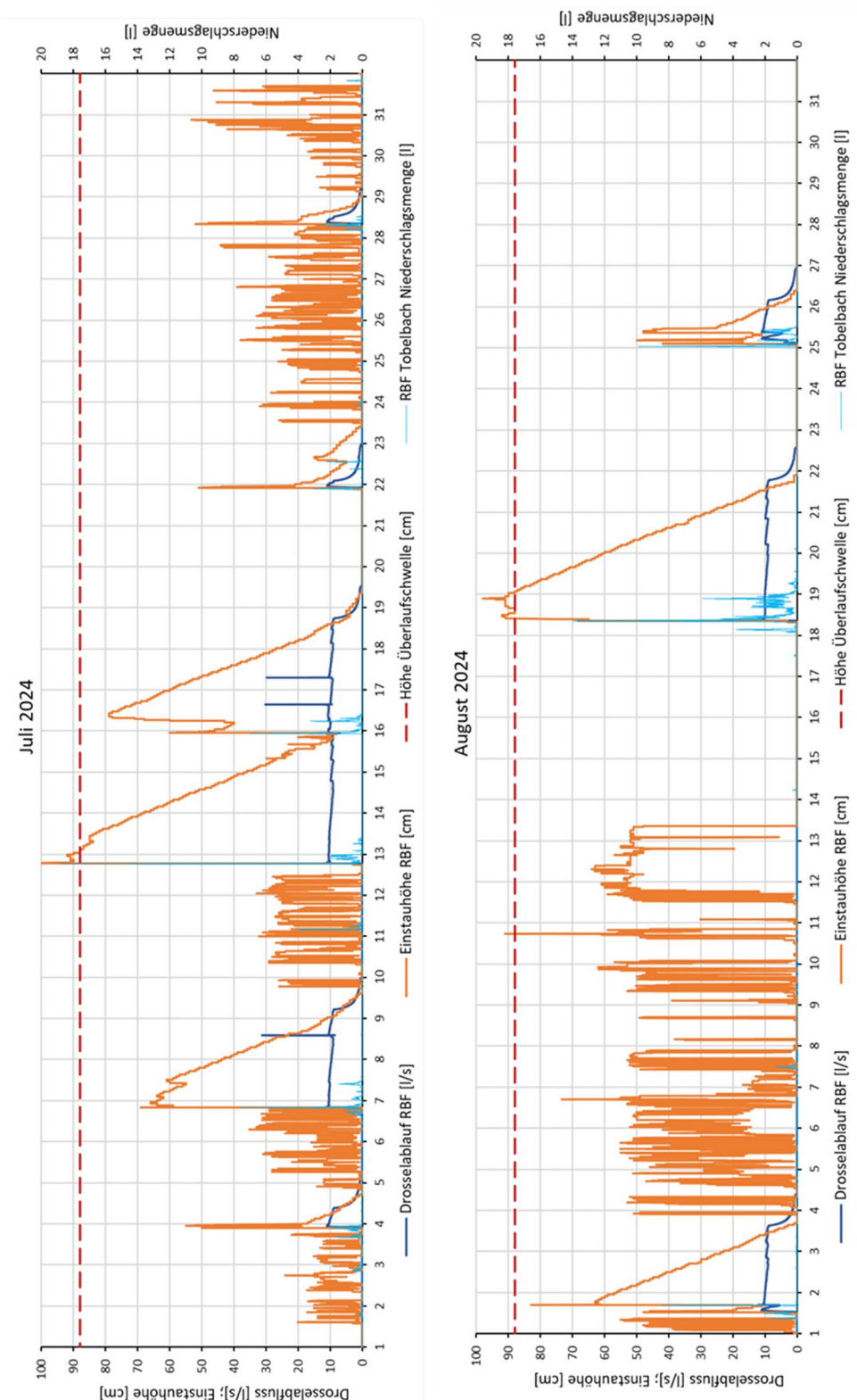


Abbildung 9.4: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für Juli (oben) und August 2024 (unten)

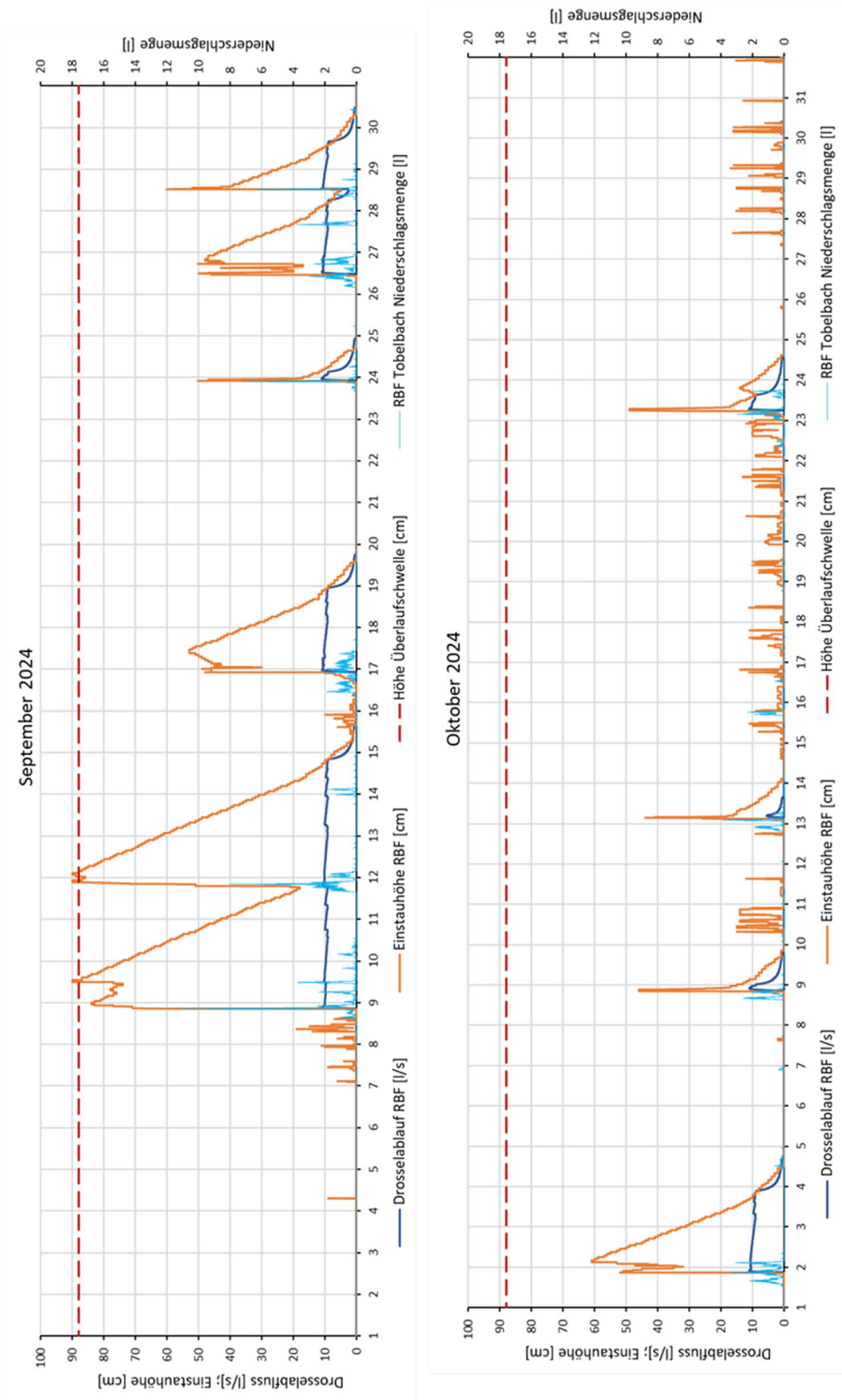


Abbildung 9.5: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für September (oben) und Oktober 2024 (unten)

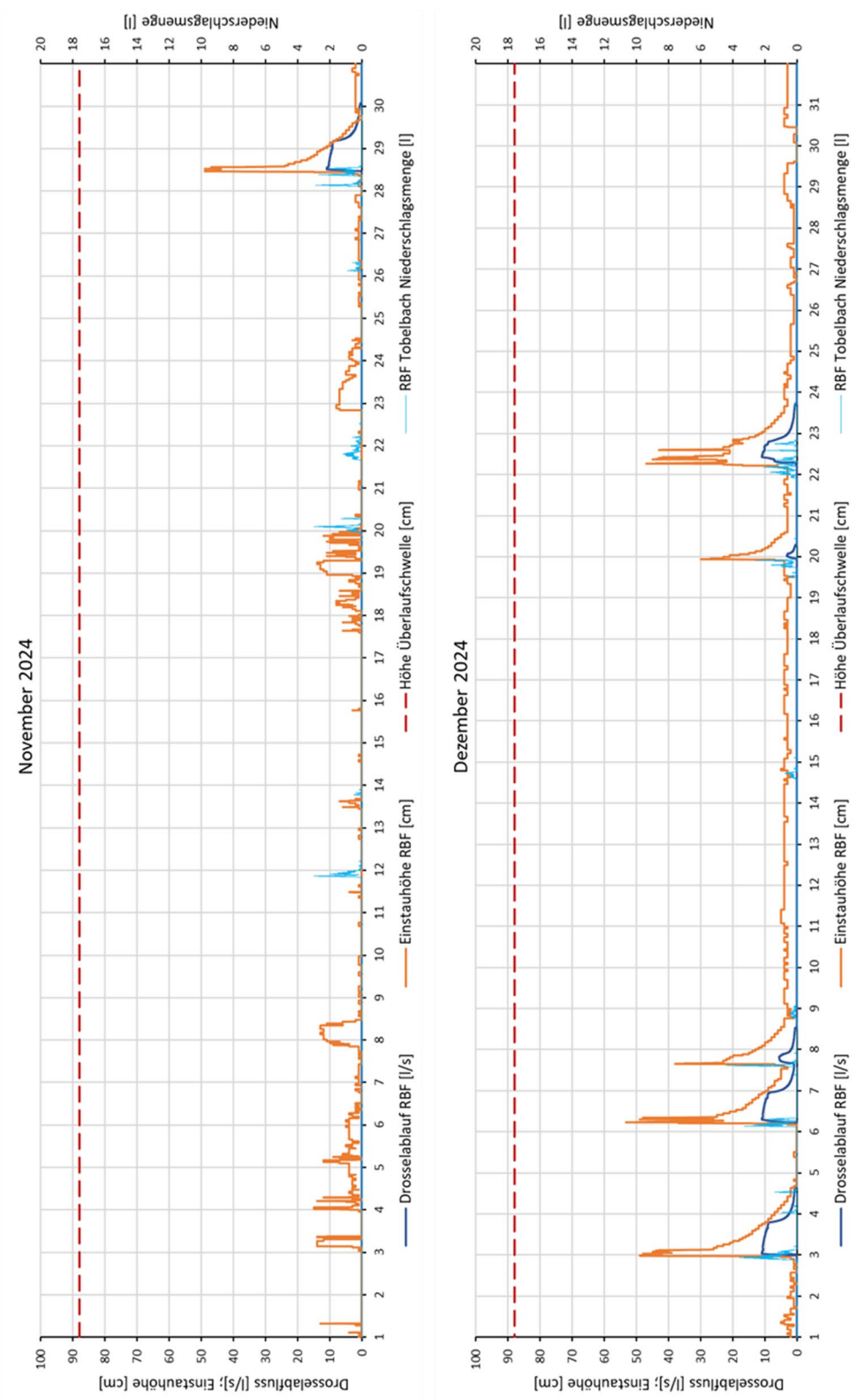


Abbildung 9.6: Beschickungs- und Überlaufhäufigkeit des RBF Tobelbach für November (oben) und Dezember 2024 (unten)

10.2 Monitoring am bestehenden RBF Tobelbach und RÜB Langenargener Straße

10.2.1 Screening der Sielhaut Retentionsbodenfilter Tobelbach

In der Innenseite von Kanalisationsrohre lagern sich nach und nach ein Biofilm bzw. Schlamm an, der sich aus partikelgebunden und persistenten Substanzen zusammensetzt, der sogenannten Sielhaut. Sie wird als das Gedächtnis des Abwassers bezeichnet, da sie auch periodische Einleitungen speichert. Jedoch sind quantitative Rückschlüsse nicht möglich. Die Konzentration eines Stoffes in der Sielhaut ist nicht mit der Konzentration des Stoffes im Abwasser ins Verhältnis zu setzen. Insbesondere leicht abbaubare, wasserlösliche Stoffe sind nur unvollständig nachweisbar.

Diese Methode wurde verwendet um unabhängig von Überlaufereignisse vorab ein Teil der Spurenstoffe zu identifizieren. Generell wird diese Methode angewandt, da sich auf diese Weise Fehleinleitungsstellen im Kanalnetz und mögliche Schadstoffemittenten vergleichsweise einfach und schnell identifizieren lassen.

An folgenden Stellen wurden am 8. Februar 2024 Sielhäute entnommen:

- Ablauf RBF Tobelbach
- RÜB 7282 Friedhofstraße (Zulauf RBF)
- RÜB 5236 Tobelbach (Zulauf RBF)

Anmerkungen: Die Sielhautproben wurden gefriergetrocknet, zur Vereinheitlichung gesiebt (0,5 mm) und extrahiert. Aufgrund der teilweise geringen verbleibenden Probenmenge mussten Priorisierungen bei der Analytenauswahl getroffen werden (Toxizität, Verankerung in gesetzlichen Regulierungen). Von Interesse ist hier u.a. das Auftreten der als prioritär eingestuften Nonylphenole und die hohen Konzentrationen der teilweise hormonartig wirkenden Phthalatweichmacher. In den Proben wurden auch (nicht aufgelistete) PCB und PBDE nachgewiesen; für eine valide Quantifizierung waren hier allerdings die Probenmengen zu gering. Die erhöhten Gehalte von Cholesterol/Cholestanol und der als Tenside eingesetzten LAS insbesondere bei den Proben 6 - 8 weisen auf den Eintrag ungereinigter kommunaler Abwässer hin.

Tabelle 10.2: Laborergebnisse Screening Sielhaut RBF Tobelbach – Spurenstoffe

Substanzgruppe / -bezeichnung		BG	Ablauf RBF [µg/kg TS]	Zulauf RÜB Friedhofstrasse [µg/kg TS]	Zulauf RÜB Tobelbach [µg/kg TS]
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe	Naphthalin*	< 1 µg/kg TS	11	24	59
	Naphthalin, 1-Methyl-		12	11	18
	Naphthalin, 2-Methyl-		14	12	24
	Biphenyl		17	8	17
	Acenaphthylen*		8	16	54
	Acenaphthen*		1	7	15
	Fluoren*		10	26	34
	Phenanthren*		54	258	392
	Anthracen*		6	19	53
	Fluoranthen*		65	401	896
	Pyren*		66	271	657
	Cyclopenta[def]phenanthren		7	49	123
	Benzo[ghi]fluoranthen*		15	24	51
	Triphenylen		11	22	48
	Benzo[a]anthracen*		27	115	266
	Chrysen*		29	150	334
	Tetracen		3	12	35
	Benzo[b]fluoranthen*		39	137	365
	Benzo[k]fluoranthen*		35	142	339
	Benzo[j]fluoranthen		10	35	85
	Benzo[e]pyren		40	154	390
	Benzo[a]pyren*		36	139	340
	Perylen		12	46	98
	Indeno[1,2,3-cd]pyren*		24	75	83
	Benzo[ghi]perylene*		37	143	236
	Dibenzo[ah]anthracen*		7	32	17
	Summe PAK16 nach US EPA		455	1954	4140
Phthalate	Diethylphthalat (DEP)	< 1 µg/kg TS	449	25	19
	Di-i-butylphthalat (DiBP)		1202	387	423
	Di-n-Butylphthalat (DBP)		1550	335	584
	Benzylbutylphthalat (BBP)		33	34	168
	Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)		2493	1991	2164
	Di-i-octylphthalat (DiOP)		746	15	262
	Di-i-nonyl-phthalate***		2032	7273	9377
	Didecylphthalat (DDP)		192	525	834

Substanzgruppe / -bezeichnung		BG	Ablauf RBF [µg/kg TS]	Zulauf RÜB Friedhofstrasse [µg/kg TS]	Zulauf RÜB Tobelbach [µg/kg TS]
Schwefelorganische Verbindungen	N,N-Dimethyldithiocarbamat (DMDTC)	< 1 µg/kg TS	< BG	< BG	< BG
	N,N-Dimethylthiocarbamat (DMTC)		< BG	< BG	< BG
	Methylthiobenzothiazol (MTBT)		9	44	312
	Benzothiazol (BT)		156	82	122
Synthetische Duftstoffe	Patchouli-Ethanon (Iso-E-Super, OTNE)	< 1 µg/kg TS	46	88	118
	Galaxolid (HHCB)		111	192	237
	Tonalid (AHTN)		16	62	51
	Methyl Dihydrojasmonat (DHJ)		178	107	25
Industrie Chemikalien	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat (TCEP)	< 1 µg/kg TS	30	24	27
	Tris-chlorpropyl-phosphat (TCPP)		49	475	913
	Tris-dichlorpropyl-phosphat (TDCPP)		< BG	< BG	< BG
	Triphenylphosphat (TPP)		16	32	46
	Triphenylphosphinoxid (TPPO)		0	5	7
Sonstige	Nonylphenole (technische Mischung)	< 1 µg/kg TS	28	22	48
	Coffein		19	13	75
	Tetraacetylenhendiämin (TAED)		34	15	4
	Cholesterol		25007	68205	34959
	Cholestanol		7550	72386	35683
Lineare Alkylbenzolsulfonate**	LAS-10	< 1 µg/kg TS	40	31	33
	LAS-11		21	17	19
	LAS-12		25	11	19
	LAS-13		13	4	15
	LAS-10-D		11	5	8
	LAS-11-D		31	28	34
	LAS-12-D		15	35	30
	LAS-13-D		16	48	38
Pestizide	MCPA	< 1 µg/kg TS	< BG	< BG	< BG
	DEET		< BG	< BG	< BG
	Mecoprop		< BG	1,0	4,3
	Terbutryn		3	86	33
Pharmazeutische Wirkstoffe	Ibuprofen	< 1 µg/kg TS	41	38	31
	Ibuprofen-OH		< BG	< BG	< BG
	Ibuprofen-COOH		< BG	< BG	< BG
	Diclofenac		< BG	< BG	< BG
	Carbamazepin		33	5	5
	Acetamidoantipyrin		< BG	< BG	< BG
	Mirtazapin		< BG	< BG	< BG

*16 PAK nach US EPA (United States Environmental Protection Agency)

**LAS 10 -13: LAS-Isomere mit Kettenlängen 10 - 13. D: jeweiliges LAS-Abbauprodukt (Hydrodesulfonierung)

*** (DiNP, techn. Isomerenmischung)

Tabelle 10.3: Laborergebnisse Screening RBF Tobelbach – Metalle und Metalloide

Substanzgruppe / -bezeichnung		BG	Ablauf RBF [µg/kg TS]	Zulauf RÜB Friedhofstrasse [µg/kg TS]	Zulauf RÜB Tobelbach [µg/kg TS]
Metalle und Metalloide	Na	< 0,0001 mg/kg	7797	8839	5478
	Mg		8772	11106	8640
	K		80863	40442	30717
	Ca		40722	42592	51750
	Al		261	5777	338
	Ti		12,5	300	32,1
	V		2,11	17,9	3,67
	Cr		1,54	28,4	6,36
	Mn		3129	203	11,7
	Fe		476	4623	459
	Co		9,53	5,44	1,57
	Ni		11,0	14,7	4,97
	Zn		355	288	61,30
	Cu		49,2	123	14,7
	As		< BG	4,74	11,2
	Sr		69,3	85,1	88,1
	Mo		< BG	1,24	0,97
	Sb		< BG	0,756	< BG
	Cd		< BG	< BG	2,08
	Ba		66,1	78,6	16,6
	Pb		9,79	42,1	46,8

10.2.2 Screening des Abwassers der Kläranlage Eriskirch

Ziel eines Screenings ist die schnelle und einfache Identifikation von Einzelsubstanzen, Konzentrationen spielen eine untergeordnete Rolle. Mit der Untersuchung des KA Zulaufs an einem Regentag nach einer längeren Trockenperiode soll die max. möglichen Spurenstoffbelastung für den Zulauf RBF ermittelt werden. Das Screening im Ablauf NK und Ablauf KA erfolgt zur Beurteilung, welche Stoffe in der KA zurückgehalten werden und welche nicht. So wird eine Vergleichbarkeit im Stoffrückhalt von KA und RBF geschaffen. Eine Mischprobendauer von nur 24 Std. wurde gewählt, damit nicht einige Stoffe vorher abgebaut werden.

Da einige Stoffe die Kläranlage nur impulsartig durchlaufen, erfolgte die Beprobung mit Zeitversatz (korrespondierende Proben) um diese ganzheitlich zu erfassen.

- Zulauf KA: 12:00 Uhr - 12:00 Uhr
- Ablauf NKB: 22:00 Uhr - 22:00 Uhr
- Ablauf KA: 24:00 Uhr - 24:00 Uhr

Die Probenahme erfolgte vom Betriebspersonal der Kläranlage vom 5. bis 6. März 2024.

Für die Spurenstoffanalyse am ISWA sind gefilterte Proben verwendet worden. Hervorzuheben ist, dass diese Art der Probenahme nicht mit der Probenahme der KomS Betriebsüberwachung übereinstimmt und somit die berechnete Eliminationsleistungen nur bedingt verglichen werden können. Die KomS Betriebsüberwachung (Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW 2018) schreibt Trockenwetter, 48 Std. Mischproben und zeitgleiche, nicht korrespondierende Probenahme vor. Die Ergebnisse vor allem bei Regenwetter sind deswegen konservativer. Insgesamt sind 100 Stoffe und deren Abbauprodukte, eingeteilt in 11 Substanzgruppen identifiziert worden. Darunter befindet sich auch die Liste B des KomS (schwarz umrandet).

Tabelle 10.4: Spurenstoffanalyse Screening Kläranlage Eriskirch

Substanzgruppe / Einzelsubstanz		KA Zulauf [µg/L]	Ablauf NKB [µg/L]	KA Ablauf [µg/L]
Pharmazeutische Wirkstoffe und Metabolite	Candesartan	2,797	1,635	1,196
	Carbamazepin*	0,426	0,432	0,057
	<i>Dibenzazepin</i>	0,130	0,051	0,003
	<i>Carbamazepin, Ox-</i>	0,331	0,136	0,107
	<i>Dibenzazepinon</i>	0,132	0,263	0,187
	Citalopram	0,395	0,367	0,025
	Diclofenac**	1,631	1,529	0,084
	<i>2,6-Dichloranilin</i>	0,010	0,016	0,179
	Gabapentin***	4,308	0,735	0,695
	<i>Gabapentin, -lactam</i>	0,209	0,476	0,365
	Hydrochlorothiazid	2,184	1,957	0,973
	Ibuprofen	5,334	0,283	0,059
	<i>Ibuprofen-OH</i>	7,805	0,012	0,011
	<i>Ibuprofen-COOH</i>	14,02	0,002	0,002
	Irbesartan	0,718	0,600	0,324
	Lidocain	0,146	0,103	0,060
	Metoprolol	0,587	0,385	0,212
	Mirtazapin	0,586	0,513	0,060
	Naproxen	2,630	0,366	0,069
	Tramadol	0,476	0,381	0,050
	Tramadol, O-Desmethyl-	0,206	0,248	0,045
	Venlafaxin	0,633	0,327	0,072
	Venlafaxin, Nor-	0,488	0,515	0,118
	Sulfamethoxazol	0,232	0,189	0,055
	<i>Acetamidoantipyrin (Metamizol-Metabolit-I)</i>	7,375	0,288	0,045
	<i>Formylantipyrin (Metamizol-Metabolit-II)</i>	2,166	0,145	0,025
	<i>Metamizol-Metabolit-III (121-208)</i>	1,618	0,479	0,113
	<i>Metamizol-Metabolit-IV (121-191-1)</i>	1,567	1,029	1,137
	<i>Metamizol-Metabolit-V (121-191-2)</i>	1,047	1,028	1,089
	<i>N-Phenyl-N-Methyl-Aceto-hydrazid (Metamizol-Metabolit-VI)</i>	0,994	0,122	0,496

*Dibenzazepin entsteht aus Carbamazepin durch hydrolytische Abspaltung von Ammoniak und Kohlendioxid. Oxcarbamazepin kann über Teiloxydation und Elimination aus Carbamazepin gebildet werden, wird aber auch selbst als Wirkstoff eingesetzt. Dibenzazepinon entsteht aus Oxcarbamazepin durch die hydrolytische Abspaltung von Kohlendioxid und Ammonium.

**2,6-Dichloranilin wird beim Abbau von Diclofenac gebildet (chemisch); durch Ozon wird der nicht-halogenierte, aromatische Ring abgebaut.

***Gabapentin-Lactam wird durch einen reversiblen intramolekularen Ringschluss aus Gabapentin gebildet.

Substanzgruppe / Einzelsubstanz		KA Zulauf [µg/L]	Ablauf NKB [µg/L]	KA Ablauf [µg/L]
Indikatorsubstanzen	Coffein	98,55	0,099	0,060
	Dimethylxanthin	7,557	0,022	0,024
	Methylindol (Skatol)	13,99	0,709	0,023
	Indol	162,7	0,038	0,031
	Cholesterol	151,2	0,254	0,046
	Cholestanol	214,8	0,325	0,115
	Tocopherol	31,66	0,101	0,048
	Tetraacetylenhendiain (TAED)	24,49	0,024	0,022
	Triacetylenhendiain (TriAED)	7,786	0,026	0,024
Desinfektionsmittel	Dodecyl-trimethylammonium-halogenid	156,2	0,072	0,073
	Tetradecyl-trimethylammonium-halogenid	90,02	0,034	0,030
	Phenoxyethanol*	8,478	1,059	1,062
	Phenoxypropanol*	0,874	0,092	0,065
Synthetische Duftstoffe	Tonalid (AHTN)	0,221	0,093	0,056
	Galaxolid (HHCb)	1,249	0,724	0,278
	Galaxolidon-I (HHCb-Lacton-I)	0,657	1,003	0,875
	Galaxolidon-II (HHCb-Lacton-II)	0,172	0,189	0,150
	Patchouli-Ethanon (OTNE, Iso E Super)	8,160	3,361	0,476
	OTNE-Lacton	0,197	0,460	0,280
	Methyl Dihydrojasmonat (DHJ)	22,87	0,494	0,349
Korrosionsinhibitoren	1H-Benzotriazol	1,198	1,052	0,257
	Tolyltriazole	4,294	0,989	0,202
Schwefel-organische Vbdg.	Dimethyldithiocarbamat (DMDTC)**	86,53	60,79	5,208
	Dimethylthiocarbamat (DMTC)	14,96	37,54	73,48
	Diethyldithiocarbamat (DETC)	2,290	1,783	0,007
	Methylthiobenzothiazol (MTBT)	3,170	0,396	0,211
	Benzothiazol (BT)	1,507	0,183	0,219
Phosphor-organische Verbindungen	Triethylphosphat (TEP)	0,576	0,296	0,257
	Tris-iso-butyl-phosphat (TiBP)	0,641	0,201	0,185
	Tris-n-butyl-phosphat (TBP)	1,618	0,711	0,352
	Tris-butoxyethoxy-phosphat (TBEP)	2,328	0,218	0,210
	Triphenylphosphat (TPP)	0,151	0,035	0,014
	Diphenyl-octyl-phosphat (DPOP)	0,735	0,242	0,075
	Triphenylphosphinoxid (TPPO)	0,083	0,056	0,021
	Tris-chlorethyl-phosphat (TCEP)	0,855	0,315	0,250
	Tris-chlorpropyl-phosphat (TCPP)	2,488	0,892	0,786
	Tris-dichlorpropyl-phosphat (TDCPP)	0,684	0,100	0,072

*Konzentrationen von Phenoxyethanol und Phenoxypropanol im Ablauf KA unwahrscheinlich; hier liegt u.U. eine Kontamination mit Handdesinfektionsmitteln vor.

**Dithiocarbamate wirken nitrifikationshemmend und sind toxisch (z.B. bei Gammarus). DMTC ist ein Teilabbauprodukt von DMDTC. Die Benzothiazole werden als Additive bei der Gummierstellung eingesetzt (Gummiwaren allgemein, auch Indikator für Reifenabrieb). BT sind ebenfalls toxisch.

Substanzgruppe / Einzelsubstanz		KA Zulauf [µg/L]	Ablauf NKB [µg/L]	KA Ablauf [µg/L]
Weitere Industrie- chemikalien	Octocrylen*	1,255	0,020	0,017
	3,3-Diphenylacrylnitril	0,114	0,220	0,086
	Benzolsulfonamid, N-butyl-	18,03	0,290	0,204
	Anilin 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)-N-[4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenyl]	144,0	10,21	8,987
	2,4,6-Trichlorphenol	0,021	0,010	0,009
	2,4,6-Tribromphenol	0,076	0,009	0,009
Halogenierte aroma- tische Carbonsäuren	4-Chlorbenzoesäure**	0,696	0,128	0,132
	2,4-Dichlorbenzoesäure	0,282	0,085	0,092
	2,5-Dichlorbenzoesäure	0,371	0,054	0,063
	2,4,5-Trichlorbenzoesäure	0,230	0,038	0,038
	2,4-Dichlorphenylelessigsäure	1,316	0,383	0,240
	2,4,5-Trichlorphenylelessigsäure	0,695	0,411	0,399
	2,4,5,6-Tetrachlorphenylelessigsäure	0,091	0,400	0,205
Pestizide und Repellentien	N,N-Diethyltoluamid (DEET)***	4,366	0,783	0,404
	2-Hydroxybiphenyl****	0,417	0,037	0,004
	Icaridin***	3,371	0,424	0,072
	Mecoprop	0,098	0,021	0,017
	Terbutryn	0,052	0,045	0,020
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Naphthalin	0,082	0,012	0,010
	Acenaphthylen	0,014	0,001	0,001
	Acenaphthen	0,008	0,001	0,0005
	Fluoren	0,020	0,003	0,003
	Phenathren	0,067	0,009	0,007
	Anthracen	0,008	0,002	0,001
	Fluoranthren	0,086	0,010	0,007
	Pyren	0,077	0,014	0,013
	Benz[a]anthracen	0,013	0,002	< 0.001
	Chrysen	0,011	0,002	< 0.001
	Benzo[b]fluoranthren	0,007	0,001	< 0.001
	Benzo[k]fluoranthren	0,008	0,001	< 0.001
	Benzo[a]pyren	0,004	< 0.001	< 0.001
	Indeno[123-cd]pyren	0,002	< 0.001	< 0.001
	Benzo[ghi]perylene	0,003	< 0.001	< 0.001
	Dibenzo[ah]anthracen	< 0.001	< 0.001	< 0.001

*Octocrylen ist ein UV-Stabilisator (Kunststoffe); der Teilabbau führt zu Diphenylacrylnitril.

**In verschiedenen Kläranlagen werden die halogenierten aromatischen Carbonsäuren als Nebenprodukte beim Abbau von aromatischen Aminosäuren (z.B. Tryptophan) und deren konventioneller Transformationsprodukte (Methylindol und Indol) gebildet. Hier wird von den Bakterien ein alternativer Reaktionsweg eingeschlagen. Ungünstige Abbaubedingungen (z.B. regionspezifischer Anlagenbetrieb, auch kalte Jahreszeit und zusätzlich hohe Chloridfrachten) begünstigen die Bildung dieser Substanzen (Phänomen "natürliche AOX-Bildung"). Die Substanzen sind an sich als problematisch anzusehen und sind als potentielle Precursoren von noch toxischeren Chlorbenzolen und Chlorphenolen einzustufen.

***Repellent (z.B. Autan)

**** Fungizid

*****Die Elimination einiger PAK ist in der weitergehenden Behandlung relativ gering. Dies wird dadurch verursacht, dass die Substanzen an feinste Partikel absorbiert zum einem durch Ozon nur unzureichend angegriffen werden, zum anderen, dass die feinsten Partikel auch von den Filtern nicht zurückgehalten werden können. Dieser Trend ist auch bei anderen Substanzen mit hohen logKow-Werten zu beobachten, die prinzipiell durch Ozon angreifbar sein sollten.

10.2.3 Ergebnisse der Küvettentests und Spurenstoffmessungen

Tabelle 10.5: Küvettentest Zulauf RBF Tobelbach (RÜB Tobelbach)

Zulauf RBF Tobelbach (RÜB Tobelbach)											
Probe- nahme- Datum	Flaschen Nr.	Tempera- tur [°C]	pH-Wert	Leitfähig- keit [µS/cm]	Ammonium	Nitrat	Nitrit	CSB _{hom.}	CSB _{filtriert}	P _{ges}	P04-
05.07.2024	Z 01	17,1	7,46	159							
	Z 02	16,6	7,67	142							
	Z 06	16,0	7,73	149							
	Z 07	17,9	7,60	158							
	Z 08	15,6	7,55	142							
	Z 12	17,0	8,04	149	1,95						
	MP	17,1	7,63	162							
17.07.2024	Z 01	9,7	6,96	149	1,61				18,80		
	Z 02	11,4	7,27	150							
	Z 04	11,7	7,38	153							
	Z 05	12,8	7,65	195							
	Z 06	11,5	7,43	140							
	Z 07	11,2	7,28	178							
	Z 08	11,3	7,09	160							
	Z 011	10,9	7,36	169							
	Z 12	10,3	7,13	140	1,27				12,40		
19.08.2024	Z 01	8,30	6,43	164,70	1,23		0,084	80,4	10,45	0,916	0,265
	Z 02	8,40	6,49	179,40							
	Z 06	8,00	6,56	165,40							
	Z 07	7,40	6,83	171,40							
	Z 08	8,60	6,87	173,80							
	Z 12	8,40	6,92	169,00	1,26		0,091	72,35	10,9	0,704	0,270
08.-10.09.2024	Z 01	16,7	7,45	120	1,59	N/A	N/A	28,35		0,443	0,459
	Z 02	15,6	7,3	126							
	Z 06	14,7	7,3	146							
	Z 07	15,1	7,3	193							
	Z 08	15,1	7,3	185							
	Z 12	15,8	7,28	183	2,42	N/A	N/A	42,6		0,632	0,46

Tabelle 10.6: Küvettentest Ablauf RBF Tobelbach

Ablauf RBF Tobelbach											
Probe- nahme- Datum	Flaschen Nr.	Tempera- tur [°C]	pH- Wert	Leitfähig- keit [µS/cm]	Ammonium	Nitrat	Nitrit	CSB _{hom.}	CSB _{filtriert}	P _{ges}	P04-
05.07.2024	MP	16,8	8,15	451	0,21	12	0,029				
17.07.2024	A 01	10,4	7,50	277	0,26	0,389	0,029		6,53	0,481	0,459
	A 02	8,6	7,84	244							
	A 03	9,0	7,89	256							
	A 04	12,5	7,78	276							
	A 05	11,4	7,74	280	0,40	0,268	0,004		7,50	0,490	0,474
08.-10.09.2024	A0 1	11,2	6,35	304	0,023	5,88	0,001	6,635		0,5815	0,296
	A 02	9,7	7,1	281							
	A 03	9,8	7,16	270							
	A 04	10,2	7,36	254							
	A 05	9,5	7,61	266							
	A 06	11,3	7,6	255							
	A 07	12,1	7,56	247							
	A 09	13,5	8,21	514							
	A 10	11,4	7,85	425							
	A 11	9,7	7,89	396							
	A 12	11,9	7,57	351	0,0355	7,635	0,0005	6,805		0,502	0,54

10.3 Spurenstoffmessungen Zulauf und Ablauf RBF Tobelbach (RÜB Tobelbach)

Tabelle 10.7: Zulauf RBF Tobelbach Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten (RÜB Tobelbach)

Porbenahme Datum / Nr.		Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten [µg/L]														
		CAN	CBZ	DCF	GAB	IBU	IBU-OH	IBU-COOH	IRB	LDC	MET	SMX	TRA	TRA, O-DESM	VEN	
17.07.24	Z 01	0,477	0,073	0,056	0,267	2,351	2,874	0,639	0,150	0,035	0,031	0,032	0,014	0,023	0,015	
	Z 02	0,357	0,058	0,046	0,400	2,456	2,704	0,779	0,123	0,027	0,037	0,014	0,009	0,011	0,011	
	Z 04	0,272	0,048	0,051	0,250	1,455	1,675	1,140	0,084	0,018	0,025	0,019	0,012	0,023	0,008	
	Z 06	0,302	0,026	0,025	0,210	0,566	0,778	0,995	0,018	0,022	0,024	0,037	0,022	0,014	0,005	
	Z 07	0,461	0,069	0,092	0,359	0,941	1,114	0,877	0,157	0,039	0,045	0,021	0,031	0,020	0,031	
	Z 08	0,462	0,043	0,049	0,228	0,830	1,018	0,949	0,072	0,032	0,028	0,024	0,018	0,013	0,019	
17.07.24	Z 12	0,181	0,236	0,028	0,138	0,563	0,646	1,048	0,034	0,025	0,020	0,038	0,010	0,008	0,007	
	MP	0,249	0,102	0,036	0,341	1,261	1,147	0,732	0,060	0,063	0,028	0,023	0,028	0,142	0,018	
	19.08.24	Z 01	0,237	0,052	0,104	0,533	1,074	1,733	1,108	0,078	0,020	0,034	0,020	0,005	0,016	0,042
		Z 02	0,214	0,046	0,063	0,464	1,169	1,914	1,273	0,087	0,014	0,034	0,014	0,009	0,008	0,026
		Z 07	0,220	0,043	0,106	0,509	1,785	2,557	2,324	0,077	0,007	0,031	0,014	0,005	0,006	0,017
		Z 08	0,252	0,047	0,093	0,299	1,221	1,462	1,975	0,085	0,006	0,031	0,016	0,006	0,008	0,031
24./25.08.24	MP	0,508	0,082	0,167	1,179	2,560	3,665	4,126	0,086	0,080	0,057	0,043	0,028	0,054	0,229	
	08.09. - 10.09.2024	Z 01	0,242	0,179	0,058	0,145	2,020	1,776	2,094	0,023	0,063	0,028	0,010	0,008	0,001	0,001
		Z 02	0,230	0,061	0,045	0,233	2,392	2,416	3,025	0,029	0,020	0,029	0,008	0,001	0,001	0,001
		Z 06	0,258	0,077	0,070	0,243	1,339	2,274	2,214	0,036	0,018	0,033	0,018	0,001	0,001	0,042
		Z 07	0,428	0,138	0,214	0,343	1,991	2,216	1,981	0,103	0,028	0,044	0,023	0,001	0,001	0,052
		Z 08	0,331	0,109	0,095	0,326	1,135	2,655	2,011	0,061	0,041	0,043	0,031	0,001	0,001	0,038
Z 12	0,335	0,099	0,082	0,300	0,304	2,031	1,790	0,056	0,013	0,039	0,037	0,010	0,005	0,038		

Tabelle 10.8: Zulauf RBF Tobelbach Industriechemikalien und sonstige Chemikalien (RÜB Tobelbach)

Datum / Nr.	Industriechemikalien [µg/L]										Sonstige Chemikalien [µg/L]				
	1H-BTR	TCEP	TCPP	TDCPP	TPP	TBPO	MTBT	BT	BZP	TAED	COF	POP-1	POP-2	QAV-1	QAV-2
17.07.24	Z01	0,220	0,243	1,662	0,049	0,099	0,568	0,688	0,085	1,521	0,976	34,35	3,522	0,224	0,340
	Z02	0,395	0,145	1,093	0,029	0,068	0,455	0,532	0,127	2,675	1,787	21,17	1,814	0,881	0,170
	Z04	0,166	0,146	0,664	0,028	0,043	0,316	0,786	0,073	1,607	2,153	15,87	2,133	0,974	0,228
	Z06	0,144	0,139	0,343	0,034	0,142	0,643	1,068	0,106	0,948	0,343	63,45	6,474	0,652	0,354
	Z07	0,193	0,157	0,257	0,037	0,101	0,721	1,225	0,128	1,225	0,794	72,14	4,890	1,012	0,470
	Z08	0,171	0,166	0,332	0,042	0,148	0,845	1,033	0,114	1,134	0,633	89,56	7,994	1,231	0,255
17.07.24	Z12	0,151	0,120	0,300	0,031	0,177	1,084	2,752	0,092	1,859	0,257	141,2	13,77	1,599	0,319
	MP	0,197	0,195	0,357	0,034	0,035	0,272	0,718	0,120	1,366	0,745	1,024	0,137	0,032	0,010
19.08.24	Z01	0,075	0,116	0,574	0,037	0,036	0,444	2,206	0,294	2,478	0,721	2,162	0,881	0,032	0,020
	Z02	0,173	0,123	0,509	0,048	0,042	0,458	2,475	0,232	3,898	4,348	1,855	2,729	0,021	0,030
	Z07	0,146	0,113	0,584	0,071	0,042	0,550	2,004	0,302	3,443	5,477	1,824	2,962	0,181	0,222
	Z08	0,150	0,114	0,540	0,044	0,037	0,581	1,859	0,252	3,885	3,326	1,645	1,826	0,188	0,140
24./25.08.24	MP	0,160	0,148	0,583	0,039	0,079	0,660	2,242	0,396	4,246	4,997	1,486	0,891	0,407	1,070
08.09. - 10.09.2024	Z01	0,139	0,074	0,482	0,036	0,027	0,224	1,749	0,186	3,622	0,056	0,852	0,728	0,036	0,037
	Z02	0,126	0,100	0,490	0,026	0,021	0,387	2,509	0,073	3,496	0,038	1,962	1,465	0,072	0,058
	Z06	0,114	0,082	0,500	0,031	0,036	0,418	1,682	0,199	2,731	0,057	10,06	1,896	0,098	0,040
	Z07	0,138	0,069	0,594	0,030	0,035	0,655	1,881	0,326	3,707	0,158	7,308	1,737	0,088	0,113
	Z08	0,092	0,075	0,572	0,030	0,023	0,408	1,636	0,282	1,902	0,217	9,815	2,053	0,084	0,108
	Z12	0,076	0,069	0,523	0,029	0,021	0,392	1,300	0,237	2,608	0,032	6,915	1,151	0,092	0,058

Tabelle 10.9: Zulauf RBF Tobelbach Duftstoffe und Pestizide (RÜB Tobelbach)

Pobename Datum / Nr.	Duftstoffe [µg/L]					Pestizide [µg/L]			
	DHJ	HHCB	HHCB-LAC	AHTN	OTNE	DEET	TER	MECO	
17.07.24	Z 01	0,602	0,311	0,547	0,061	0,333	3,438	0,090	0,376
	Z 02	1,275	0,402	0,350	0,073	0,458	1,746	0,072	0,265
	Z 04	0,937	0,438	0,397	0,054	0,497	1,229	0,076	0,280
	Z 06	0,768	0,385	0,335	0,062	0,422	1,583	0,068	0,356
	Z 07	1,114	0,523	0,472	0,073	0,371	2,108	0,061	0,174
	Z 08	1,936	0,310	0,282	0,067	0,278	2,737	0,073	0,225
	Z 12	0,932	0,236	0,388	0,084	0,174	2,181	0,069	0,237
17.07.24	MP	0,905	0,248	0,232	0,048	0,158	1,721	0,067	0,221
19.08.24	Z 01	0,362	0,567	0,398	0,108	0,396	1,661	0,052	0,072
	Z 02	0,558	0,488	0,257	0,083	0,336	1,634	0,050	0,095
	Z 07	0,806	0,575	0,269	0,087	0,481	2,839	0,052	0,114
	Z 08	0,497	0,714	0,336	0,128	0,485	3,759	0,056	0,123
24./25.08.24	MP	2,557	0,445	0,229	0,068	1,117	1,684	0,060	0,328
08.09. - 10.09.2024	Z 01	0,287	0,117	0,324	0,014	0,081	0,571	0,054	0,305
	Z 02	0,332	0,324	0,250	0,048	0,477	0,596	0,058	0,210
	Z 06	0,346	0,604	0,247	0,070	0,670	0,488	0,067	0,442
	Z 07	0,219	0,795	0,342	0,083	0,696	1,169	0,061	0,323
	Z 08	0,381	0,635	0,254	0,068	0,619	0,586	0,055	0,283
	Z 12	0,171	0,663	0,279	0,071	0,473	0,479	0,057	0,285

Tabelle 10.10: Ablauf RBF Tobelbach Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten

Pobename Datum / Nr.		Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten [µg/L]													
		CAN	CBZ	DCF	GAB	IBU	IBU-OH	IBU-COOH	IRB	LDC	MET	SMX	TRA	TRA, O-DESM	VEN
17.07.24	A 02	0,405	0,049	0,041	0,321	0,522	1,318	0,874	0,045	0,005	0,003	0,014	0,004	0,003	0,001
	A 04	0,373	0,056	0,027	0,227	0,419	0,621	1,335	0,029	0,008	0,004	0,017	0,003	0,003	0,002
	A 06	0,172	0,065	0,023	0,160	0,218	0,114	0,227	0,019	0,003	0,003	0,011	0,001	0,001	0,002
17.07.24	MP	0,080	0,071	0,017	0,515	0,163	0,443	0,287	0,003	0,005	0,009	0,014	0,002	0,002	0,004
	MP	0,400	0,100	0,012	0,320	1,055	1,545	1,489	0,026	0,134	0,005	0,038	0,156	0,069	0,777
24./25.08.24	A 01	0,315	0,082	0,004	0,057	0,382	0,597	2,680	0,022	0,005	0,001	0,016	0,002	0,001	0,027
	A 02	0,293	0,080	0,011	0,046	0,282	0,299	2,908	0,021	0,004	0,001	0,016	0,003	0,001	0,022
	A 03	0,280	0,083	0,017	0,094	0,304	0,427	2,152	0,020	0,011	0,001	0,021	0,001	0,001	0,001
	A 04	0,247	0,085	0,031	0,128	0,298	0,164	2,558	0,018	0,004	0,001	0,024	0,001	0,001	0,026
	A 05	0,260	0,085	0,025	0,125	0,434	0,617	6,620	0,020	0,003	0,001	0,022	0,001	0,001	0,022
	A 06	0,204	0,084	0,032	0,181	0,479	0,466	0,820	0,012	0,011	0,002	0,018	0,001	0,001	0,001
	A 07	0,191	0,154	0,037	0,162	0,431	0,283	0,382	0,010	0,005	0,001	0,021	0,001	0,001	0,001
	A 10	0,236	0,090	0,009	0,071	0,105	0,082	0,379	0,012	0,013	0,001	0,012	0,001	0,001	0,024
	A 11	0,256	0,073	0,010	0,048	0,135	0,092	0,385	0,012	0,009	0,001	0,015	0,001	0,001	0,025
	A 12	0,284	0,069	0,010	0,038	0,175	0,120	0,561	0,013	0,008	0,001	0,016	0,010	0,004	0,024

Tabelle 10.11: Ablauf RBF Tobelbach Industriechemikalien und sonstige Chemikalien

Probenahme Datum / Nr.	Industriechemikalien [µg/L]										Sonstige Chemikalien [µg/L]				
	1H-BTR	TCEP	TCPP	TDCPP	TPP	TBPO	MTBT	BT	BZP	TAED	COF	POP-1	POP-2	QAV-1	QAV-2
17.07.24	A 02	0,235	0,125	0,666	0,033	0,056	0,953	0,435	0,073	0,022	0,115	1,711	0,678	0,081	0,030
	A 04	0,198	0,113	0,547	0,039	0,051	0,617	0,492	0,064	0,015	0,248	0,692	0,368	0,060	0,032
	A 06	0,078	0,105	0,500	0,032	0,040	0,602	0,787	0,067	0,009	0,345	1,714	0,521	0,028	0,023
17.07.24	MP	0,161	0,194	0,456	0,033	0,026	0,379	0,277	0,093	0,005	0,181	0,776	0,049	0,009	0,006
24./25.08.24	MP	0,313	0,278	0,612	0,355	0,190	0,801	3,179	0,212	0,022	0,414	2,047	0,300	0,556	0,222
08.09. - 10.09.2024	A 01	0,141	0,068	0,303	0,123	0,072	0,025	0,286	0,118	0,001	0,145	0,258	0,137	0,033	0,063
	A 02	0,128	0,070	0,307	0,154	0,082	0,040	0,102	0,162	0,022	0,173	0,130	0,080	0,001	0,001
	A 03	0,103	0,172	0,572	0,136	0,086	0,044	4,190	0,147	0,059	0,286	1,434	0,746	0,001	0,001
	A 04	0,098	0,072	0,375	0,209	0,068	0,034	1,476	0,104	0,001	0,346	1,624	0,577	0,001	0,001
	A 05	0,121	0,055	0,308	0,101	0,059	0,018	0,709	0,150	0,038	0,188	0,808	0,528	0,001	0,001
	A 06	0,032	0,043	0,296	0,079	0,038	0,059	0,726	0,122	0,001	0,097	9,972	1,855	0,069	0,033
	A 07	0,064	0,043	0,374	0,243	0,069	0,012	0,798	0,099	0,001	0,152	12,273	2,866	0,001	0,001
	A 10	0,164	0,041	0,176	0,115	0,031	0,195	0,627	0,442	0,001	0,036	11,088	1,930	0,043	0,142
	A 11	0,071	0,034	0,188	0,198	0,043	0,104	0,636	0,288	0,001	0,046	11,982	2,314	0,048	0,113
	A 12	0,026	0,037	0,198	0,163	0,042	0,078	0,550	0,138	0,001	0,047	9,774	1,677	0,031	0,076

Tabelle 10.12: Ablauf RBF Tobelbach Duftstoffe und Pestizide

Probenahme Datum / Nr.	Duftstoffe [µg/L]					Pestizide [µg/L]			
	DHJ	HHCB	HHCB-LAC	AHTN	OTNE	DEET	TER	MECO	
A 02	0,372	0,027	0,480	0,006	0,006	0,621	0,013	0,174	
A 04	0,334	0,022	0,921	0,007	0,007	0,508	0,019	0,210	
A 06	0,289	0,027	0,523	0,005	0,005	0,494	0,021	0,162	
MP	0,213	0,021	0,376	0,007	0,009	0,567	0,016	0,162	
MP	0,385	0,075	0,308	0,013	0,075	6,469	0,010	0,192	
08.09. - 10.09.2024	A 01	0,122	0,040	0,177	0,010	0,001	0,606	0,005	0,338
	A 02	0,090	0,042	0,203	0,010	0,001	0,389	0,005	0,094
	A 03	0,330	0,056	0,214	0,008	0,001	0,935	0,006	0,087
	A 04	0,357	0,086	0,142	0,016	0,001	0,880	0,006	0,082
	A 05	0,166	0,065	0,143	0,007	0,001	0,589	0,004	0,089
	A 06	0,252	0,091	0,128	0,014	0,099	0,803	0,007	0,168
	A 07	0,238	0,110	0,200	0,009	0,134	1,108	0,006	0,119
	A 10	0,414	0,124	0,183	0,018	0,103	0,615	0,009	0,164
	A 11	0,255	0,118	0,171	0,011	0,111	0,525	0,005	0,016
	A 12	0,262	0,130	0,136	0,014	0,087	0,354	0,006	0,060

10.4 Spurenstoffmessungen Ablauf RÜB Langenargener Straße

Tabelle 10.13: Ablauf RÜB Langenargener Straße Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten

Probenahme Datum / Nr.		Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten [µg/L]													
		CAN	CBZ	DCF	GAB	IBU	IBU-OH	IBU-COOH	IRB	LDC	MET	SMX	TRA	TRA, O-DESM	VEN
17.07.24	MP	0,231	0,037	0,072	0,546	0,874	1,431	1,225	0,025	0,081	0,018	0,018	0,061	0,034	0,026
24./25.08.24	MP	0,499	0,102	0,195	1,495	9,226	19,749	28,086	0,135	0,166	0,084	0,022	0,165	0,344	0,850
08.09. - 10.09.2024	1	0,317	0,065	0,090	0,377	0,166	0,137	0,491	0,073	0,027	0,048	0,001	0,031	0,063	0,071
	2	0,190	0,041	0,057	0,290	0,169	0,175	0,213	0,044	0,004	0,030	0,002	0,013	0,013	0,038
	3	0,167	0,035	0,058	0,318	0,555	0,778	0,468	0,036	0,011	0,028	0,001	0,011	0,005	0,049
	4	0,165	0,033	0,056	0,339	0,231	0,234	0,811	0,035	0,011	0,031	0,001	0,010	0,010	0,056
	6	0,220	0,189	0,063	0,155	0,204	0,154	0,313	0,033	0,011	0,025	0,008	0,018	0,012	0,081

Tabelle 10.14: Ablauf RÜB Langenargener Straße Industriechemikalien und sonstige Chemikalien

Probenahme Datum / Nr.	Industriechemikalien [µg/L]								Sonstige Chemikalien [µg/L]							
	1H-BTR	TCEP	TCPP	TDCPP	TPP	TBPO	MTBT	BT	BZP	TAED	COF	POP-1	POP-2	QAV-1	QAV-2	
17.07.24	MP	0,215	0,170	0,415	0,035	0,026		0,402	0,410	0,088	0,261	0,147	21,27	0,526	0,262	0,263
24./25.08.24	MP	0,331	0,175	0,598	0,039	0,051		1,180	6,191	0,579	4,478	9,098	0,832	0,718	0,406	0,648
08.09. - 10.09.2024	1	0,160	0,103	0,383	0,033	0,032	12,35	0,558	1,863	0,318	2,350	0,073	1,263	0,415	1,319	0,927
	2	0,133	0,091	0,311	0,022	0,027	0,286	0,081	0,865	0,261	1,728	0,052	1,234	0,228	0,201	0,107
	3	0,181	0,246	0,724	0,117	0,044	0,526	0,815	7,740	1,090	4,361	0,068	23,82	2,530	0,421	0,186
	4	0,177	0,145	0,320	0,027	0,022	0,246	0,203	2,662	0,020	1,398	0,077	2,271	0,427	0,198	0,086
	6	0,139	0,113	0,322	0,027	0,026	0,178	0,217	2,062	0,393	2,435	0,194	1,501	0,456	0,106	0,070

Tabelle 10.15: Ablauf RÜB Langenargener Straße Duftstoffe und Pestizide

Probenahme Datum / Nr.	Duftstoffe [µg/L]				Pestizide [µg/L]			
	DHJ	HHCB	HHCB-LAC	AHTN	OTNE	DEET	TER	MECO
17.07.24 MP	0,150	0,136	0,219	0,020	0,105	0,200	0,029	0,105
24./25.08.24 MP	2,389	0,096	0,479	0,026	0,213	1,718	0,038	0,145
08.09. - 10.09.2024	1	0,017	0,411	0,359	0,079	0,297	0,436	1,296
	2	0,192	0,130	0,222	0,052	0,168	0,350	0,998
	3	0,690	0,113	0,239	0,022	0,143	0,687	1,296
	4	0,213	0,170	0,186	0,022	0,127	0,633	0,679
	6	0,315	0,275	0,269	0,045	0,231	0,677	0,684

10.5 Graphische Darstellung der Messdatenauswertung RBF Tobelbach

Die Anzahl der Messungen ist unterhalb der Boxplots angegeben, die Werte vom 24./25.08. stammen aus Mischproben.

10.5.1 Pharmazeutische Wirkstoffe und Metabolite

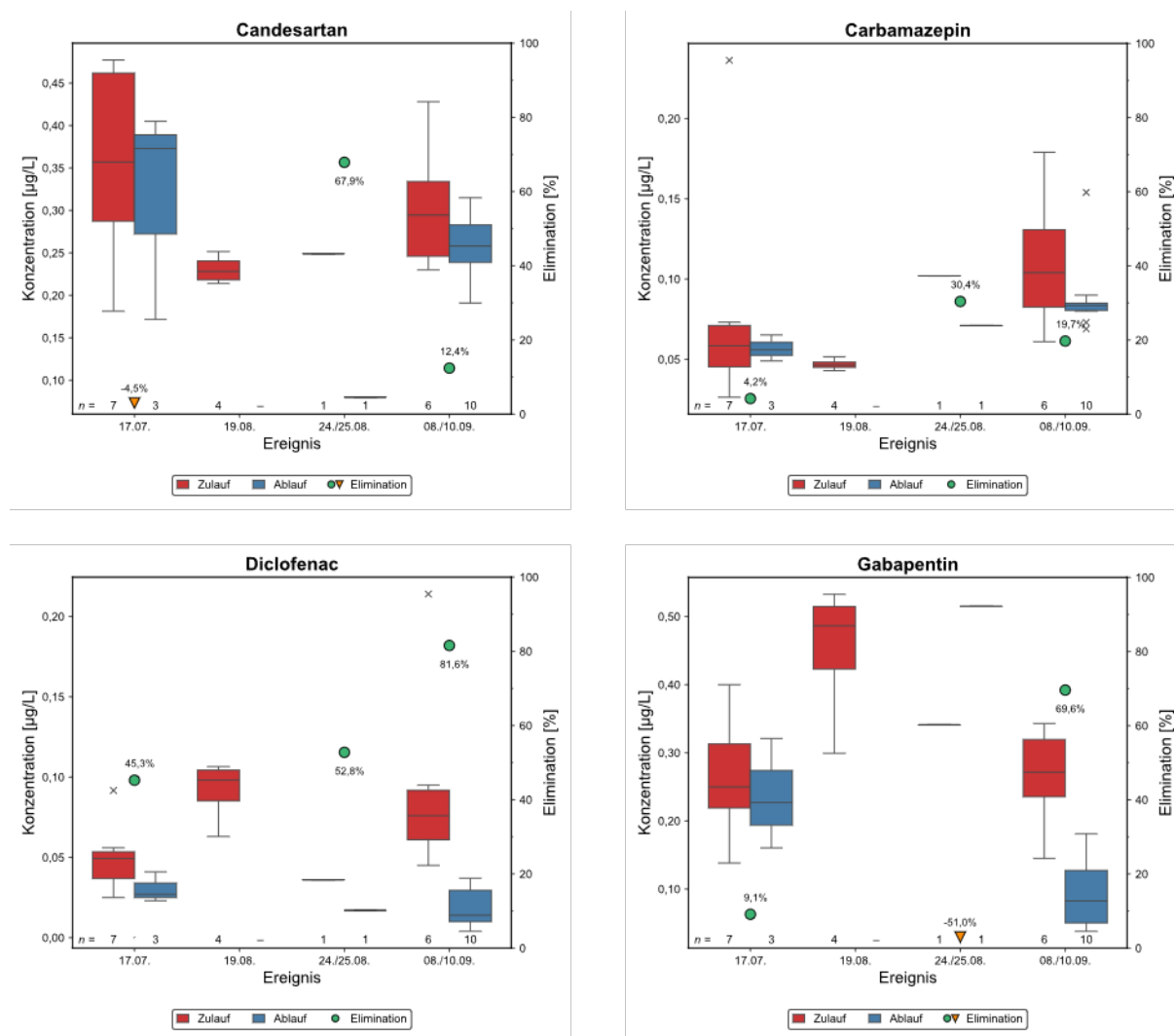


Abbildung 10.7: Konzentrationen pharmazeutischer Wirkstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 1)

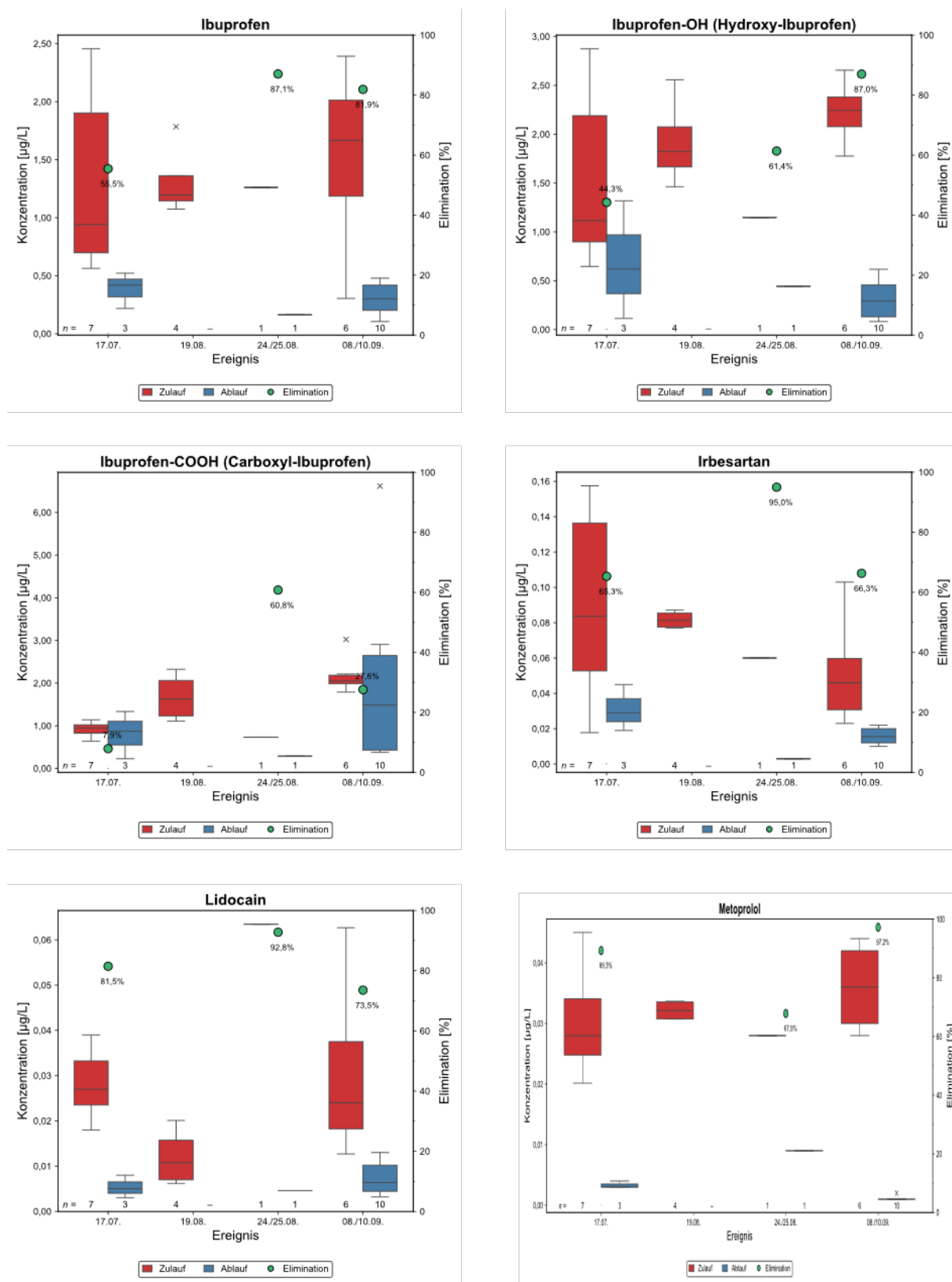


Abbildung 10.8: Konzentrationen pharmazeutischer Wirkstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beobachteten Ereignis (Teil 2)

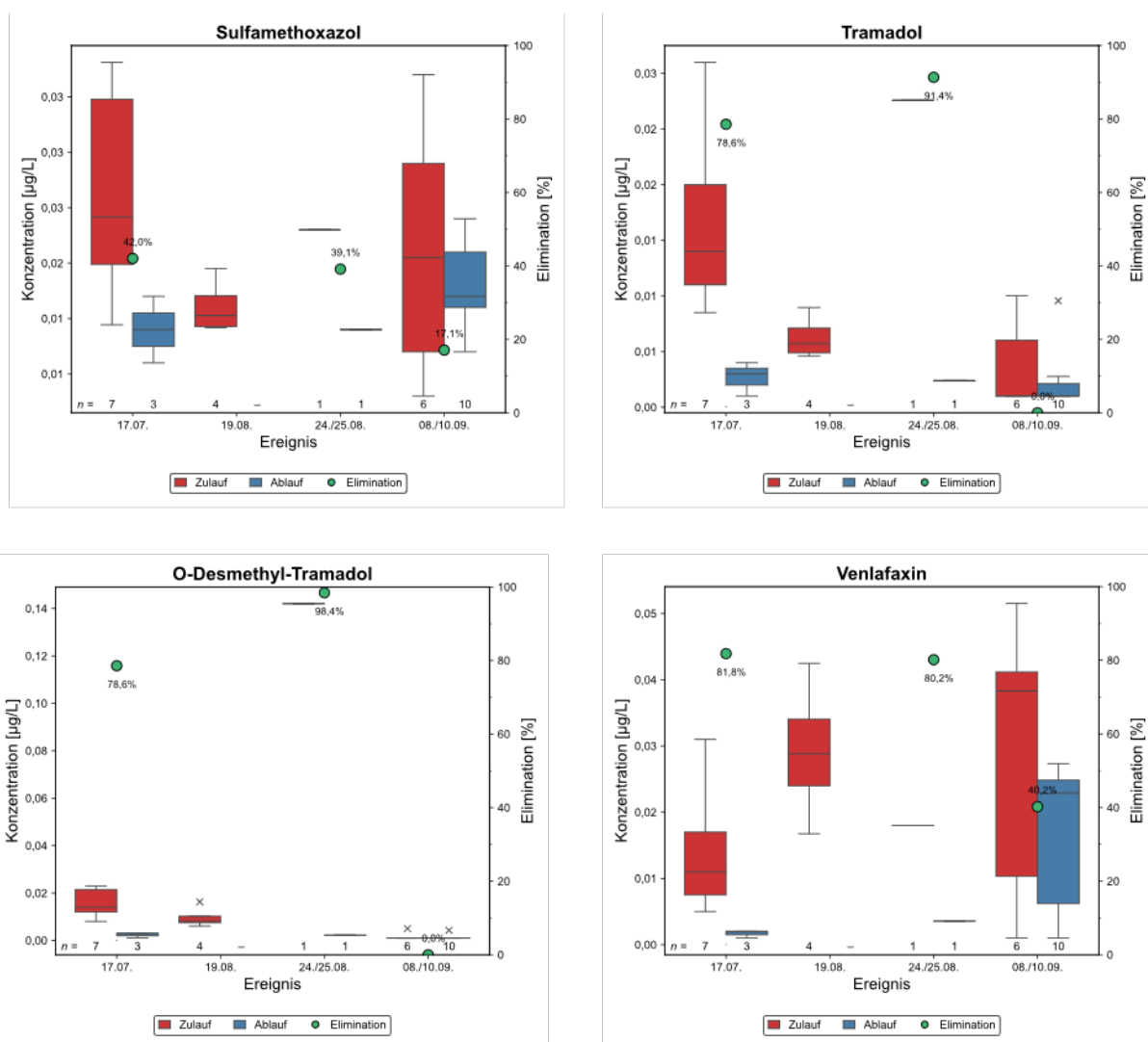


Abbildung 10.9: Konzentrationen pharmazeutischer Wirkstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beobachteten Ereignis (Teil 3)

10.5.2 Industriechemikalien

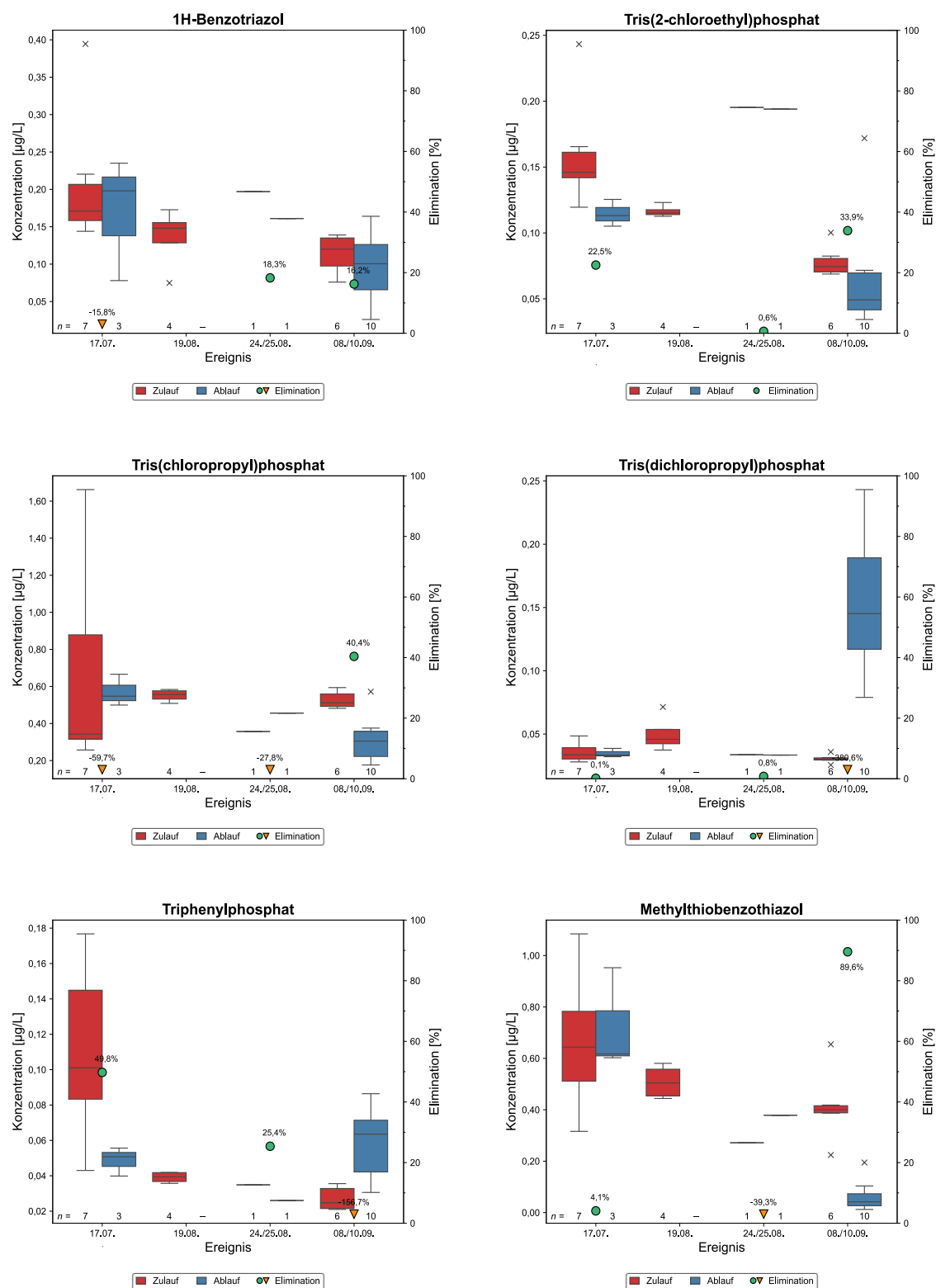


Abbildung 10.10: Konzentrationen Industriechemikalien im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 1)

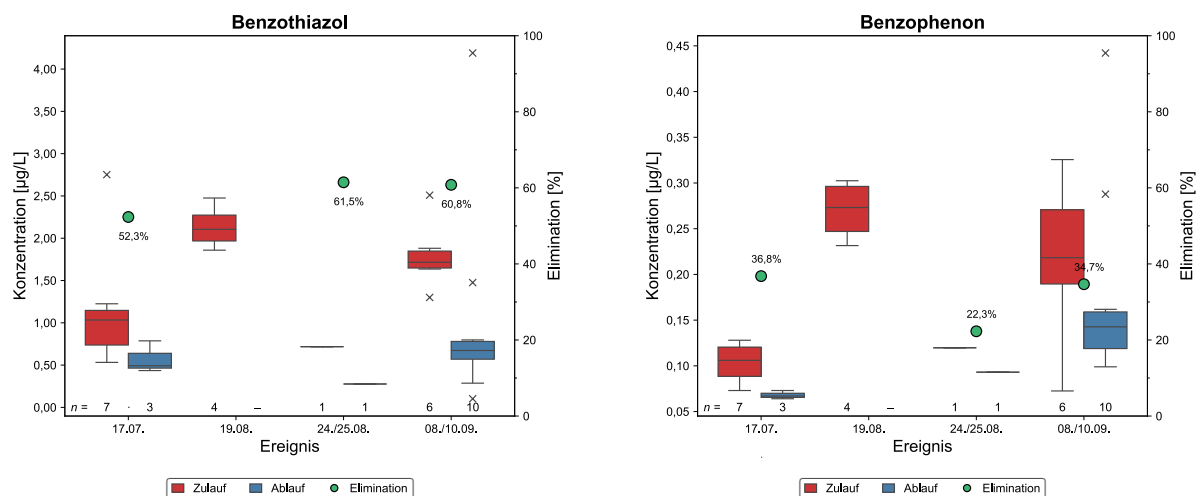


Abbildung 10.11: Konzentrationen Industriechemikalien im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 2)

10.5.3 Sonstige

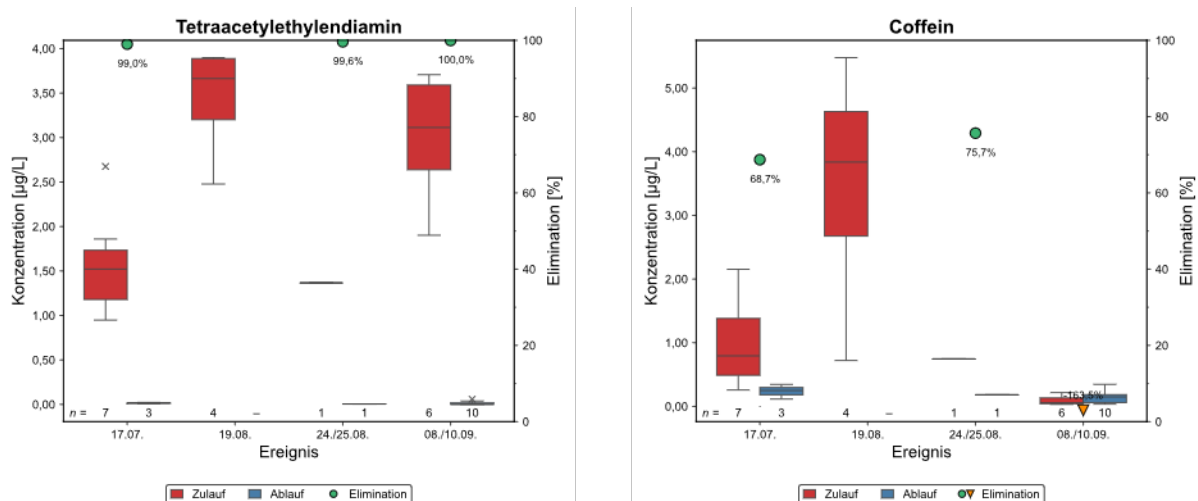


Abbildung 10.12: Konzentrationen Sonstige im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 1)

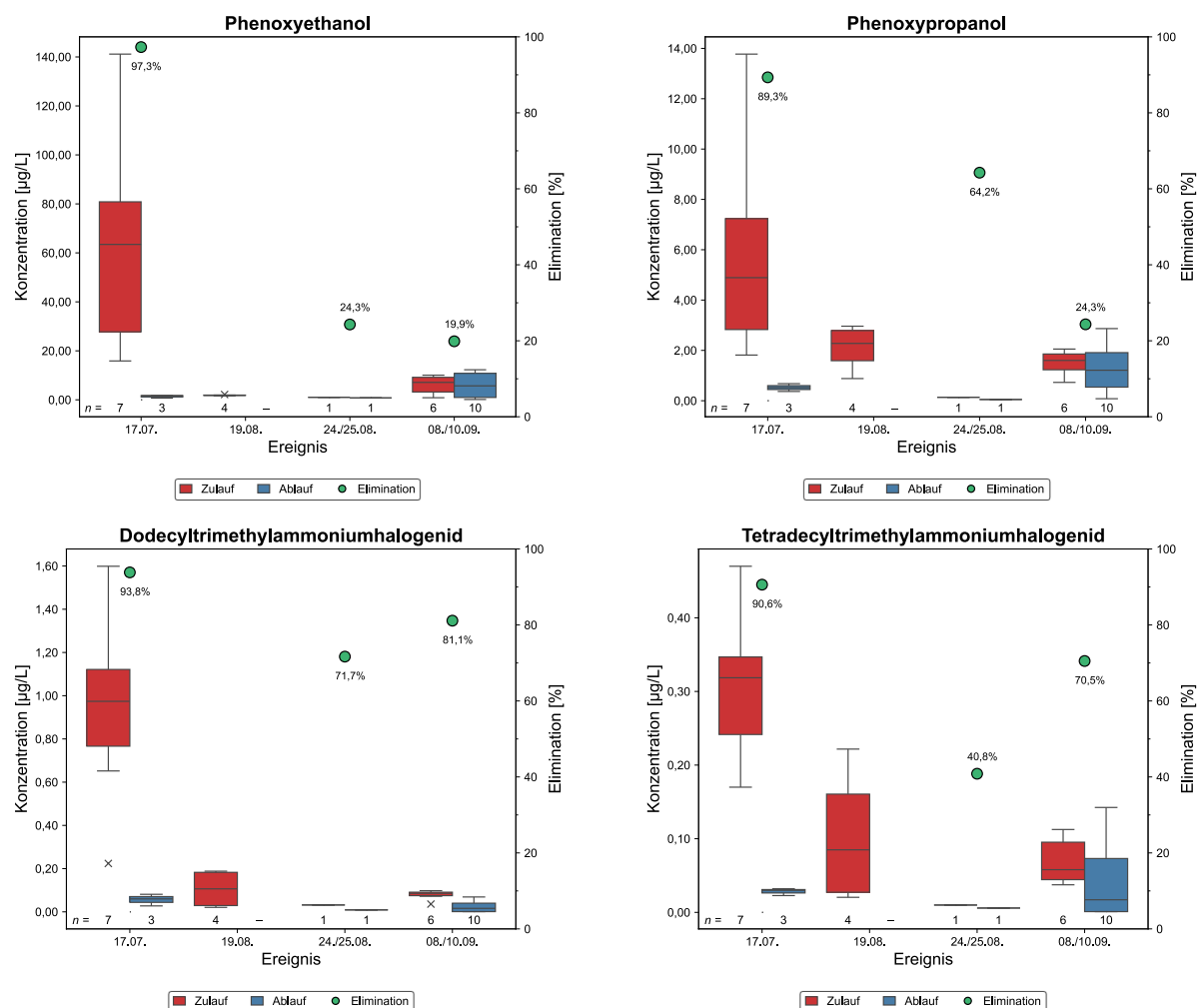


Abbildung 10.13:Konzentrationen Sonstige im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis (Teil 2)

10.5.4 Duftstoffe

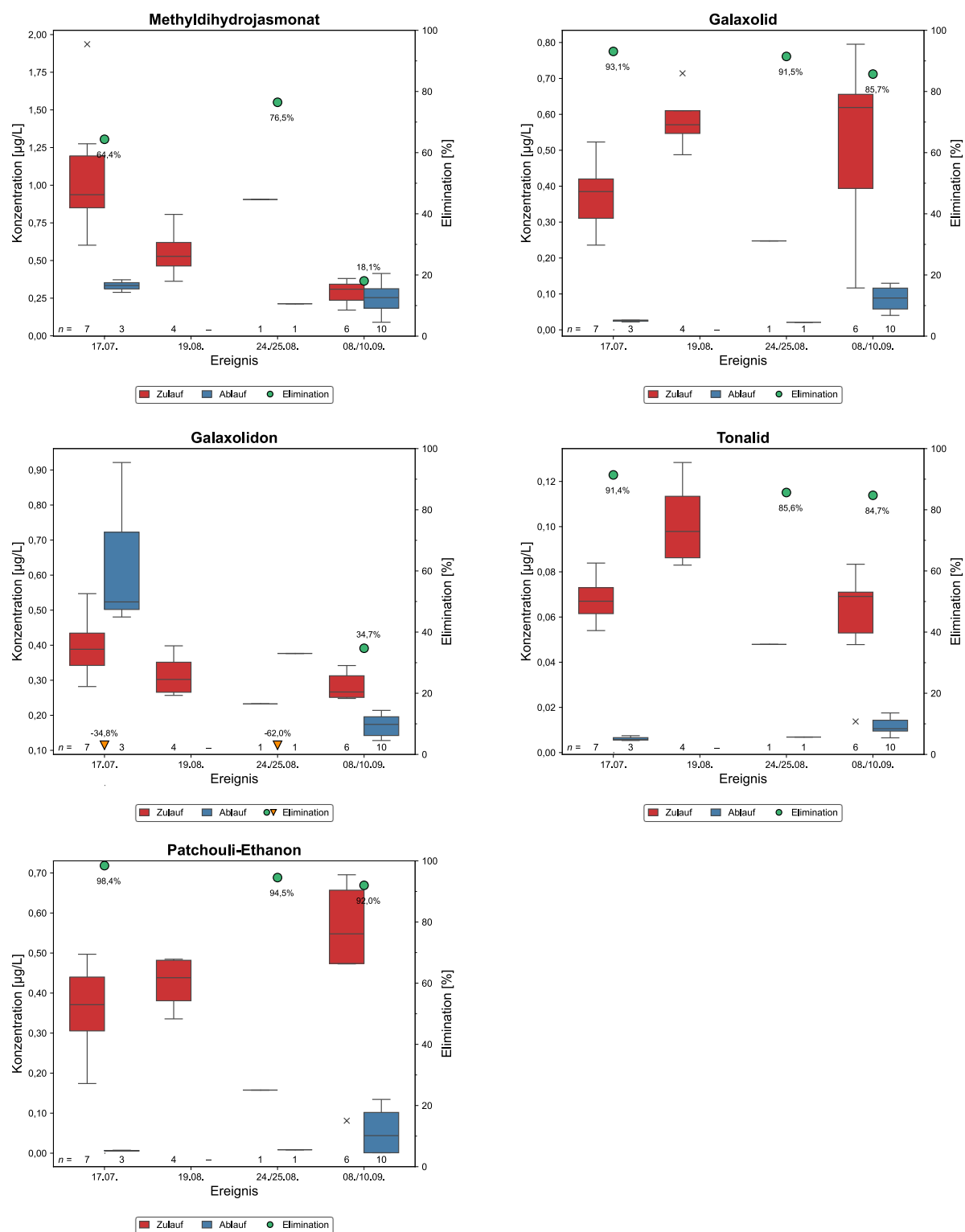


Abbildung 10.14: Konzentrationen Duftstoffe im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

10.5.5 Pestizide

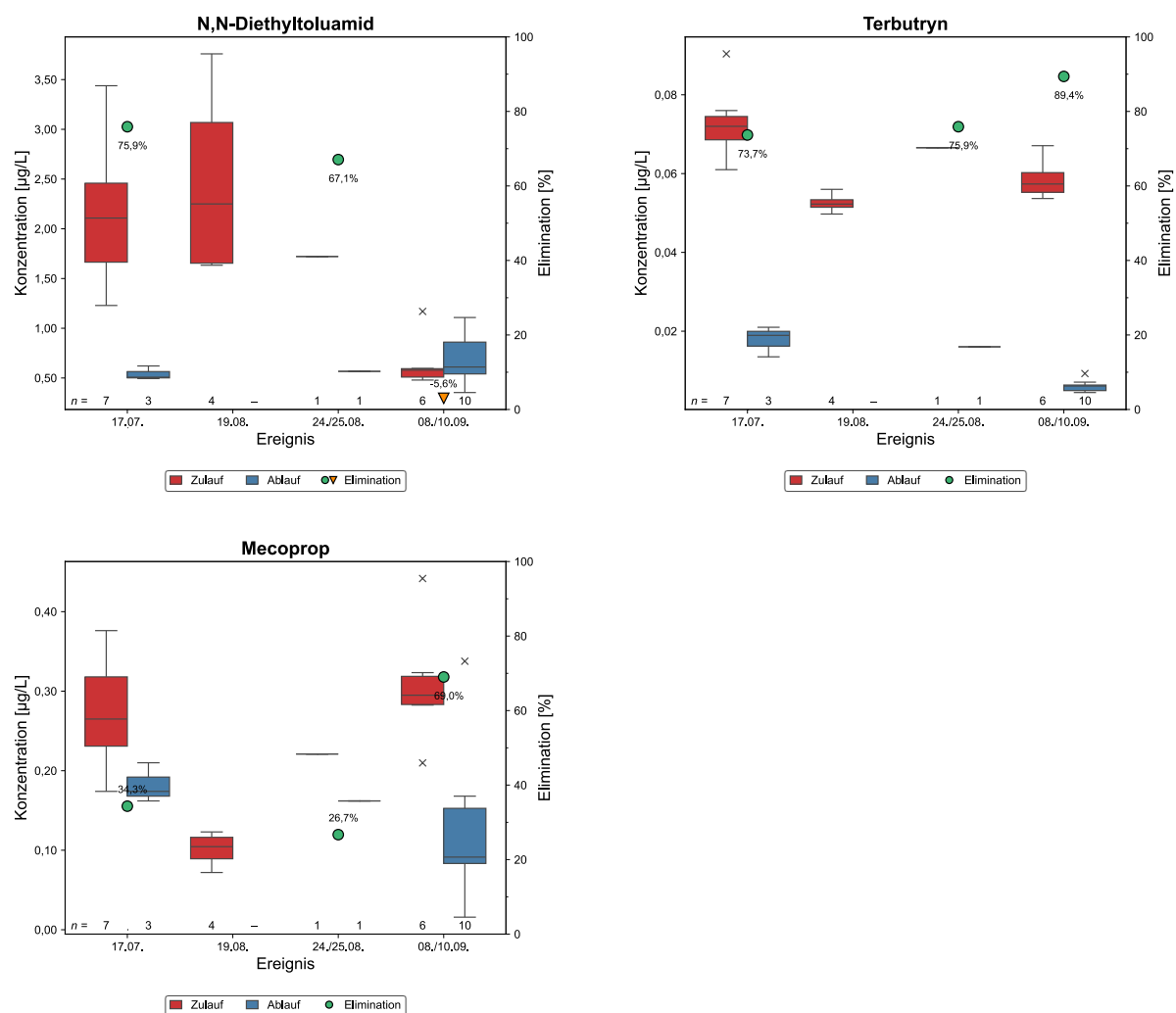


Abbildung 10.15: Konzentrationen Pestizide im Zu- und Ablauf des RBF unter Angabe der Elimination je beprobten Ereignis

10.6 Spurenstofflisten

Tabelle 10.16: Spurenstoffliste B-2017 des KomS (Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW 2018)

Stoffgruppe	Nr.	Einzelsubstanz	BG Ablauf [$\mu\text{g/L}$]
Arzneimittelstoffe	1	Candesartan	0,05
	2	Carbamazepin*	0,025
	3	Diclofenac*	0,025
	4	Hydrochlorothiazid*	0,05
	5	Ibuprofen	0,025
	6	Irbesartan*	0,05
	7	Metoprolol*	0,025
	8	Sulfamethoxazol	0,025
Korrosionsschutzmittel	9	Benzotriazol*	0,05
	10	Σ 4- und 5-Methylbenzotriazol*	0,05
Folgende Röntgenkontrastmittel sind optional mitzubestimmen			
Röntgenkontrastmittel	11	Amidotrizoesäure 0,05	0,05
	12	Iohexol 0,05	0,05
	13	Iomeprol 0,05	0,05
	14	Iopamidol 0,05	0,05
	15	Iopromid 0,05	0,05
* Substanzen, die in Baden-Württemberg für den Nachweis der Einhaltung einer ausreichenden Spurenstoffeliminationsleistung herangezogen werden (Arbeitspapier des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energie-wirtschaft Baden-Württemberg zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg vom 29.03.2018)			

Tabelle 10.17: Spurenstoffe aus EU-KARL (Europäische Union 2024)

Nr.	Kategorie 1 (Stoffe, die sehr leicht zu behandeln sind)
1	Amisulprid
2	Carbamazepin
3	Citalopram
4	Clarithromycin
5	Diclofenac
6	Hydrochlorothiazid
7	Metoprolo
8	Venlafaxin
	Kategorie 2 (Stoffe, die leicht zu entfernen sind)
9	Benzotriazol
10	Candesartan
11	Irbesartan
12	Gemisch aus 4-Methylbenzotriazol und 5-Methylbenzotriazol

10.7 Laborversuche- und Adsorptionsversuche zum Eliminationsverhalten der ausgewählten Leitsubstanzen

10.7.1 Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des DOC (reales Mischwasser)

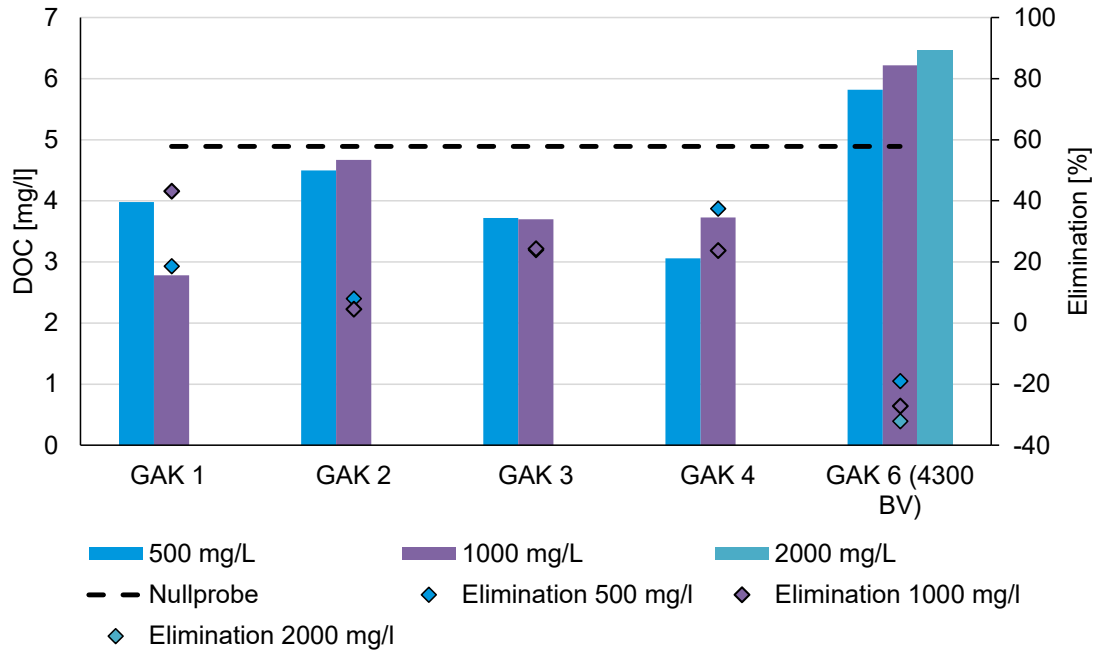


Abbildung 9.16: Schüttelversuche - Verhalten und Elimination des DOC in SV2 (reales Mischwasser)

10.7.2 Schüttelversuche - Mittlere Spurenstoffelimination (KomS Liste B-2017)

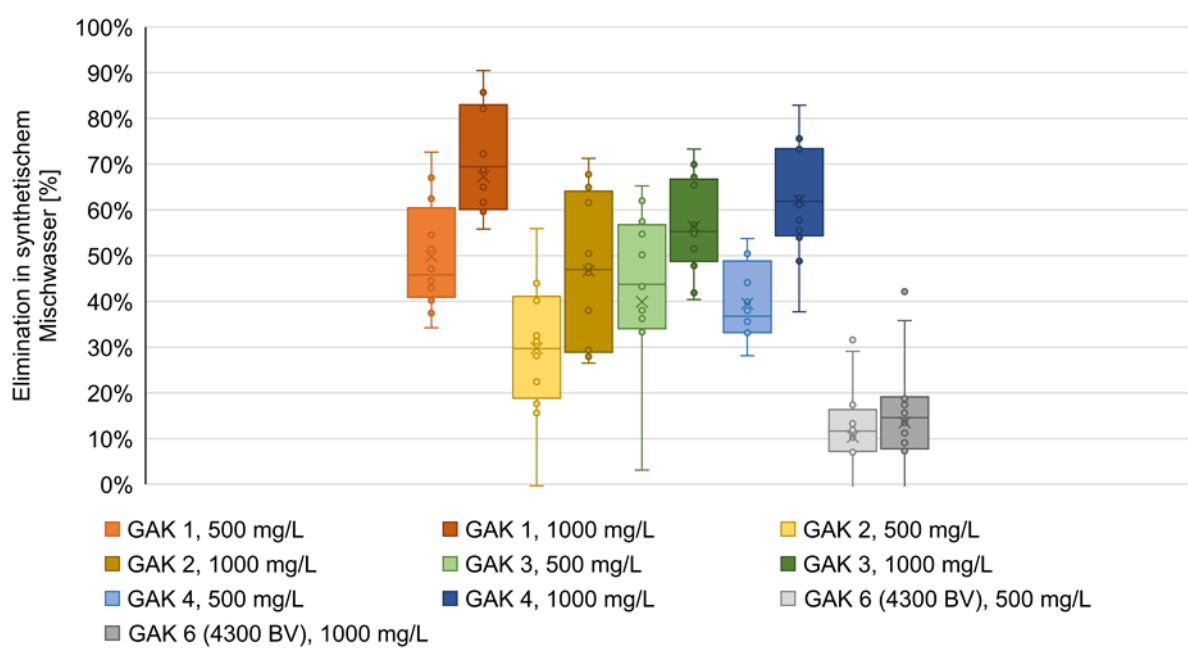


Abbildung 10.17: Eliminationsbandbreiten über alle Einzelstoffe für SV1 mit synthetischem Mischwasser

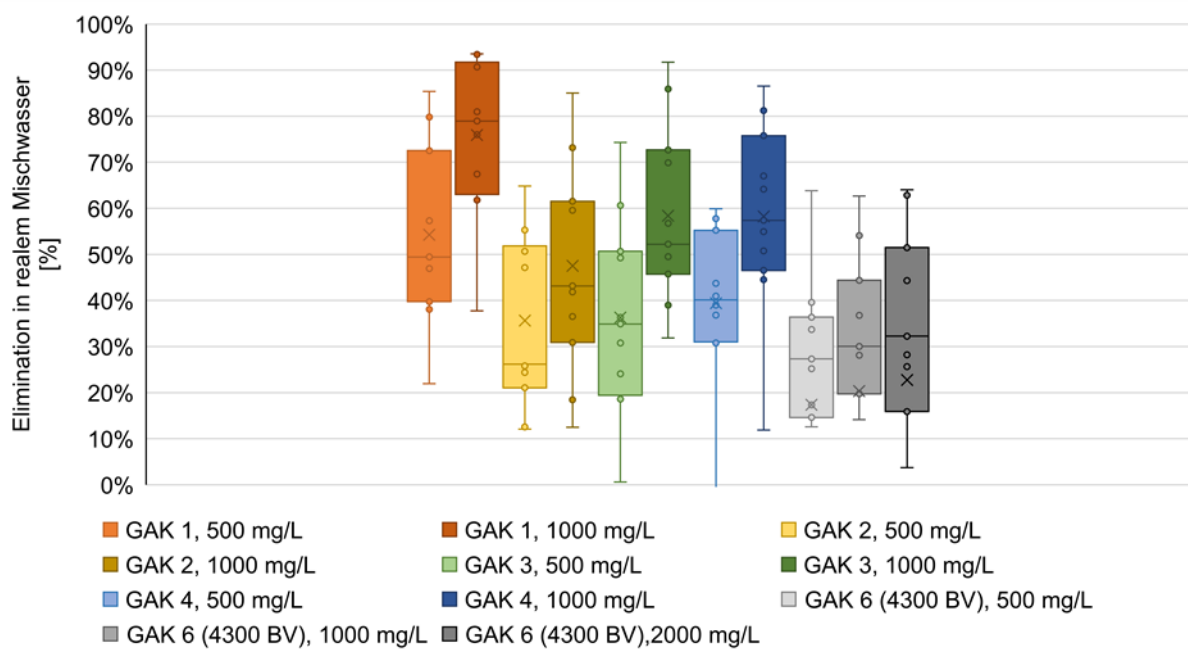


Abbildung 10.18: Eliminationsbandbreiten über alle Einzelstoffe für SV2 mit realem Mischwasser