

# Gesamtbetrachtung Weiterentwicklung Reinigungsleistung ARA

Grundlage zur Umsetzung der Motionen 20.4261 «Reduktion der Stickstoffeinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen» und 20.4262 «Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen für alle Abwasserreinigungsanlagen»



Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW  
Hochschule für Life Sciences  
Institut für Ecopreneurship  
Hofackerstrasse 30  
4132 Muttenz

Datum: 13.02.2024

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt

## Impressum

### Empfohlene Zitierweise

Autor: Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW  
Titel: Gesamtbetrachtung Weiterentwicklung Reinigungsleistung ARA  
Untertitel: Grundlage zur Umsetzung der Motionen 20.4261 «Reduktion der Stickstoffeinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen» und 20.4262 «Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen für alle Abwasserreinigungsanlagen»  
Auftraggeber: Bundesamt für Umwelt  
Ort: Bern und MuttENZ  
Datum: 13.02.2024

### Begleitung seitens Bund

Damian Dominguez (Projektleitung, BAFU)  
Saskia Zimmermann-Steffens, BAFU  
Fabian Soltermann, BAFU  
Michael Schärer, BAFU

### Begleitgruppe / Fachausschuss

Reto Bannier, Kanton Aargau  
Reto Manser, Kanton Bern  
Yves Quirin, Kanton Graubünden  
Roland Girard, Kanton Jura  
Marion Kaufmann, Kanton St. Gallen  
Philipp Stauer, Kanton Solothurn  
Christoph Bitterli, Kanton Solothurn  
Antonio Pessina, Kanton Tessin  
Claude-Alain Jaquerod, Kanton Waadt  
Daniel Obrist, Kanton Wallis  
Edith Durisch, Kanton Zürich  
Sarina Schielke, Kanton Zürich  
Adriano Joss, Eawag  
Eberhard Morgenroth, Eawag  
Christian Abegglen, VSA-CC Abwasserreinigung  
Rebekka Gulde, VSA-Plattform Mikroverunreinigungen  
Pascal Wunderlin, VSA-Plattform Mikroverunreinigungen  
Christoph Egli, ERFA Grosskläranlagen und VSA-Vorstand

### Projektteam FHNW

Michael Thomann  
Roman Schäfer  
Bartosz Kawecki  
Rita Hochstrat  
Andelina Jovanovic  
Elvira Rudin  
Nadja Schillinger

Danksagung: Wir möchten uns insbesondere bei Rebekka Gulde für die hervorragende Zusammenarbeit und die wertvollen Inputs zu den Berichtsteilen Stickstoff und Mikroverunreinigungen bedanken.

Haftungsausschluss: Dieser Bericht wurde im Auftrag des BAFU verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

## Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	5
2	Ausgangslage	6
3	Einleitung	7
4	Datengrundlage	11
5	Ammonium und Nitrit	12
6	Gesamtstickstoff	19
7	Mikroverunreinigungen	33
8	Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)	47
9	Organische Summenparameter (CSB, DOC)	50
10	Phosphor	54
11	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)	59
12	Schlussfolgerung	60
13	Literaturverzeichnis	63
Anhang		69

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Vollständige Bezeichnung
A/I	Alternierend / Intermittierend
AOB	Ammonium oxidierende Bakterien
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogenverbindungen
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BV	Bettvolumen (relevant bei Filtration mit granulierter Aktivkohle)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
E	Einwohner
E <sub>ang</sub>	Angeschlossene Einwohner
EMV	Elimination von Mikroverunreinigungen

Abkürzung	Vollständige Bezeichnung
EBCT	Verweilzeit im Filter (Empty bed contact time)
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwert (entspricht 120 g <sub>CSB</sub> /d im Rohabwasser)
EW <sub>dim</sub>	Dimensionierungsgrösse einer ARA auf Anzahl Einwohnerwerte
FHNW	Fachhochschule Nordwestschweiz
GAK	Granulierte Aktivkohle
GFK	Glasfaserverstärkter Kunststoff
GSchG	Gewässerschutzgesetz
GSchV	Gewässerschutzverordnung
GUS	Gesamte ungelöste Stoffe
HBT	Hunziker Betatech AG
MBR	Membranbioreaktor
MwSt.	Mehrwertsteuer
NOB	Nitrit oxidierende Bakterien
NKB	Nachklärbecken
N / P / C	Stickstoff / Phosphor / Kohlenstoff
OSPAR	Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt im Nordatlantik
PAK	Pulveraktivkohle
Q <sub>347</sub>	Abfluss im Fliessgewässer bei Niedrigwasser ( $\approx$ 5%-Quantil des Abflusses)
SBR	Sequencing Batch Reactor (biologisches Reinigungsverfahren)
VSA	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
WRRL	europäische Wasserrahmenrichtlinie
UVEK	Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation

# 1 Zusammenfassung

In der Schweiz werden 737 Abwasserreinigungsanlagen (ARA) mit einer Ausbaugrösse  $>200 \text{ EW}_{\text{dim}}$  betrieben, wobei die meisten ARA im Schweizer Mittelland liegen. Schweizer ARA müssen gemäss Gewässerschutzverordnung diverse numerische Anforderungen erfüllen, wobei sich die numerischen Anforderungen unter anderem auf die Abwasserparameter Ammonium, Nitrit, gesamte ungelöste Stoffe (GUS), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Gesamtphosphor und adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) beziehen. Mit den Motionen 20.4261 «Reduktion der Stickstoffeinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen» und 20.4262 «Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen für alle Abwasserreinigungsanlagen» wurde der Bundesrat damit beauftragt, die Problematik der Gewässerbelastung durch Stickstoffeinträge und Mikroverunreinigungen aus ARA anzugehen und diesbezüglich Massnahmen zu treffen. Ziel dieser Studie war es, die Auswirkung der Umsetzung der Motionen zu quantifizieren. Zudem wurde die Reinigungsleistung von Schweizer ARA bezüglich weiterer gesetzlich geregelter Abwasserparameter (z. B. CSB, GUS und Phosphor) analysiert und Verbesserungspotentiale aufgezeigt.

Die Studie ergab, dass ungefähr  $46'600 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  mit dem Schweizer Abwasser in ARA gelangen, wovon ungefähr  $24'400 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  (52%) in ARA eliminiert und  $22'200 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  (48%) in Schweizer Gewässer eingetragen werden. Stickstoff, welcher in Schweizer Gewässer eingetragen wird, wird teilweise in Seen über Denitrifikation und Sedimentation eliminiert, der Rest wird über Flüsse in Küstengewässer transportiert. Stickstoffeinträge in Küstengewässer sind problematisch, da sie dort Eutrophierung verursachen. Es ist davon auszugehen, dass ungefähr  $13'100 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  über den Rhein in die Nordsee,  $3'100 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  über die Rhone und den Doubs in den Golf von Lyon,  $530 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  über den Ticino und die Adda in das Adriatische Meer und  $120 \text{ t}_\text{N}/\text{a}$  über den Inn in das Schwarze Meer transportiert werden. Mit dem Ausbau von Schweizer ARA und durch die Implementierung von Optimierungsmassnahmen könnte die Stickstoffelimination über alle Schweizer ARA auf ungefähr 75-85% erhöht und Stickstofffrachten in Küstengewässer stark reduziert werden. Die Anforderungen an die Stickstoffelimination im angrenzenden Ausland (EU) liegen derzeit bei 70-80% wobei in Deutschland über alle ARA eine mittlere Stickstoffelimination von über 80% erreicht wird. Die Anforderungen an die Stickstoffelimination in ARA werden in der EU möglicherweise weiter verschärft. Der Vorschlag der Europäischen Kommission vom Oktober 2022 sieht eine Stickstoffelimination von 85% vor. Die schweizweiten Investitionskosten für die Erhöhung der Stickstoffelimination auf 75-85% liegen im Bereich von rund 2.0-3.5 Mrd. CHF exkl. MwSt. Hinzu kommen Betriebskosten in der Höhe von 45-74 Mio. CHF/a exkl. MwSt.

Bezüglich der Elimination von Mikroverunreinigungen wurden im Rahmen dieser Studie rund 305-350 ARA identifiziert, welche aufgrund der Motion 20.4262 neu Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen umsetzen müssen, um die numerischen Anforderungen im Gewässer der aktuell geltenden Gewässerschutzverordnung einzuhalten. Diese neuen Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen (Ausrüstung von ARAs mit neuen Verfahrensstufen oder eine Umleitung auf eine andere grössere ARA mit einer EMV-Stufe) würden Investitionskosten im Bereich von 800 bis 1'000 Mio. CHF exkl. MwSt. verursachen. Die zusätzlichen Betriebskosten werden auf ca. 18-25 Mio CHF/a exkl. MwSt. geschätzt.

Bezüglich weiterer Abwasserparameter (Ammonium, Nitrit, Phosphor, CSB, GUS etc.) besteht in Schweizer ARA ebenfalls Optimierungspotential. Mit der Umsetzung von Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen und zur Erhöhung der Stickstoffelimination wird die Abwasserreinigung bezüglich dieser Abwasserparameter tendenziell verbessert.

## 2 Ausgangslage

Die Motionen 20.4261 «Reduktion der Stickstoffeinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen» und 20.4262 «Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen für alle Abwasserreinigungsanlagen» wurden im Jahr 2021 vom Parlament angenommen. Mit den Motionen wird der Bundesrat damit beauftragt, die Problematik der Gewässerbelastung durch Stickstoffeinträge und Mikroverunreinigungen aus Abwasserreinigungsanlagen (ARA) anzugehen und diesbezüglich Massnahmen zu treffen. Des Weiteren fordert die Motion 20.4262 zu Mikroverunreinigungen im Einzelnen:

- Die Vorschriften der Gewässerschutzverordnung über die Einleitung von Abwasser in Gewässer (GSchV; SR 814.201 Anhang 3.1 Ziffer 2 Nummer 8) so anzupassen, dass alle ARA, deren Einleitungen Grenzwertüberschreitungen zur Folge haben, Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen umsetzen müssen.
- Im Gewässerschutzgesetz (GSchG) Art. 60b den höchstmöglichen Abgabesatz der Abwasserabgabe des Bundes so weit wie nötig zu erhöhen, um diese zusätzlichen Massnahmen zu finanzieren, sowie die Frist der Abgabeerhebung entsprechend zu verlängern.
- Die Kantone zu verpflichten, dem Bund dazu innerhalb eines Jahres nach Inkrafttreten der entsprechenden Gesetzesvorschriften eine Planung des Ausbaus aller ARA mit Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen vorzulegen.

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) hat die Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW (FHNW) beauftragt, die Auswirkungen der beiden Motionen auf den Abwassersektor zu quantifizieren und gleichzeitig die Reinigungsleistung von Schweizer ARA in Bezug auf verschiedene Abwasserparameter kritisch zu analysieren. Die Erarbeitung der technischen Grundlagen zur Umsetzung der beiden Motionen soll folgende Fragen beantworten:

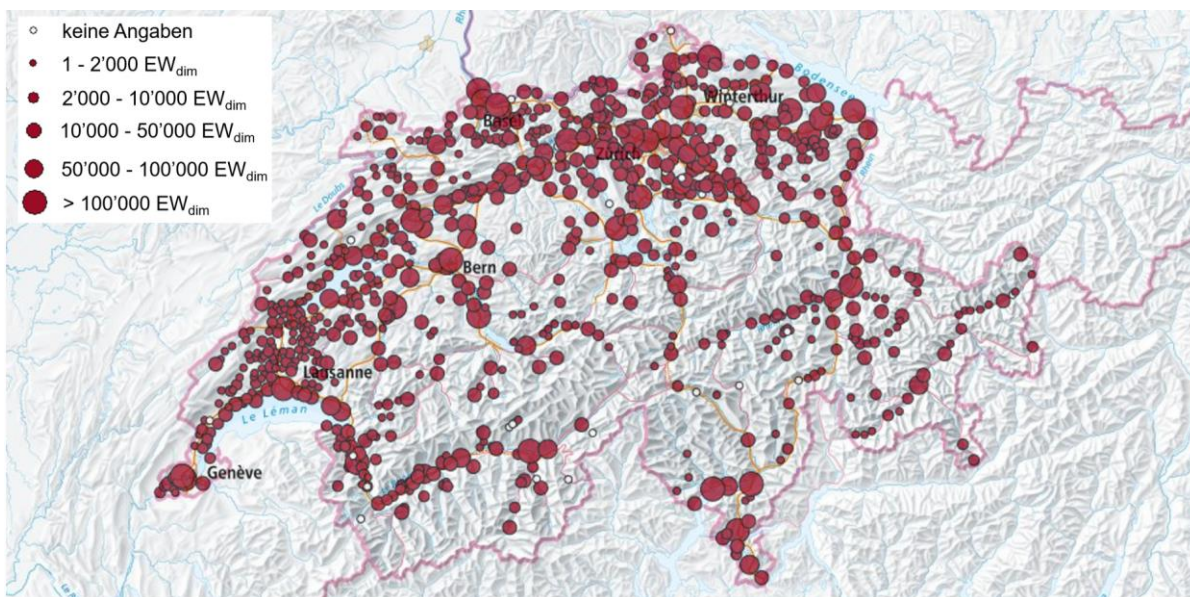
1. Stand der Technik Stickstoff: Welche Ablaufkonzentrationen von Ammonium, Nitrit und Gesamtstickstoff können mit international anerkannten Reinigungsverfahren in ARA erreicht werden?
2. IST-Zustand Stickstoff: Welche Ablaufkonzentrationen von Ammonium, Nitrit und Gesamtstickstoff werden heute in Schweizer ARA erreicht?
3. Optimierungspotential Stickstoff: Können Ablaufkonzentrationen von Ammonium, Nitrit und Gesamtstickstoff in Schweizer ARA reduziert werden? Falls ja, mit welchen Massnahmen und zu welchen Kosten? Mit welchen Nebeneffekten ist auf den ARA-Betrieb zu rechnen?
4. Mikroverunreinigungen: Wie viele und welche ARA in der Schweiz müssten gemäss den Forderungen der Motion 20.4262 neu Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen treffen? Wie viel würde die Umsetzung dieser neuen Massnahmen kosten?

Zusätzlich zu den technischen Grundlagen, welche der Umsetzung der Motionen dienen, soll die Reinigungsleistung von Schweizer ARA in Bezug auf ausgewählte Abwasserparameter, welche im Anhang 3.1 der Gewässerschutzverordnung geregelt sind, analysiert werden. Die ausgewählten Parameter sind: Phosphor, chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), gesamte unlöslige Stoffe (GUS) und adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX).



### 3 Einleitung

In der Schweiz werden, gemäss einer Kennzahlenerhebung des Verbands Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) aus dem Jahr 2020, 737 Abwasserreinigungsanlagen (ARA) mit einer Ausbaugrösse  $>200 \text{ EW}_{\text{dim}}$  betrieben, wovon sich die meisten im Schweizer Mittelland befinden (Abbildung 1). In Schweizer ARA werden verschiedene biologische Reinigungsverfahren eingesetzt, wobei gemäss VSA-Kennzahlenerhebung aus dem Jahr 2020 ungefähr 79% des Schweizer Abwassers in Belebtschlammanlagen (konventionell bzw. Belebtschlammbecken mit Nachklärung, A/I, SBR, MBR, Hoch-Schwachlast) und 21% in Biofilmanlagen (Festbett, Wirbelbett / Hybrid, Tropfkörper, Tauchtropfkörper) behandelt wird.



**Abbildung 1: Abwasserreinigungsanlagen in der Schweiz (Bundesamt für Landestopografie swisstopo, 2023).**

Schweizer ARA müssen gemäss der schweizerischen Gewässerschutzverordnung eine Reihe von numerischen Anforderungen erfüllen (Tabelle 1). Die numerischen Anforderungen müssen in einer bestimmten Anzahl der Proben, welche innerhalb eines Jahres gemessen wurden, eingehalten werden (typischerweise in 90% der Proben), wobei bei den Parametern GUS, CSB, DOC und  $\text{BSB}_5$  bestimmte Spitzenwerte nie überschritten werden dürfen (GSchV, Anhang 3.1, Ziffer 42, Stand 01.02.2023).

Zurzeit bestehen in der GSchV keine quantitativen numerischen Anforderungen an die Elimination von Stickstoff. ARA müssen lediglich so betrieben werden, dass «möglichst viel Stickstoff eliminiert wird» (GSchV, Anhang 3.1 Stand 01.02.2023). Ausnahmen gelten für ARA im Rheineinzugsgebiet, für welche aufgrund des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt im Nordatlantik (OSPAR) ein Reduktionsziel von 2'600 Tonnen gegenüber 1995 festgelegt wurde. Dieses Ziel wurde bereits erreicht. Mitgliedstaaten der Europäischen Union müssen eine Stickstoffelimination in ARA von mindestens 70-80% erreichen (Europäischen Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG). In Deutschland werden diese Anforderungen grösstenteils eingehalten. Über alle deutschen ARA wird eine mittlere Stickstoffelimination von ungefähr 83% erreicht (DWA, 2020). Die aus verschiedenen Studien abgeschätzten Stickstoffeinträge in Schweizer Gewässer belaufen sich auf ungefähr 76'000 t<sub>N</sub>/a, womit Stickstoffeinträge aus ARA ungefähr 30% ausmachen (Tabelle 2).

**Tabelle 1: Numerische Anforderungen an die Einleitung von kommunalem Abwasser in Gewässer für ARA > 200 EW gemäss GSchV Anhang 3.1 (Stand 01.02.2023).**

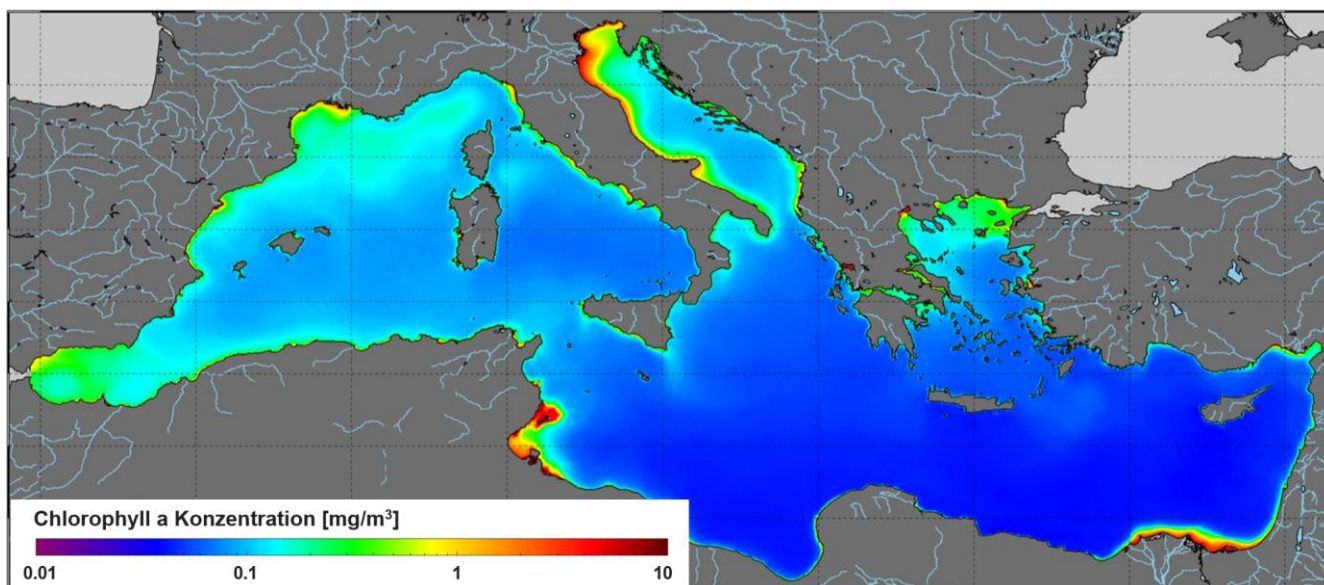
Parameter	Anforderungen gelten für	Anforderungen
Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)	ARA < 10'000 EW	20 mg <sub>GUS</sub> /l im Ablauf
	ARA > 10'000 EW	15 mg <sub>GUS</sub> /l im Ablauf
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	ARA < 10'000 EW	60 mg <sub>CSB</sub> /l im Ablauf, 80%-Elimination
	ARA > 10'000 EW	45 mg <sub>CSB</sub> /l im Ablauf, 85%-Elimination
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> )	ARA < 10'000 EW	20 mg <sub>BSB5</sub> /l, 90%-Elimination
	ARA > 10'000 EW	15 mg <sub>BSB5</sub> /l, 90%-Elimination
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	ARA > 2'000 EW	10 mg <sub>DOC</sub> /l im Ablauf, 85%-Elimination
Durchsichtigkeit (Snellen)	Alle ARA	30 cm im Ablauf
Ammonium (Summe von NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N und NH <sub>3</sub> -N)	ARA, bei welchen Ammonium negative Auswirkungen auf das aufnehmende Gewässer haben kann	Bei Abwassertemperaturen > 10°C: 2 mg <sub>N</sub> /l im Ablauf, 90%-Elimination
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)	Optionaler Richtwert für alle ARA	0.3 mg <sub>N</sub> /l im Ablauf
Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)	Alle ARA	0.08 mg <sub>X</sub> /l im Ablauf
Organische Spurenstoffe (Mikroverunreinigungen)	ARA > 80'000 E <sub>ang</sub>	80%-Elimination von Leitsubstanzen
	ARA > 24'000 E <sub>ang</sub> im Einzugsgebiet von Seen	80%-Elimination von Leitsubstanzen
	ARA > 8'000 E <sub>ang</sub> , die in ein Fließgewässer mit einem Anteil von >10% bezüglich organische Spurenstoffe ungereinigtem Abwasser einleiten oder wenn besondere hydrogeologische Verhältnisse vorliegen	80%-Elimination von Leitsubstanzen
Gesamtphosphor	ARA im Einzugsgebiet von Seen	0.8 mg <sub>P</sub> /l, 80%-Elimination
	ARA an Fließgewässern, wenn Schutz des Gewässers erforderlich	0.8 mg <sub>P</sub> /l, 80%-Elimination
	ARA > 10'000 EW an Fließgewässern im Einzugsgebiet des Rheins	0.8 mg <sub>P</sub> /l, 80%-Elimination

**Tabelle 2: Stickstoffeinträge in Schweizer Gewässer.**

Eintragspfad	N-Fracht [t <sub>N</sub> /a]	Anteil	Quelle
Diffuse anthropogene Quellen exkl. Mischwasserüberläufe	33'300	44%	Hürdler, Parsuhn und Spiess 2015
Abwasserreinigungsanlagen	23'000	30%	Strähl, et al. 2013
Diffuse natürliche Quellen	18'200	24%	Hürdler, Parsuhn und Spiess 2015
Mischwasserüberläufe	1'000 - 2'000	2%	Strähl, et al. 2013
Total	76'000	100%	



Stickstoff, welcher in Schweizer Gewässer eingeleitet wird, wird teilweise in Seen über Denitrifikation und Sedimentation eliminiert (Müller, et al. 2022) und über den Rhein in die Nordsee, über die Rhone und die Doubs in den Golf von Lyon und über den Ticino und die Adda in das Adriatische Meer transportiert. Stickstoffeinträge in Küstengewässer sind problematisch, da sie dort Eutrophierung und Algenblüten verursachen (Karydis und Kitsiou 2012; EEA, 2001). Die Nordsee weist gemäss Kriterien der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) einen «schlechten» bis «mässigen» ökologischen Zustand auf, wobei die Nährstoffbelastung durch Stickstoff und Phosphor als Hauptursache angesehen wird (Umweltbundesamt, 2021). Im Mittelmeer sind insbesondere Küstenregionen betroffen, wobei die Küsten im Golf von Lyon und im Adriatischen Meer aufgrund von Stickstoff- und Phosphoreinträgen permanent eutrophiert sind (Karydis & Kitsiou, 2012) und deswegen ein erhöhtes Algenwachstum aufweisen (Abbildung 2). In Extremfällen kann der Abbau von abgestorbenen Algen zu sauerstoffarmen Zonen im Tiefenwasser führen, wobei die meisten Lebewesen im Tiefenwasser nicht mehr überleben können. Welchen Einfluss Stickstoff auf Schweizer Süssgewässer hat und welche Rolle dieser bei Algenblüten spielt, ist nicht vollständig geklärt. Eine Reduktion der Stickstoffeinträge in Schweizer Gewässer könnte potenziell auch lokal positive Effekte mit sich bringen.



**Abbildung 2:** Durchschnittliche Chlorophyll a Konzentration im Mittelmeer zwischen 1998 und 2009 basierend auf Satellitenbildern (Grafik aus Colella et al. (2016)).

Organische Spurenstoffe müssen, je nach Anzahl angeschlossener Einwohner und je nachdem, ob das gereinigte Abwasser in einen See oder in ein Fließgewässer mit einem Abwasseranteil >10% eingeleitet wird, in ARA eliminiert werden (Tabelle 1). Am 1. April 2020 trat die revidierte Gewässerschutzverordnung in Kraft, in welcher neue Anforderungen an die Wasserqualität in oberirdischen Gewässern definiert wurden. Seither dürfen Konzentrationen von ausgewählten organischen Spurenstoffen bestimmte Grenzwerte, welche auf ökotoxikologischen Studien basieren, in Oberflächengewässern nicht mehr überschreiten (GSchV, Anhang 2, Ziffer 11, Nummern 3 & 4, Stand 01.02.2023). Zu den ausgewählten organischen Spurenstoffen gehören drei Arzneimittel (Azithromycin, Clarithromycin, Diclofenac) und neunzehn Pestizide (Azoxystrobin, Chlorpyrifos, Cypermethrin, Cyprodinil, Diazinon, Diuron, Epoxycarbazol, Imidacloprid, Isoproturon, MCPA, Metazachlor, Metribuzin, Nicosulfuron, Pirimicarb, S-Metolachlor, Terbutylazin, Terbutryn, Thiacloprid, Thiamethoxam). Die ausgewählten Arzneimittel und viele der ausgewählten Pestizide werden in kommunalen Abwässern nachgewiesen und werden in ARA, welche

über keine zusätzliche Stufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen verfügen, oft nur zu geringen Anteilen eliminiert (Kanton Waadt 2019; Munz, et al. 2017). Die neu definierten Grenzwerte werden insbesondere in Fliessgewässern überschritten, welche einen hohen Abwasseranteil aufweisen bzw. wenig natürliches Wasser und viel gereinigtes Abwasser führen. Diclofenac gehört zu den besonders problematischen Spurenstoffen, da Diclofenac in hohen Konzentrationen im Rohabwasser vorhanden ist, in ARA sehr schlecht eliminiert wird (Kanton Waadt, 2019) und bereits bei tiefen Konzentrationen toxisch auf Wasserorganismen wirkt (Oekotoxzentrum, 2023). Die numerische Anforderung für Diclofenac (GSchV, Anhang 2, Ziffer 11, Nummern 3 & 4, Stand 01.02.2023) wird in Fliessgewässern bereits bei tiefen Abwasseranteilen (< 5%) überschritten, wobei in der Schweiz viele Fliessgewässer betroffen sind (Gulde et al., 2024, Eawag, 2023). Die bestehenden Anforderungen an den Ausbau von ARA bzw. die Implementierung von zusätzlichen Reinigungsstufen zur Elimination von organischen Spurenstoffen (GSchV; Anhang 3.1 Ziffer 2 Nummer 8) reichen nicht aus, um die Anforderungen an die Qualität von oberirdischen Gewässern (GSchV, Anhang 2, Ziffer 11, Nummer 3 Stand 01.02.2023) einzuhalten. Die Motion 20.4262 fordert deshalb, dass die Anforderungen an die Elimination von Mikroverunreinigungen in ARA (GSchV; Anhang 3.1 Ziffer 2 Nummer 8) so angepasst werden, dass alle ARA, welche Grenzwertüberschreitungen verursachen, Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen umsetzen müssen.

In dieser Studie wurden die technischen Grundlagen zur Umsetzung der Motionen 20.4261 «Reduktion der Stickstoffeinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen» und 20.4262 «Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen für alle Abwasserreinigungsanlagen» erarbeitet. Stickstoffmengen, welche über Schweizer ARA in Gewässer eingeleitet werden, und Stickstoffeliminationen in Schweizer ARA wurden anhand von aktuellen Daten (VSA-Kennzahlenerhebung 2020, Kantonale ARA-Betriebsdaten 2019-2021) untersucht und Optimierungspotentiale wurden definiert. Die Reinigungsleistung in Schweizer ARA bezüglich der Abwasserparameter Ammonium, Nitrit, GUS, CSB, Phosphor und AOX wurde ebenfalls untersucht. In Bezug auf Mikroverunreinigungen wurden unter anderem ARA, welche zu Grenzwertüberschreitungen im aufnehmenden Gewässer führen, identifiziert und es wurden Optimierungspotentiale abgeklärt.

## 4 Datengrundlage

Für diese Studie wurden Daten aus der VSA-Kennzahlenerhebung (2020) sowie ARA-Betriebsdaten der Kantone Zürich, Bern, Waadt, St. Gallen, Graubünden und Wallis (2019-2021) verwendet. Daten aus der VSA-Kennzahlenerhebung (2020) umfassen Informationen zu verschiedenen Verfahren in Schweizer ARA sowie gemessene Jahresmittelwerten, wie z. B. die mittlere Ammoniumablaufkonzentration im Jahr 2020. In der VSA-Kennzahlenerhebung (2020) wurden Daten in den meisten Schweizer ARA erhoben. Teilweise fehlten jedoch Daten in bestimmten Kantonen. ARA-Betriebsdaten der Kantone Zürich, Bern, Waadt, St. Gallen, Graubünden und Wallis (2019-2021) beinhalteten zeitlich hochaufgelöste Zulauf- und Ablaufkonzentrationen sowie Informationen zu verschiedenen Betriebsparametern (z. B. mittlere tägliche Abwassertemperatur, mittlere tägliche Überschussschlammmenge). Die hochaufgelösten Daten aus diesen Kantonen wurden verwendet, um Korrelationen zwischen bestimmten Parametern herzustellen (z.B. Anzahl angeschlossene Einwohner und Stickstofffracht im Zulauf). Die Korrelationen wurden teilweise verwendet, um bestimmte Parameterwerte bei ARA, für welche keine Daten vorhanden waren, abzuschätzen. Basierend auf den vorliegenden Datensätzen wurden 737 ARA mit einer Ausbaugrösse  $>200 \text{ EW}_{\text{dim}}$  identifiziert (Tabelle 3). ARA  $<200 \text{ EW}_{\text{dim}}$  wurden innerhalb dieser Studie nicht beachtet, da diese einen sehr kleinen Anteil des Schweizer Abwassers behandeln.

**Tabelle 3: Anzahl ARA Schweiz mit einer Ausbaugrösse  $> 200 \text{ EW}_{\text{dim}}$  nach Abwasserreinigungsverfahren.**

Verfahren		Anzahl ARA Schweiz	Anteil EW Ausgebaut [ $\text{EW}_{\text{dim}} / \text{EW}_{\text{dim,CH}}$ ]
Belebtschlamm	Konventionell	415	63%
	A / I	11	10%
	SBR	68	4%
	MBR	6	1%
	Hoch-Schwachlast	5	0.3%
Biofilm	Festbett	21	12%
	Wirbelbett / Hybrid	52	6%
	Tropfkörper	57	2%
	Tauchtropfkörper	49	1%
	Pflanzenkläranlage	11	0.1%
	Keine Angabe	42	0.7%

## 5 Ammonium und Nitrit

### 5.1 Stand der Technik: Theorie

Die wissenschaftliche Theorie besagt, dass eine stabile Nitrifikation in ARA zu erwarten ist, wenn die für das Wachstum von nitrifizierenden Mikroorganismen erforderlichen Bedingungen kontinuierlich gegeben sind (Schlammalter, Sauerstoffkonzentration, pH usw.) und keine Hemmung durch toxische Stoffe, beispielsweise aus Industriebetrieben, auftritt. In einem Belebtschlammreaktor, der kontinuierlich mit Abwasser beschickt wird, stellt sich nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewicht ein, bei welchem Ammonium oxidierende Bakterien (AOB) und Nitrit oxidierende Bakterien (NOB) gleich schnell wachsen, wie sie über Überschussschlamm und Schlammabtrieb entfernt werden. In einem komplett durchmischten Belebtschlammreaktor ergeben sich die theoretischen Ablaufkonzentrationen im Gleichgewicht gemäss:

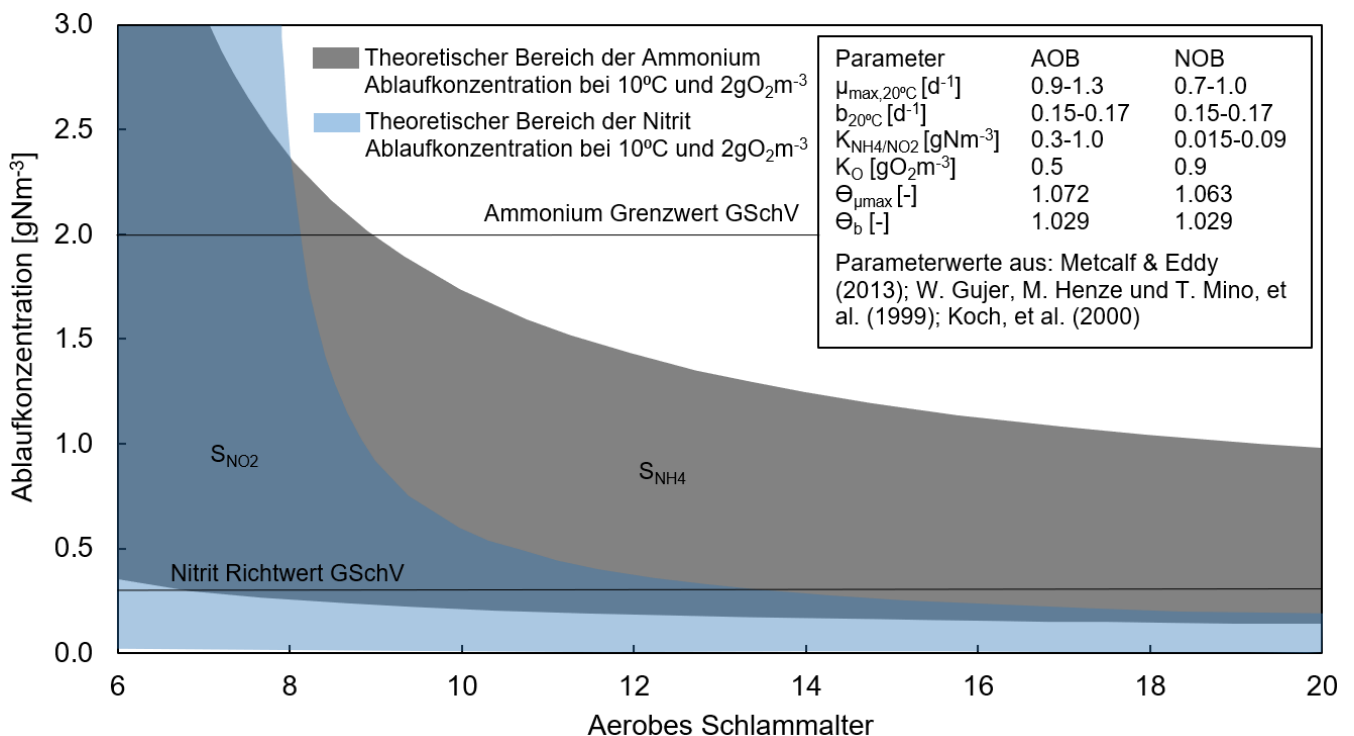
$$S_{\text{NH}_4} = \frac{K_{\text{NH}_4}(1+b_{\text{AOB}}\text{SRT})}{\text{SRT}\left(\mu_{\text{max,AOB}}\left(\frac{S_0}{S_0+K_{\text{O,AOB}}}\right)-b_{\text{AOB}}\right)-1} \quad S_{\text{NO}_2} = \frac{K_{\text{NO}_2}(1+b_{\text{NOB}}\text{SRT})}{\text{SRT}\left(\mu_{\text{max,NOB}}\left(\frac{S_0}{S_0+K_{\text{O,NOB}}}\right)-b_{\text{NOB}}\right)-1} \quad (\text{Metcalf \& Eddy 2013})$$

$S_{\text{NH}_4}$  [gNm<sup>-3</sup>] = NH<sub>4</sub> Ablaufkonzentration  
 $\mu_{\text{max,AOB}}$  [d<sup>-1</sup>] = maximale Wachstumsrate AOB  
 $b_{\text{AOB}}$  [d<sup>-1</sup>] = endogene Zerfallsrate AOB  
 $K_{\text{O,AOB}}$  [gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>] = O<sub>2</sub> Halbsättigungskonstante AOB  
 $K_{\text{NH}_4}$  [gNm<sup>-3</sup>] = NH<sub>4</sub> Halbsättigungskonstante  
 $S_0$  [gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>] = O<sub>2</sub> Konzentration Reaktor

$S_{\text{NO}_2}$  [gNm<sup>-3</sup>] = NO<sub>2</sub> Ablaufkonzentration  
 $\mu_{\text{max,NOB}}$  [d<sup>-1</sup>] = maximale Wachstumsrate NOB  
 $b_{\text{NOB}}$  [d<sup>-1</sup>] = endogene Zerfallsrate NOB  
 $K_{\text{O,NOB}}$  [gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup>] = O<sub>2</sub> Halbsättigungskonstante NOB  
 $K_{\text{NO}_2}$  [gNm<sup>-3</sup>] = NO<sub>2</sub> Halbsättigungskonstante  
 $\text{SRT}$  = Aerobes Schlammalter

Annahmen: pH im Reaktor bei pH 7.0-8.0 und Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate und Zerfallrate gemäss  $k_T = k_{20^\circ\text{C}}\theta^{T-20}$  mit Temperatur T, Rate k und Temperaturkoeffizient  $\theta$  (Metcalf & Eddy 2013).

Bei gegebenen Umweltbedingungen sind die theoretischen Ablaufkonzentrationen vom aeroben Schlammalter und von den Wachstumsparametern der nitrifizierenden Mikroorganismen abhängig.



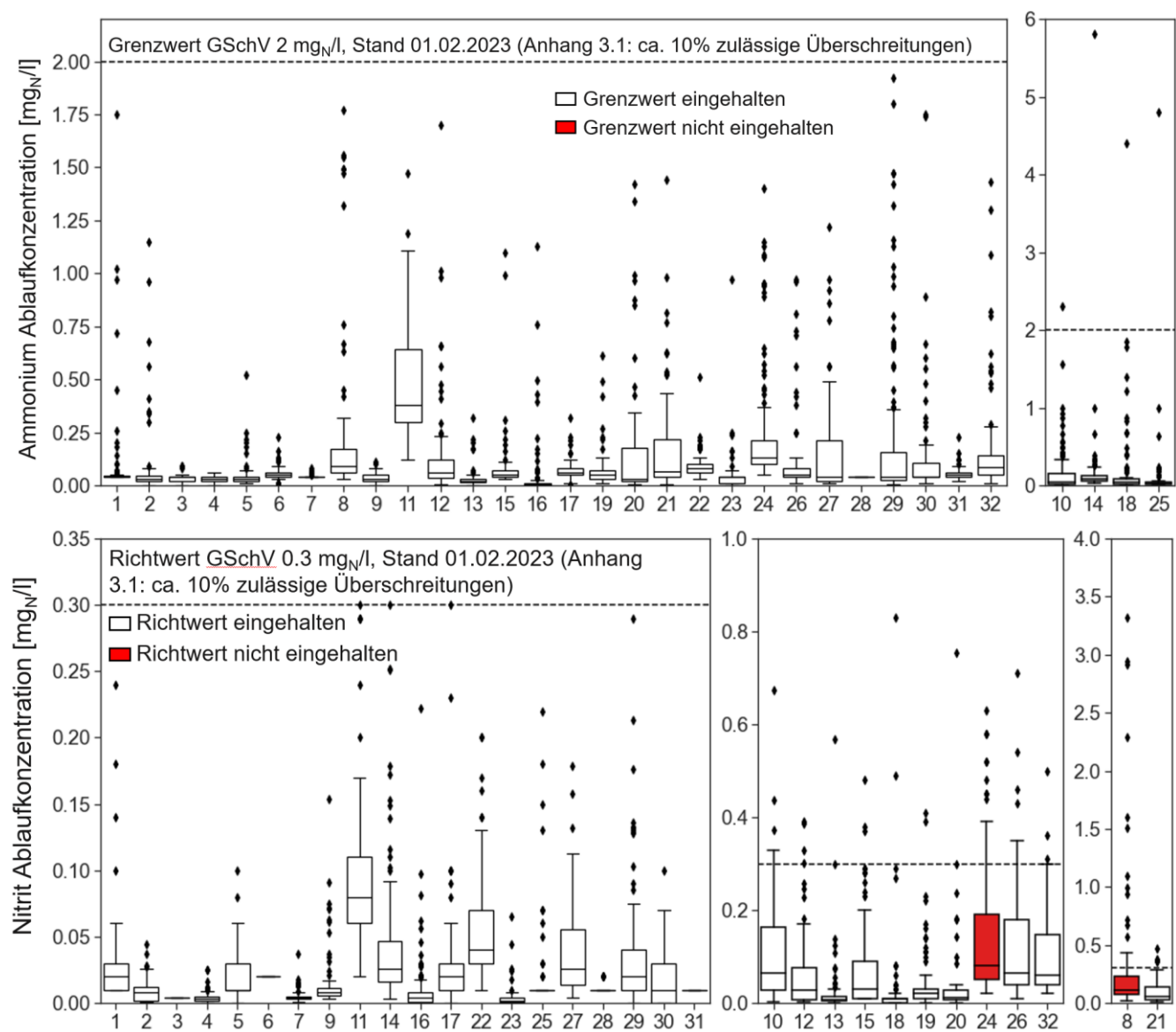
**Abbildung 3:** Theoretische Ammonium und Nitrit Ablaufkonzentrationen in einem komplett durchmischtem Belebtschlammreaktor im Gleichgewicht mit verschiedenen Wachstumsparametern.

Abbildung 3 zeigt, dass der Ammonium-Grenzwert und der Nitrit-Richtwert bei einer Abwassertemperatur von 10°C auch mit unvorteilhaften Wachstumsparametern theoretisch eingehalten werden, vorausgesetzt der Belebtschlammreaktor wird bei einem aeroben Schlammalter >14 Tage und einer Sauerstoffkonzentration von 2 gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup> betrieben. Höhere Sauerstoffkonzentrationen als 2 gO<sub>2</sub>m<sup>-3</sup> können notwendig sein, wenn die Belebtschlammflockenstruktur ungünstig für die Diffusion von Sauerstoff ist (höhere K<sub>O</sub>-Werte für AOB und NOB möglich).

Die Abhängigkeit der Ammonium- und Nitritablaufkonzentration vom Schlammalter, welche anhand eines komplett durchmischten Belebtschlammreaktors im Gleichgewicht aufgezeigt wurde, ist auch auf grosstechnische Belebtschlammbecken übertragbar. Es ist jedoch zu beachten, dass grosstechnische Belebtschlammbecken nicht komplett durchmischt sind und nicht kontinuierlich mit der gleichen Abwassermenge beschickt werden. Grosstechnische Belebtschlammbecken werden oft in länglicher Form bzw. als Strasse ausgeführt, wodurch ein Pfropfenströmungscharakter vorherrscht. Der Pfropfenströmungscharakter führt dazu, dass sich ein Ammonium- bzw. Nitritkonzentrationsgradient über die Beckenlänge bildet. Die höheren Ammonium- bzw. Nitritkonzentrationen am Beckenanfang begünstigen das Wachstum der nitrifizierenden Mikroorganismen und führen zu einer besseren Nitrifikationsleistung als bei einer kompletten Durchmischung. In SBR-Anlagen gilt das gleiche Prinzip, wobei der Konzentrationsgradient nicht über die Beckenlänge, sondern über die Zykluszeit entsteht. Nachteilig für die Nitrifikation in grosstechnischen Belebtschlammbecken sind die variierenden Abwassermengen im Zulauf. Aufgrund der variierenden Abwassermengen befinden sich grosstechnische Belebtschlammbecken oft nicht einem statischen, sondern in einem dynamischen Gleichgewicht, wobei Ablaufkonzentrationen um einen bestimmten Wert herumschwanken. Um Ammonium und Nitrit während hohen Abwasserzuläufen (z. B. Tagesspitzen oder Regenwetter) ausreichend zu nitrifizieren, wird in der Regel ein Sicherheitsfaktor auf das Schlammalter angewendet (DWA, 2016).

## 5.2 Stand der Technik: Praxis

Ammonium- und Nitrit-Ablaufkonzentrationen von 32 ARA im Kanton Zürich, welche in ein Fließgewässer einleiten und bei  $Q_{347}$  zu einem Abwasseranteil  $> 3\%$  führen, wurden untersucht. ARA im Kanton Zürich wurden ausgewählt, da der Nitrit-Richtwert im Kanton Zürich als Grenzwert betrachtet wird (Kanton Zürich, 2020). Der Ammoniumgrenzwert wird in allen untersuchten ARA im 90%-Quantil eingehalten (Abbildung 4). Der Nitritrichtwert wird von 30 von 32 ARA im 90%-Quantil eingehalten, wobei nur bei einer einzigen ARA eine deutliche Überschreitung beobachtet wird (90%-Quantil =  $0.69 \text{ mg}_\text{N}/\text{l}$ ). Weshalb der Richtwert von zwei ARA nicht eingehalten wird, kann anhand der vorhandenen Daten nicht beurteilt werden (detaillierte Analyse einzelner ARA wäre notwendig). Die Betriebsdaten aus dem Kanton Zürich legen jedoch nahe, dass die Einhaltung des Ammoniumgrenzwertes und des Nitrit-Richtwertes dem Stand der Technik entspricht.



**Abbildung 4:** Ammonium- und Nitrit-Ablaufkonzentrationen in 32 ARA im Kanton Zürich, welche in ein Fließgewässer einleiten und bei  $Q_{347}$  zu einem Abwasseranteil  $> 3\%$  führen (Betriebsdaten 2020)



### 5.3 IST-Zustand

Der IST-Zustand der Nitrifikation in Schweizer ARA wurde mit Hilfe von Daten aus der VSA-Kennzahlenerhebung (2020) beurteilt. Die Beurteilung wurde anhand von Ammonium-Ablaufkonzentrationen im Jahresmittel vorgenommen (ein Wert pro ARA), da zeitlich hochaufgelöste Ammonium- und Nitrit-Ablaufkonzentrationen für die meisten ARA nicht vorhanden waren. Basierend auf der Ammonium-Ablaufkonzentrationen im Jahresmittel wurde die Einhaltung des Ammoniumgrenzwerts und des Nitrit-Richtwerts im 90%-Quantil prognostiziert und die ARA wurden gemäss Tabelle 4 klassiert. Die Prognose wurde anhand eines groben Trends zwischen Ammonium- und Nitrit-Ablaufkonzentrationen erstellt (siehe Abbildung 24 und 26 in Anhang A). ARA-Betriebsdaten aus den Kantonen Zürich, Waadt und Bern zeigen, dass der Nitrit-Richtwert tendenziell eingehalten wird, wenn die Ammonium-Ablaufkonzentration im Jahresmittel unterhalb von 0.2 mg<sub>N</sub>/l liegt. Die Prognose zur Einhaltung des Nitrit-Richtwerts ist als eine grobe Schätzung anzusehen, da zwischen Ammonium- und Nitrit-Ablaufkonzentrationen nur ein grober Trend besteht.

Tabelle 4: Klassierung ARA nach Nitrifikationsleistung.

Klasse und Beschreibung	Kriterien zur Klassierung	Prognose Einhaltung Grenzwert / Richtwert
<b>C-Abbau</b> Nitrifikation findet nicht statt oder nur in einem sehr geringen Mass.	Ammonium 90%-Quantil Ablauf > 8 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel Ablauf > 4 mg <sub>N</sub> /l) oder keine Auslegung auf Nitrifikation*	2 mg <sub>NH4-N</sub> /l <b>x</b> 0.3 mg <sub>NO2-N</sub> /l <b>x</b>
<b>C-Abbau mit instabiler Nitrifikation</b> Nitrifikation ist instabil oder findet nur saisonal statt.	Ammonium 90%-Quantil Ablauf 2 - 8 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel 0.9 – 4 mg <sub>N</sub> /l)	2 mg <sub>NH4-N</sub> /l <b>x</b> 0.3 mg <sub>NO2-N</sub> /l <b>x</b>
<b>Semi-stabile Nitrifikation</b> Nitrifikation findet ganzjährig statt wobei teilweise erhöhte Nitrit- Ablaufkonzentrationen beobachtet werden.	Ammonium 90%-Quantil Ablauf 0.4 – 2 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel 0.2 – 0.9 mg <sub>N</sub> /l oder Auslegung auf Nitrifikation*)	2 mg <sub>NH4-N</sub> /l <b>✓</b> 0.3 mg <sub>NO2-N</sub> /l <b>?</b>
<b>Stabile Nitrifikation</b> Nitrifikation findet ganzjährig statt und Ablaufkonzentrationen von Nitrit und Ammonium sind sehr tief.	Ammonium 90%-Quantil Ablauf < 0.4 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel Ablauf < 0.2 mg <sub>N</sub> /l)	2 mg <sub>NH4-N</sub> /l <b>✓</b> 0.3 mg <sub>NO2-N</sub> /l <b>✓</b>

**x = tendenziell nicht erfüllt**

**✓ = tendenziell erfüllt**

**? = unklar ob erfüllt**

\*Angabe in Kennzahlenerhebung «Auslegung auf 90% Ammoniumabbau» «Ja / Nein»

### 5.3.1 Nitrifikation in Schweizer ARA

Gemäss der Prognose ist zu erwarten, dass ungefähr 50% der Schweizer ARA eine Ammonium-Ablaufkonzentration von 2 mg<sub>N</sub>/l im 90%-Quantil überschreiten bzw. den Ammoniumgrenzwert der Gewässerschutzverordnung bei einer entsprechenden Verfügung nicht einhalten würden (Abbildung 5). Des Weiteren ist zu erwarten, dass ungefähr 50-80% der Schweizer ARA eine Nitrit-Ablaufkonzentration von 0.3 mg<sub>N</sub>/l im 90%-Quantil überschreiten bzw. den Nitrit-Richtwert aktuell nicht einhalten würden. Die erwarteten Anteile sind mit Vorsicht zu betrachten, da die 90%-Quantile in den Kennzahlendaten nicht für die ganze Schweiz verfügbar waren und deshalb anhand von einer Prognose abgeschätzt wurden. ARA ohne Nitrifikation sind nicht per se nicht gesetzeskonform. Die Kantone legen fest, welche ARA nitrifizieren müssen. Dabei wird unterer anderem berücksichtigt, ob in einen See oder in ein Fließgewässer eingeleitet wird, und ob Ammoniumkonzentrationen entstehen, welche für das Ökosystem schädlich sind. Gemäss Gewässerschutzverordnung Anhang 2, Absatz 12 dürfen Ammoniumkonzentrationen in Fließgewässern die Grenzwerte 0.2 mg<sub>N</sub>/l (>10°C) bzw. 0.4 mg<sub>N</sub>/l (>10°C) nicht überschreiten. Die Stoffflussmodellierung der VSA-Plattform Verfahrenstechnik legt nahe, dass einige ARA, die heute nicht nitrifizieren, gemäss der heutigen Gesetzgebung eigentlich nitrifizieren müssten (Gulde & Wunderlin, 2024a). Mit der Stoffflussmodellierung der VSA-Plattform Verfahrenstechnik wurden 80 ARA identifiziert, welche nicht nitrifizieren und zu Überschreitungen der Grenzwerte in Fließgewässern führen (bei Ammonium-Jahresmittelwert im Ablauf und Q<sub>347</sub>). Zusätzlich wurden 96 ARA identifiziert, welche nicht nitrifizieren und bei welchen eine Beurteilung der Ammoniumbelastung im Fließgewässer aufgrund von fehlenden Daten nicht möglich war.

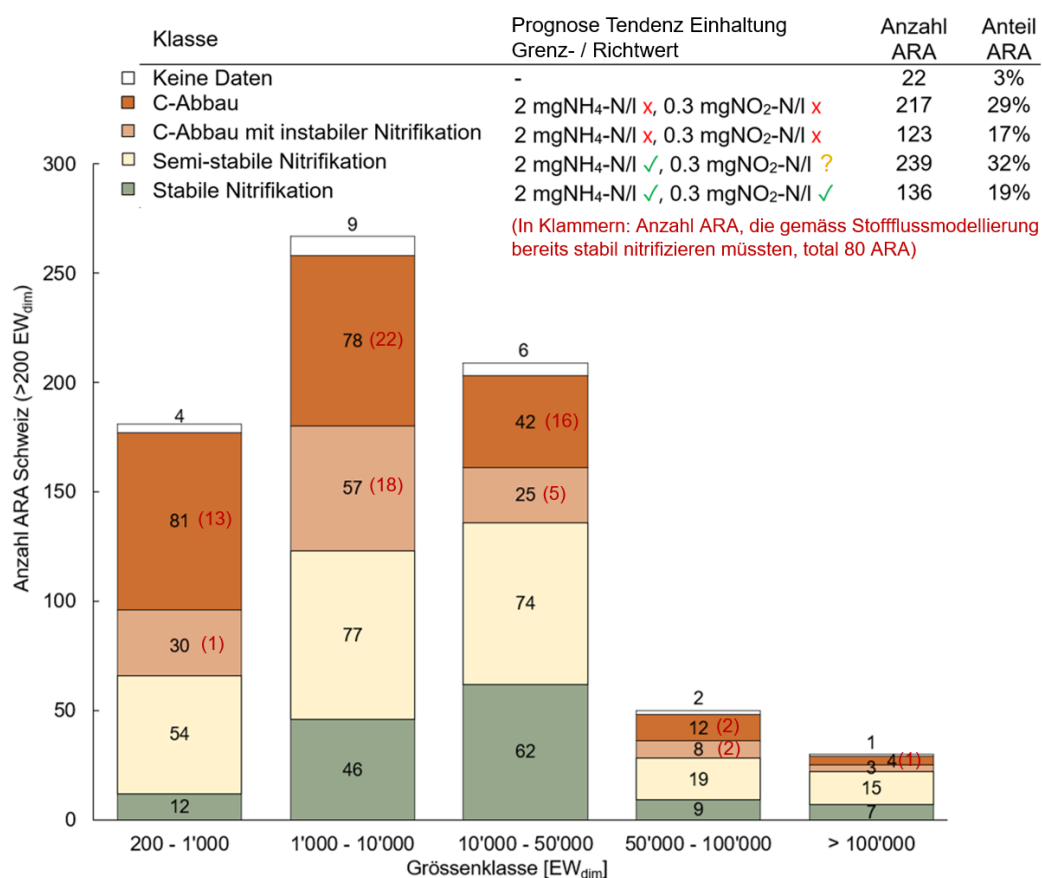


Abbildung 5: Klassierung Schweizer ARA nach Nitrifikationsleistung im Jahr 2019 / 2020.

## 5.4 Optimierungspotential

Um den Stand der Technik bzw. eine schweizweit flächendeckende Nitrifikation zu erreichen, müssten gemäss Prognose im Worstcase Massnahmen bei ungefähr 80% der Schweizer ARA getroffen werden. Innerhalb dieser Studie konnten, aufgrund von fehlenden Informationen zu den einzelnen ARA, keine individuellen Massnahmen für ARA bestimmt werden. Zur Vereinfachung wurde angenommen, dass alle Schweizer ARA, welche heute keine stabile Nitrifikation erreichen, ihre Biologie ausbauen müssen. Da detaillierte Informationen zum effektiv betriebenen biologischen Volumen für viele ARA nicht vorhanden waren, wurden alle Schweizer ARA vereinfacht wie konventionelle Belebtschlammanlagen betrachtet. Es wurde angenommen, dass ein spezifisches aerobes Biologievolumen von 120 l/EW benötigt wird, um eine stabile Nitrifikation zu erreichen. Basierend auf der Klassierung gemäss Tabelle 4 wurde bei jeder ARA ein bestehendes spezifisches Volumen angenommen (C-Abbau = 60 l/EW, C-Abbau mit instabiler Nitrifikation = 80 l/EW, Semi-stabile Nitrifikation = 100 l/EW). Investitionskosten für den Ausbau vom bestehenden Volumen auf 120 l/EW wurden mit Hilfe von Daten aus Referenzprojekten geschätzt, wobei eine Kostenkurve erstellt wurde, welche die spezifischen Investitionskosten pro Kubikmeter Beckenvolumen in Abhängigkeit vom gebauten Beckenvolumen darstellt (siehe Anhang A). Zur Berechnung der schweizweit zusätzlich anfallenden Betriebskosten, wurde angenommen, dass sich die Betriebskosten aufgrund des höheren Energieverbrauchs (Mehrverbrauch 5-10 kWh/EW/a gemäss VSA-Leitfaden Energie in ARA (2018)) in rein Kohlenstoff abbauenden ARA um 3.0 CHF/EW/a und in Kohlenstoff abbauenden ARA mit instabiler Nitrifikation um 1.5 CHF/EW/a erhöhen würden. Insgesamt wäre mit einer Erhöhung des schweizweiten Elektrizitätsverbrauchs um ungefähr 40-80 GWh/a zu rechnen (Tabelle 5).

Die Investitionskosten für die Umsetzung einer stabilen, ganzjährigen Nitrifikation (ohne Nitrit-Überschreitungen) wurden auf ungefähr 1.3 Milliarden CHF exkl. MwSt. geschätzt (Tabelle 5). Betroffen wären ca. 80% der Schweizer ARA. Bei einer Abschreibungsdauer von 33 Jahren und einem Zins von 3% würden sich die jährlichen Kapitalkosten auf ungefähr 64 Mio. CHF/a exkl. MwSt. belaufen. Die schweizweit zusätzlich anfallenden Betriebskosten wurden auf ungefähr 18 Mio. CHF/a exkl. MwSt. geschätzt. Der Realisierungszeitraum für etwaige Ausbaumassnahmen liegt voraussichtlich zwischen 2027 und 2050, so dass von einer Teuerung auszugehen ist. Die Investitionskosten für den Ausbau von ARA, welche heute bereits nitrifizieren müssten (80 ARA), belaufen sich auf ungefähr 187 Mio. CHF exkl. MwSt. (im Total von 1.321 Mrd. exkl. MwSt. enthalten). Die zusätzlichen Betriebskosten, welche auf diesen ARA anfallen würden, belaufen sich auf ungefähr 3 Mio. CHF/a exkl. MwSt. (im Total von 18 Mio. CHF/a exkl. MwSt. enthalten).

**Tabelle 5: Investitionskosten und zusätzlich anfallende Betriebskosten für den Ausbau von Schweizer ARA auf eine stabile ganzjährige Nitrifikation (ohne Teuerung).**

Grössenklasse ARA [EW <sub>dim</sub> ]	Anzahl ARA CH	Anzahl ARA ver- mutlich betroffen	Investitions- kosten	Kapital- kosten*	Energieverbrauch zusätzlich	Betriebskosten zusätzlich	Jahres- kosten
			[Mio. CHF] exkl. MwSt.	[Mio. CHF/a] exkl. MwSt.	[GWh/a]	[Mio. CHF/a] exkl. MwSt.	[Mio. CHF/a] exkl. MwSt.
> 100'000	30	23	312	15	25-30	8	23
50'000 -100'000	50	41	263	13	10-20	4	17
10'000 -50'000	209	147	461	22	10-20	4	26
1'000 – 10'000	267	221	231	11	4-6	1.5	12.5
200 – 1'000	181	169	55	3	0.5-1	0.2	3.2
<b>Total CH</b>	<b>737</b>	<b>601</b>	<b>1'321</b>	<b>64</b>	<b>40-80</b>	<b>18</b>	<b>82</b>

\* Berechnung der Kapitalkosten über Kapitalwertmethode mit Abschreibedauer von 33 Jahren und einem Zinssatz von 3%)

Zu beachten ist, dass der Ausbau von ARA Platz erfordert und die Platzverfügbarkeit auf vielen ARA begrenzt ist. Bei einzelnen ARA werden vermutlich neue Standorte oder kreative Lösungen gefordert sein. Dies kann bei einzelnen ARA zu höheren Kosten führen.

## **5.5 Nebeneffekte**

- a) Grundlage für Stickstoffelimination: Eine stabile Nitrifikation bietet eine Grundlage für die Umsetzung einer erhöhten Denitrifikation (ohne Nitrifikation keine Denitrifikation).
- b) Höhere Desinfektionsleistung: In nitrifizierenden ARA werden Fäkalcoliforme, Enterokokken, und Coliphagen ungefähr 10-mal effizienter entfernt als in ARA mit reinem C-Abbau (Scott, et al., 2003).
- c) Erhöhte Elimination von Mikroverunreinigungen: In Belebtschlammanlagen führt die Umsetzung einer stabilen Nitrifikation, aufgrund des höheren Schlammalters, zu einer höheren Elimination vieler organischer Mikroverunreinigungen (Kanton Waadt 2019; Achermann, et al. 2018). Die Elimination von Ibuprofen steigt beispielsweise im Durchschnitt von 80% auf 95% (Kanton Waadt, 2019).
- d) Erhöhter Abbau von organischen Verbindungen: Wird das Schlammalter von 4-5 Tagen (Dimensionierung ARA mit reinem Kohlenstoffabbau gemäss DWA-A 131) auf 10-20 Tage erhöht, steigt der BSB<sub>5</sub>-Abbau im Mittel um ungefähr 1-2% (Imhoff & Imhoff, 2006). Des Weiteren wird die Reinigungsleistung der ARA bei Regenwetter, aufgrund der höheren hydraulischen Aufenthaltszeiten, verbessert.
- e) Ermöglicht energieeffiziente Ozonung: Die Umsetzung einer stabilen Nitrifikation ermöglichen den Bau und Betrieb einer energieeffizienten Ozonung (kein unnötig erhöhter Energieverbrauch durch vorhandenes Nitrit).

## 6 Gesamtstickstoff

### 6.1 Stand der Technik

Die Elimination des Gesamtstickstoffes auf einer ARA setzt sich aus verschiedenen Prozessen zusammen: Die Sedimentation in der Vorklärung (Elimination partikulärer und gebundener N-Verbindungen), Einbau in die Biomasse und die Denitrifikation.

- Eine N-Elimination im Bereich von 80-90% über die Gesamtanlage ist mit einer optimierten Verfahrenstechnik technisch möglich ohne Dosierung von zusätzlichem Kohlenstoff
- Einige Verfahren (z.B. Festbett) sind nicht in der Lage N-Eliminationen von über 80% zu erreichen ohne zusätzliche Dosierung von Kohlenstoff
- Deutschland und Österreich erreichen 83% resp. 82% N-Elimination (Daten 2021)
- In einer von Hunziker Betatech erstellten Studie wurde gezeigt, dass die Voraussetzung in Deutschland und Österreich auf die Schweiz übertragbar sind (Steinegger & Meyer, 2022).
- Separate Faulwasserbehandlung erhöht die N-Elimination
- Gemäss Modellierung und Abgleich mit Deutschland ist mit durchschnittlichem Schweizer-Abwasser (CSB/N-Verhältnis  $VKB_{ab} = 6-7 \text{ kg}_{CSB}/\text{kg}_N$ ) und einer vorgeschalteten Denitrifikation in einem Belebtschlammverfahren eine N-Elimination über 70% möglich. Dies bedingt zum einen genügend anoxisches Volumen für die Hydrolyse des partikulären CSB, zum anderen muss eine ausreichende Rezirkulation sichergestellt werden

In ARA, die nur auf Kohlenstoffabbau ausgelegt sind, findet Stickstoffelimination über den Abzug von Primär- und Überschussschlamm statt.

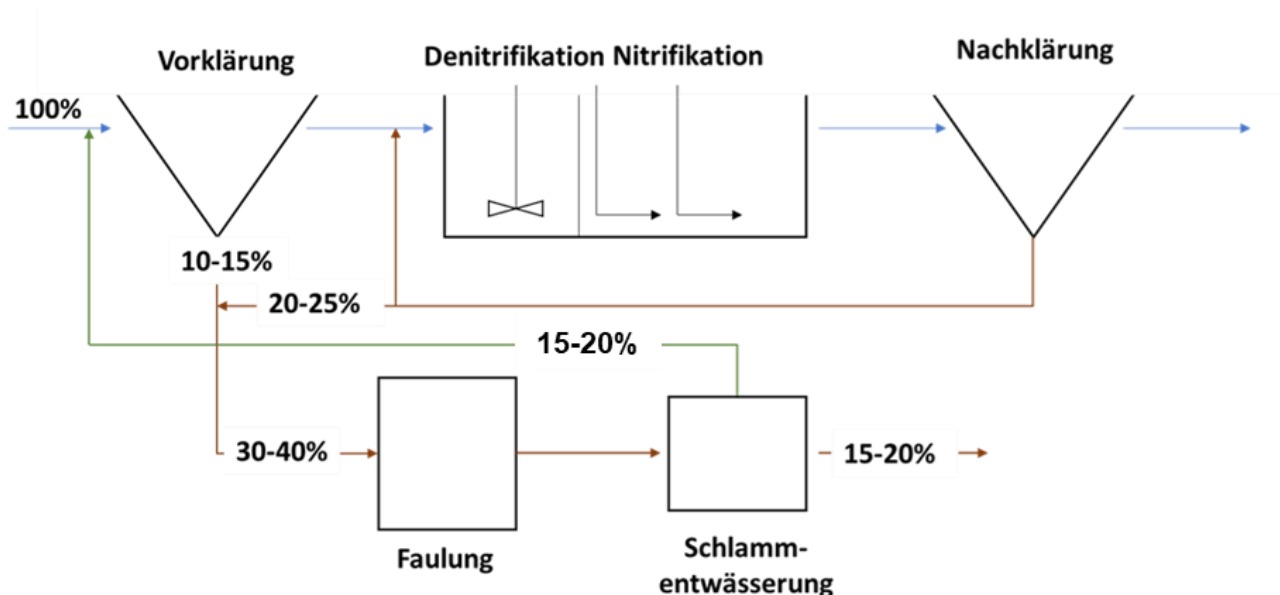


Abbildung 6: Stickstoffbilanz einer kommunalen Belebtschlammanlage.

In der Vorklärung werden durch den Primärschlamm rund 10-15% der Stickstofffracht aus dem Abwasser entfernt (DWA, 2011); Siegrist, 1993). In der biologischen Behandlung werden zwischen 20-30% der Stickstofffracht in die Biomasse eingebaut (DWA, 2016). Das heisst 30-40% der Stickstofffracht im Zulauf werden mit dem Primär- respektiv dem Überschussschlamm abgetrennt. Bei einer anaeroben Behandlung des Überschuss- und Primärschlammes werden rund 40-50% des im Schlamm gebundenen Stickstoffs wieder im Faulwasser freigesetzt (Koch, et al., 1999), wobei Faulwasserrückläufe ungefähr 15-20% der Stickstofffracht im Zulauf entsprechen (Böhler, et al., 2016). Ein Belebtschlammverfahren mit einer Denitrifikation kann eine Stickstoffelimination von ungefähr 80-90% erreichen (Tabelle 6). Biofilmverfahren wie z. B. Tropfkörperverfahren und Festbettverfahren erzielen, ohne zusätzliche Dosierung von Kohlenstoff, eine wesentlich geringere Stickstoffelimination im Bereich von 40-60% aufgrund Vorfällung in der Vorklärung (Festbettverfahren) und hydraulischen Limitationen (Tschui und Boller 1997; Lustig und Dahlberg 2012). Bei genügend anoxischem Volumen und einer ausreichenden internen Rezirkulation scheint es möglich, mit Wirbelbettverfahren ohne Dosierung von Substrat, Stickstoffeliminationen bis zu 80% zu erreichen (Saidulu, Majumder, & Gupta, 2021).

**Tabelle 6: Übersicht über mögliche Stickstoffeliminationen von verschiedenen Belebtschlamm Systemen.**

Verfahren	Stickstoffelimination [%]	Quelle
<b>Belebtschlammverfahren</b>		
Vorgesaltete Denitrifikation	50-80	(Siegrist, 1993)
A/I-Verfahren	80-90	(Siegrist, 1993), (Gorczyca, 2008)
Kaskadendenitrifikation	80-90	(Werner, Lindenschmidt, & Hegemann, 1997)
SBR	80-90	(Guo, Yang, Peng, Yang, & Wang, 2007) (DWA, 2020)
MBR	80-90	(Mao, Myavagh, Lotfikaouli, Hsiao, & Walker, 2020)
Nereda®	80-90	(Pronk, Giesen, Thompson, Robertson, & van Loosdrecht, 2017)
Biofilter/Festbett	40-60%	(Tschui und Boller 1997; Lustig und Dahlberg 2012)
Wirbelbett	80%	(Saidulu, Majumder und Gupta 2021)

Die separate Faulwasserbehandlung ist eine weitere Möglichkeit die N-Elimination zu erhöhen. Dabei wird zwischen folgenden Verfahren unterschieden, welche rund 90% des im Faulwasser vorhandenen Stickstoffs eliminieren können:

Biologische Verfahren: Deammonifikation (ANAMMOX) ermöglicht die beinahe vollständige Umsetzung von Ammonium zu elementarem Stickstoff ohne Verwendung einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle. In einem ersten Schritt wird rund die Hälfte des Ammoniums zu Nitrit oxidiert. In einem zweiten Schritt reduzieren autotrophe Bakterien unter anoxischen Bedingungen das restliche Ammonium mithilfe des Nitrits zu elementarem Stickstoff. Die Deammonifikation kann in einem ein- oder zweistufigen Verfahren durchgeführt werden, wobei zweistufige Verfahren in der Regel stabilere Betriebsweise ermöglichen (Joss, Kipf, Morgenroth, Baggenstos, & Salzgeber, 2023).

Chemisch-, physikalische Methoden: Dabei wird Ammonium durch ein Anheben des pH-Wertes in Ammoniak umgewandelt und mittels Strippverfahren resp. Membranstrippung aus dem Faulwasser entfernt (Böhler, Büttner, et al. 2012). Bei diesen Verfahren fällt Ammoniumsulfat an, das wiederum als Dünger verwendet werden kann (Böhler M., 2018).



## 6.2 IST-Zustand Schweiz

### 6.2.1 Datengrundlage und Klassierung von ARA

Stickstofffrachten und Stickstoffelimination in Schweizer ARA wurden basierend auf Daten aus der VSA-Kennzahlenerhebung (2020) berechnet. Wenn keine Frachten bei einer ARA vorlagen, wurden diese mit Hilfe von anderen Parametern (z. B. Ammonium-, Nitrit oder Nitratkonzentration) hergeleitet. Mit diesem Vorgehen konnten die Zu- und Ablauffrachten für Stickstoff in ungefähr 75% der Schweizer ARA bestimmt werden. Diese ARA behandeln ungefähr 90% des Schweizer Abwassers. Die Zu- und Ablauffrachten für Stickstoff in den restlichen 25% der Schweizer ARA, welche ungefähr 10% des Schweizer Abwassers behandeln, wurden anhand von Durchschnittswerten grob abgeschätzt. Die ARA wurden basierend auf ihrer Stickstoffelimination und Nitrifikationsleistung in die Klassen C-Abbau, Nitrifikation, Denitrifikation und erhöhte Denitrifikation eingeteilt (Tabelle 7).

**Tabelle 7: Kriterien zur Klassierung von ARA nach Ausbaugrad.**

Klasse	Angewandte Kriterien zur Klassierung
<b>C-Abbau</b> Kohlenstoff abbauende ARA ohne oder mit instabiler / saisonaler Nitrifikation.	Wenn Ammonium Ablauf 90%-Quantil > 2 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel > 0.9 mg <sub>N</sub> /l) oder Angabe ARA auf Nitrifikation ausgebaut «Nein».
<b>Nitrifikation</b> Stabil oder semi-stabil nitrifizierende ARA mit tiefer Stickstoffelimination.	Wenn Ammonium Ablauf 90%-Quantil < 2 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel < 0.9 mg <sub>N</sub> /l) oder ARA auf Nitrifikation ausgebaut «Ja» und Stickstoffelimination < 48%.
<b>Denitrifikation</b> Stabil oder semi-stabil nitrifizierende ARA mit mittlerer Stickstoffelimination.	Wenn Ammonium Ablauf 90%-Quantil < 2 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel < 0.9 mg <sub>N</sub> /l) und Stickstoffelimination 48-70% oder Angabe ARA auf Denitrifikation ausgebaut «Ja». Wenn ARA in C-Abbau klassiert, Ammonium Jahresmittel Ablauf 0.9-2 mg <sub>N</sub> /l und Stickstoffelimination 48-70%, dann Umklassierung in Denitrifikation.
<b>Erhöhte Denitrifikation</b> Stabil oder semi-stabil nitrifizierende ARA mit hoher Stickstoffelimination.	Wenn Ammonium Ablauf 90%-Quantil < 2 mg <sub>N</sub> /l (≈ Jahresmittel < 0.9 mg <sub>N</sub> /l) und Stickstoffelimination ≥ 70%. Wenn ARA in C-Abbau klassiert, Ammonium Jahresmittel Ablauf 0.9-2 mg <sub>N</sub> /l und Stickstoffelimination >70%, dann Umklassierung in Denitrifikation.

Angabe in Kennzahlenerhebung «Auslegung auf 90% Ammoniumabbau» «Ja/Nein» und zu «Auslegung auf «Stickstoffelimination von 60%» «Ja/Nein».

## 6.2.2 Stickstofffrachten und Stickstoffelimination in ARA

Gemäss Kennzahlenerhebung aus dem Jahr 2020 gelangen ungefähr 46'600 t<sub>N</sub>/a in Schweizer ARA, wovon ungefähr 24'400 t<sub>N</sub>/a (52%) in ARA eliminiert und 22'200 t<sub>N</sub>/a (48%) in Schweizer Gewässer eingeleitet werden (Abbildung 7). Interessant ist, dass 93% der Stickstofffracht, welche im Schweizer Abwasser vorhanden ist, in mittelgrossen und grossen ARA mit einer Ausbaugrösse von mehr als 10'000 EW<sub>dim</sub> behandelt wird (Tabelle 8). Es bestehen 448 ARA mit einer Dimensionierungsgrösse im Bereich von 200-10'000 EW<sub>dim</sub>, wobei diese ARA nur 7% des gesamten Stickstoffs behandeln (Tabelle 8). Abbildung 8 zeigt, dass Stickstoffeliminationen stark von ARA zu ARA variieren und die höchsten Eliminationen bei Verfahren mit Belebtschlamm (konventionelle Belebtschlammverfahren, SBR, A/I) erreicht werden. Dass mit Biofilmverfahren etwas tiefere Stickstoffeliminationen erreicht werden, heisst jedoch nicht, dass mit Biofilmverfahren keine hohen Stickstoffeliminationen erreicht werden können. Im Durchschnitt wird mehr Stickstoff in grossen ARA eliminiert, da grosse ARA häufiger über eine Denitrifikation verfügen. ARA in der Grössenklasse 200 – 1'000 EW<sub>dim</sub> erreichen im Schnitt eine verhältnismässig hohe Stickstoffelimination. Möglicherweise liegt dies daran, dass in dieser Grössenklasse Schlamm vermehrt zur Entwässerung extern abgeben wird (ungefähr 80% der ARA ohne Entwässerung gemäss VSA-Kennzahlen) und somit kein Stickstoff über Faulwasser aus der Schlammbehandlung zurückgeführt wird. Extremwerte in Abbildung 8 sind mit Vorsicht zu betrachten und sind möglicherweise auf fehlerhafte Angaben zu Stickstofffrachten zurückzuführen.

**Tabelle 8: Behandelte Stickstofffracht nach ARA-Grösse.**

Grössenklasse EW <sub>dim</sub>	Anzahl ARA		Behandelte Stickstofffracht (t <sub>N</sub> /a)	
	absolut	relativ	Absolut	relativ
>100'000	30	4%	19'800	42.4%
50'000 – 100'000	50	7%	9'500	20.3%
10'000 – 50'000	209	28%	14'100	30.3%
1'000 – 10'000	267	36%	2'900	6.3%
200 – 1'000	181	25%	300	0.6%

**Tabelle 9: Behandelte Stickstofffracht nach biologischem Verfahren.**

Verfahren	Anzahl ARA		Behandelte Stickstofffracht (t <sub>N</sub> /a)	
	absolut	relativ	Absolut	relativ
Belebtschlamm (konv.)	415	56.3%	29'400	63%
Festbett	21	2.8%	6'100	13%
A/I	11	1.5%	5'600	12%
Wirbelbett/Hybrid	52	7.1%	2'800	6%
SBR	68	9.2%	1'850	4%
Tropfkörper	57	7.7%	450	1%
andere	113	15.3%	450	1%

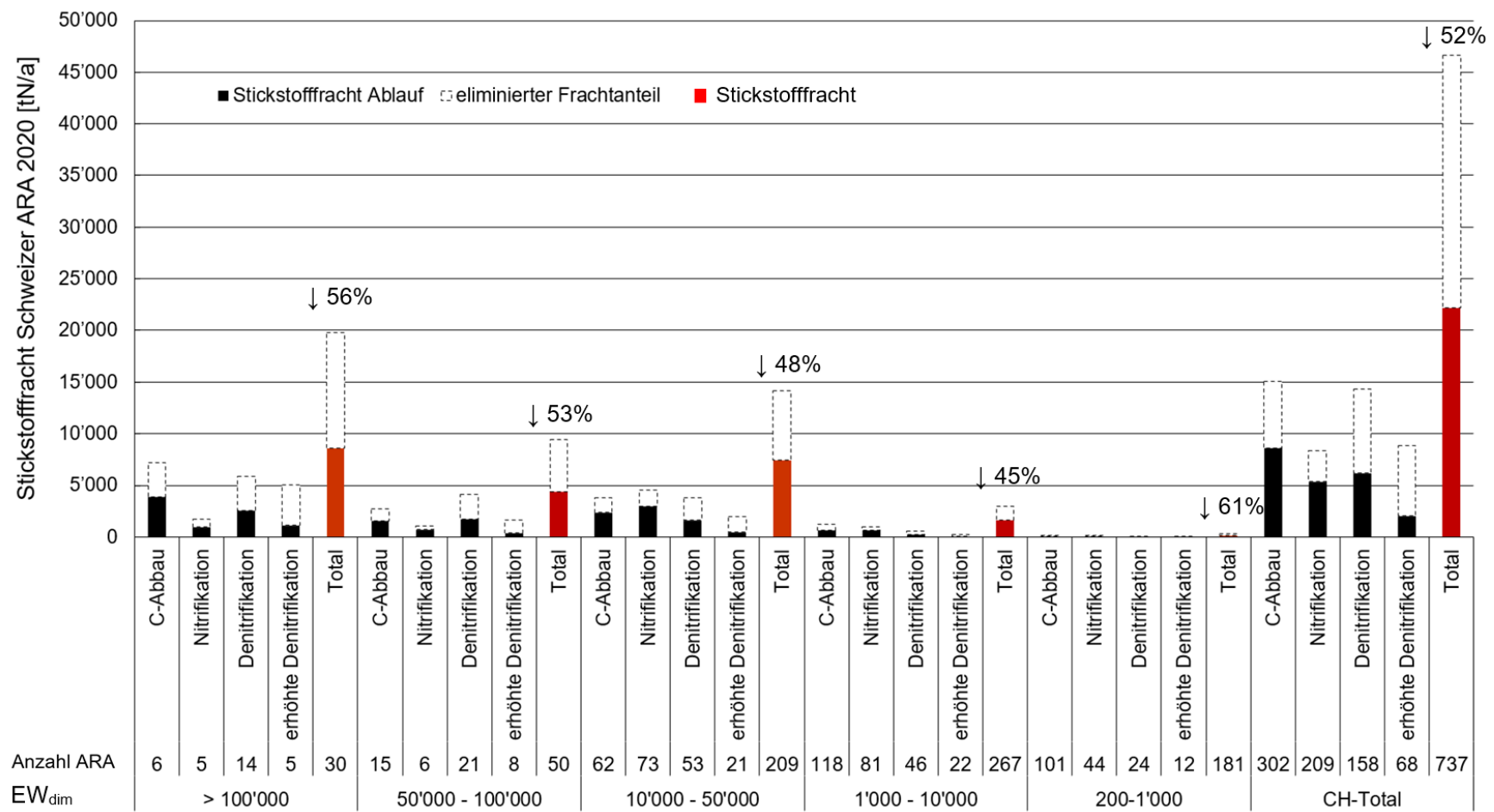
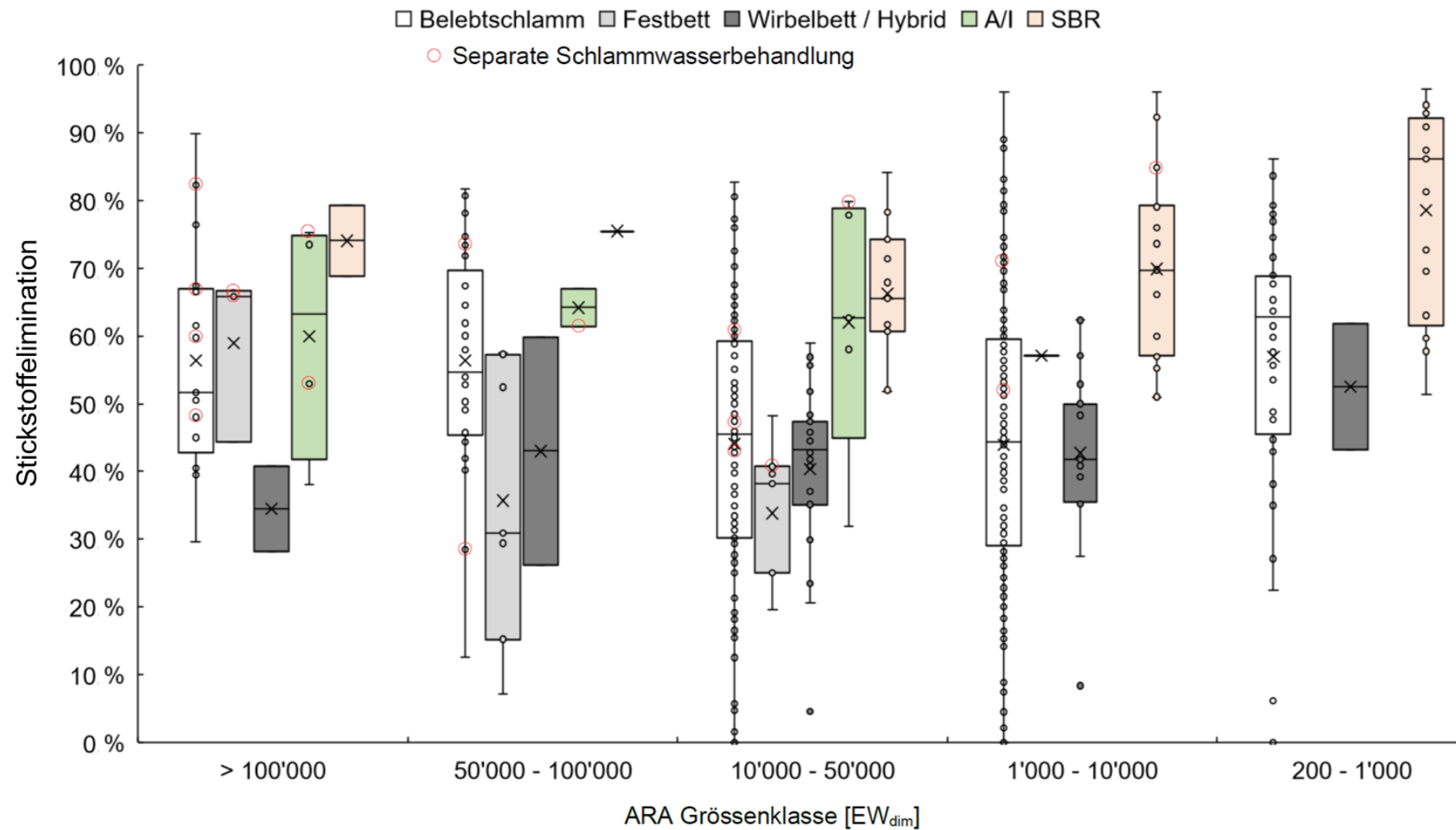


Abbildung 7: Stickstofffrachten aus Schweizer ARA (2020) inkl. eliminierte Frachtanteile. \*Zu beachten ist, dass ARA existieren, welche nicht stabil nitrifizieren, jedoch denitrifizieren (Umklassierung von 38 ARA zu Denitrifikation / erhöhte Denitrifikation gemäss Tabelle 7).



**Abbildung 8:** Aktuelle Stickstoffelimination nach ausgewählten biologischen Behandlungsverfahren in der Schweiz ( $n_{ARA} = 566$  gemäss Datenverfügbarkeit). Die potentielle Eliminationsrate der einzelnen Verfahren sind in Tabelle 6 dokumentiert.

### 6.2.3 Modellierung des Stickstofftransports in Küstengewässer

Der Transport von Stickstoff aus Schweizer ARA in Küstengewässer wurde modelliert. Die Stickstoff Eliminationsraten in Schweizer Seen wurden mehrheitlich aus der Studie von Müller, Meyer und Gächter (2022) übernommen (Tabelle 10). Die Eliminationsraten im Bielersee, Langensee und Luganersee wurden, analog zu Strähl et al. (2013), basierend auf der Trophiestufe grob abgeschätzt, da für diese Seen keine genaueren Daten zur Stickstoffelimination vorliegen. Es wurde angenommen, dass die Stickstoffelimination in Flüssen, aufgrund der kurzen hydraulischen Aufenthaltszeit und hohen Sauerstoffkonzentrationen, vernachlässigbar ist. Im Modell wurde berücksichtigt, dass Stickstoff aus Schweizer ARA teilweise mehrere Seen durchläuft und somit sukzessive nacheinander eliminiert wird. Die Stickstoffelimination im Comer See (Italien) wurde vernachlässigt, da nur eine geringe Menge an Stickstoff über Schweizer ARA in diesen See gelangt (ca. 100 t<sub>N</sub>/a).

**Tabelle 10: Stickstoffelimination in Schweizer Seen.**

See	Stickstoffelimination	Quelle Stickstoffelimination	Trophiestufe (BAFU, 2022)
Zürichsee	16%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	mesotroph
Neuenburgersee	67%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	oligotroph
Langensee	30%	Schätzung analog Strähl, et al., 2013	meso - oligotroph
Vierwaldstättersee	22%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	oligotroph
Luganersee	70%	Schätzung analog Strähl, et al., 2013	eutroph
Greifensee	57%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	eutroph
Murtensee	59%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	meso-eutroph
Thunersee	12%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	oligotroph
Genfersee	58%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	mesotroph
Bielersee	45%	Schätzung analog Strähl, et al., 2013	mesotroph
Bodensee	42%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	meso - oligotroph
Brienzersee	24%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	oligotroph
Walensee	21%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	oligotroph
Baldeggersee	69%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	polytroph
Hallwilersee	65%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	eutroph
Sempachersee	86%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	mesotroph
Zugersee	81%	Müller, Meyer, & Gächter, 2022	eutroph

### 6.2.4 Stickstofftransport in Küstengewässer

Im Rheineinzugsgebiet gelangen ungefähr 35'000 t<sub>N</sub>/a mit dem Abwasser in Schweizer ARA, wovon ungefähr 54% in ARA eliminiert, 9% in Seen eliminiert und 37% in die Nordsee transportiert werden (Abbildung 9). Die Stickstofffracht, welche über Schweizer ARA emittiert und in die Nordsee transportiert wird, macht ungefähr 6% der gesamten Stickstofffracht aus, welche über den Rhein in die Nordsee

transportiert wird (220'000 t<sub>N</sub>/a im Jahr 2017 bei der internationalen Messstation in Bimmen-Lobith an der deutsch-niederländischen Grenze gemäss IKSR (2020)).

Im Einzugsgebiet der Rhone und der Doubs gelangen ungefähr 9'500 t<sub>N</sub>/a mit dem Abwasser in ARA, wovon ungefähr 47% in ARA eliminiert, 20% im Genfersee eliminiert und 32 % in das Mittelmeer bzw. in den Golf von Lyon transportiert werden. Im Einzugsgebiet des Ticino und der Adda sind es ungefähr 1'900 t<sub>N</sub>/a, die mit dem Abwasser in ARA gelangen, wovon ungefähr 53% in ARA eliminiert, 22% im Langensee und Luganersee eliminiert und 25% in das Mittelmeer bzw. das Adriatische Meer transportiert werden. Im Einzugsgebiet des Inns gelangen ungefähr 230 t<sub>N</sub>/a mit dem Abwasser in ARA, wovon 48% in ARA eliminiert und 52% in das Schwarze Meer transportiert werden.

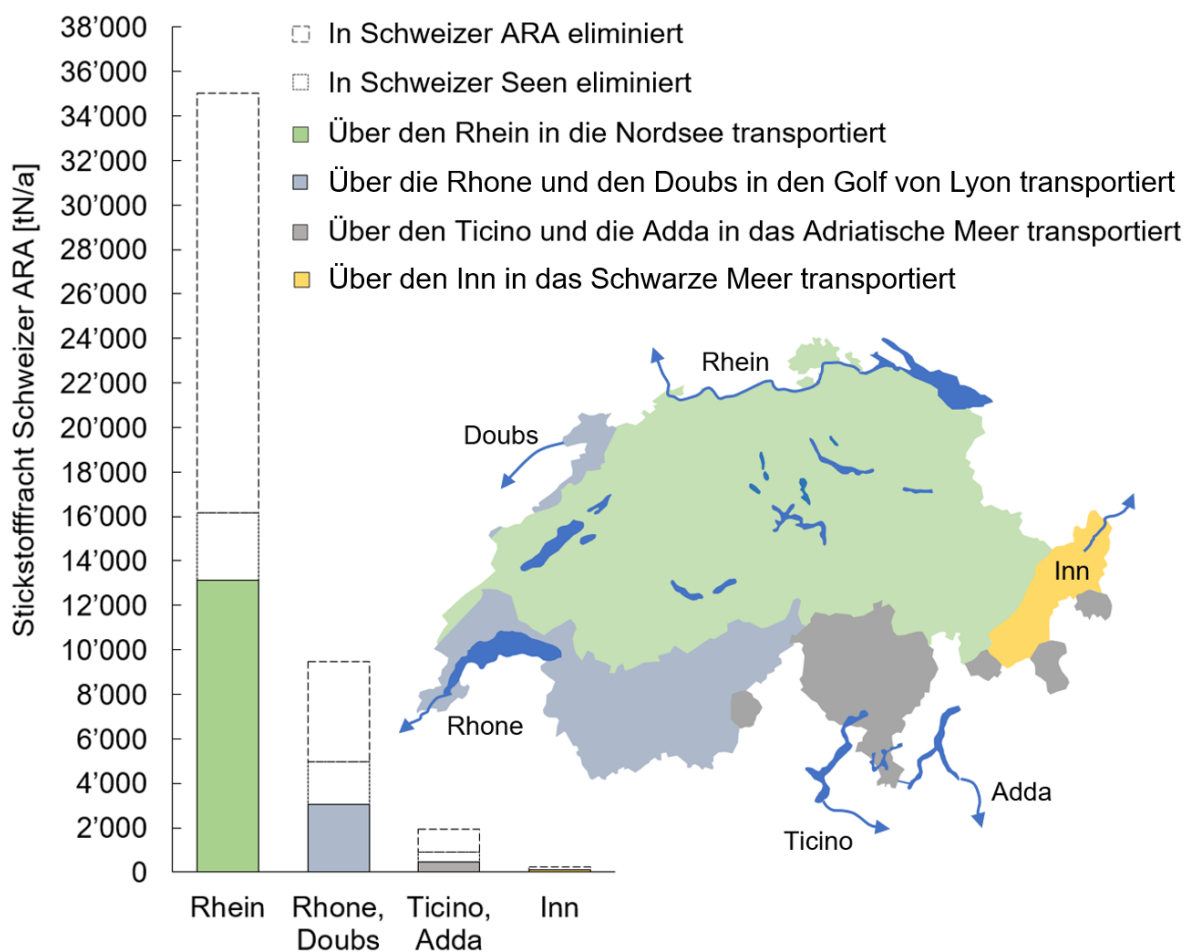


Abbildung 9: Stickstofffrachten aus Schweizer ARA und deren Transport in Küstengewässer.

## 6.3 Optimierungspotential

### 6.3.1 Varianten Stickstoffelimination

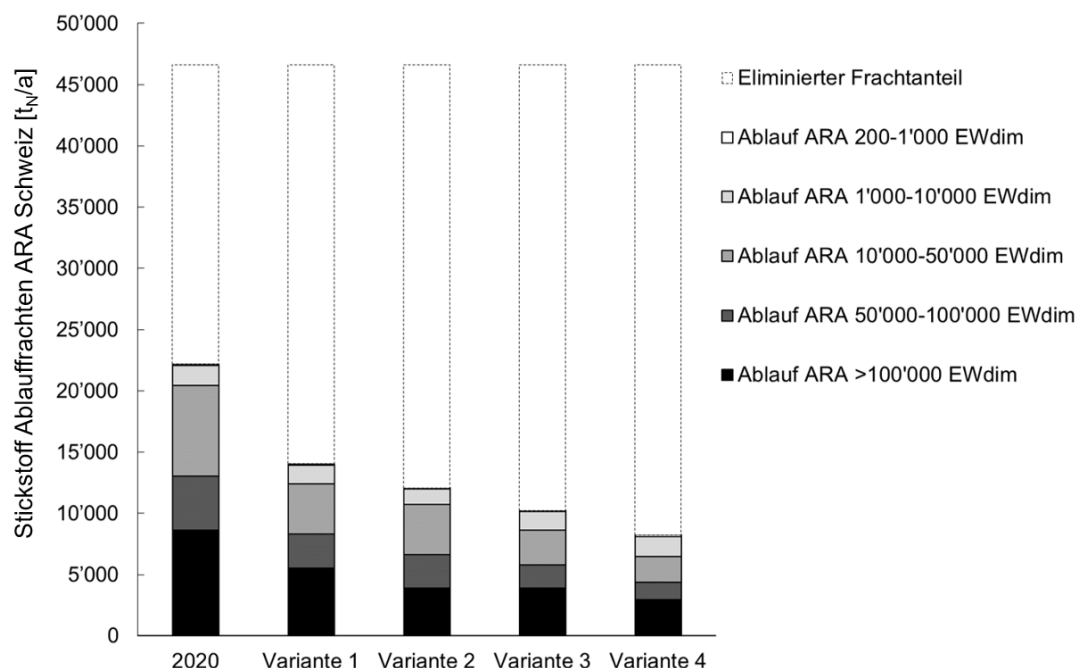
Basierend auf dem Stand der Technik wurden vier Varianten zur Erhöhung der Stickstoffelimination in Schweizer ARA definiert (Tabelle 11), wobei sich die Varianten auf mögliche zukünftige Anforderungen beziehen. Die Variante 1 entspricht den aktuell gültigen Anforderungen der Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser. In der ersten Phase des Projektes wurden die



Massnahmen und Kosten für die Varianten 1, 2 und 3 diskutiert resp. berechnet. Ende 2022 wurde bekannt, dass die EU eine Erhöhung der N-Elimination  $\geq 85\%$  diskutiert, weshalb zusätzlich die Kosten für Variante 4 berechnet wurden. Die Anforderungen der Variante 4 entsprechen den Anforderungen, welche im Rahmen der Revision der Kommunalen Abwasserrichtlinie von der europäischen Kommission Ende 2022 vorgeschlagen wurden (Europäische Kommission, 2022).

**Tabelle 11: Mögliche zukünftige Anforderungen an die Stickstoffelimination in Schweizer ARA.**

ARA-Grössenklasse [EW <sub>dim</sub> ]	Anforderung an die Stickstoffelimination				Bei einer Umsetzung der Anforderungen würden sich die schweizweiten Stickstofffrachten, welche über ARA in Gewässer eingeleitet werden, von 22'200 t <sub>N</sub> /a auf 14'000 t <sub>N</sub> /a (Variante 1), 12'100 t <sub>N</sub> /a (Variante 2), 10'300 t <sub>N</sub> /a (Variante 3) oder 8'300 t <sub>N</sub> /a (Variante 4) reduzieren (Abbildung 10). Die schweizweite Stickstoffelimination würde sich von 52% (Status quo) auf 70% (Variante 1), 74% (Variante 2), 78% (Variante 3) oder 82% (Variante 4) erhöhen.
	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	
> 100'000	$\geq 70\%$	$\geq 80\%$	$\geq 80\%$	$\geq 85\%$	
50'000 – 100'000	$\geq 70\%$	$\geq 70\%$	$\geq 80\%$	$\geq 85\%$	
10'000 – 50'000	$\geq 70\%$	$\geq 70\%$	$\geq 80\%$	$\geq 85\%$	
1'000 – 10'000	$\geq 35\%$	$\geq 55\%$	$\geq 35\%$	$\geq 35\%$	
200 – 1'000	$\geq 35\%$	$\geq 55\%$	$\geq 35\%$	$\geq 35\%$	



**Abbildung 10: Stickstoff Ablauffrachten ARA Schweiz gemäss definierten Varianten.**

### 6.3.2 Massnahmen und Kostenschätzung

Es wurde angenommen, dass die biologischen Stufen in ARA, welche die geforderte Stickstoffelimination nicht erreichen, gemäss Tabelle 12 entweder ausgebaut, umgebaut oder optimiert werden müssen. Für die Umsetzung einer Stickstoffelimination  $>35\%$  wurden keine Massnahmen eingeplant, da diese

Stickstoffelimination ohne gezielte Massnahmen zur Denitrifikation erreicht werden kann. Für die Umsetzung einer Stickstoffelimination von 55% wurden die identischen Massnahmen vorgesehen wie für 70% N-Elimination.

Die Kostenschätzung der N-Elimination sieht verschiedene Massnahmen vor, um die N-Elimination zu erhöhen. Um 70%-N-Elimination zu erreichen, wird ein Ausbau der Biologie auf 150L/EW<sub>dim</sub> vorgesehen und für rund ein Drittel der ARA wird eine Anpassung der Vorklärung nötig sein, um das CSB/N-Verhältnis im Ablauf VKB zugunsten der Denitrifikation zu erhöhen. Für N-Eliminationen > 80% ist vorgesehen, das Biologievolumen auf 200 L/EW<sub>dim</sub> zu erhöhen, um genügend anoxisches Volumen zur Verfügung stellen.

Um bei ARA eine Stickstoffelimination >85% zu erreichen, wurde eine separate Faulwasserbehandlung eingeplant (nur bei ARA, welche über eine Faulung verfügen und im Jahr 2020 noch keine separate Faulwasserbehandlung implementiert hatten). Die durch die Schlammmentwässerung zurückgeführte Stickstofffracht wurde mit 15% der Stickstofffracht im Zulauf einer ARA angenommen. In der Literatur finden sich dazu Werte im Bereich zwischen 15-20% (Böhler, et al., 2016) , 15% (Strähl, et al., 2013), 15% (Gujer, 1993), 15-20% (Koch, et al., 1999). Es wurde angenommen, dass die Effizienz der Faulwasserbehandlung bei 90% Stickstoffelimination liegt.

**Tabelle 12: Benötigte Biologievolumen in ARA zur Erhöhung der Stickstoffelimination > 70% resp. > 80% in ARA mit angepasster Vorklärung.**

N-Elimination	Verfahren	Massnahmen resp. benötigte Biologievolumen
70%	Belebtschlamm konventionell und A/I	Wenn Biologievolumen < 150 l/EW <sub>dim</sub> dann Ausbau auf 150 l/EW <sub>dim</sub>
		Wenn Biologievolumen > 150 l/EW <sub>dim</sub> dann Optimierung Betrieb
	Belebtschlamm SBR	Wenn Biologievolumen < 250 l/EW <sub>dim</sub> dann Ausbau auf 250 l/EW <sub>dim</sub>
		Wenn Biologievolumen > 250 l/EW <sub>dim</sub> dann Optimierung Betrieb
	Wirbelbett / Hybrid	Wenn Biologievolumen < 100 l/EW <sub>dim</sub> dann Ausbau auf 100 l/EW <sub>dim</sub>
		Wenn Biologievolumen > 100 l/EW <sub>dim</sub> dann Optimierung Betrieb
	Festbett und Tropfkörper	Umbau auf 250 l/EW <sub>dim</sub> bei der nächsten grossen Sanierung (SBR)
80%	Belebtschlamm konventionell und A/I	Wenn Biologievolumen < 200 l/EW <sub>dim</sub> dann Ausbau auf 200 l/EW <sub>dim</sub>
		Wenn Biologievolumen > 200 l/EW <sub>dim</sub> dann Optimierung Betrieb
	Belebtschlamm SBR	Wenn Biologievolumen < 300 l/EW <sub>dim</sub> dann Ausbau auf 300 l/EW <sub>dim</sub>
		Wenn Biologievolumen > 300 l/EW <sub>dim</sub> dann Optimierung Betrieb
	Wirbelbett / Hybrid	Wenn Biologievolumen < 250 l/EW <sub>dim</sub> dann Ausbau auf 250 l/EW <sub>dim</sub>
		Wenn Biologievolumen > 250 l/EW <sub>dim</sub> dann Optimierung Betrieb
	Festbett und Tropfkörper	Umbau auf 300 l/EW <sub>dim</sub> bei der nächsten grossen Sanierung (SBR)

Bei einem ausreichend grossen CSB/N-Verhältnis im Zulauf der Biologie reichen für Belebtschlamm konventionell und A/I-Verfahren 150L/EW<sub>dim</sub> Biologievolumen, um im Jahresmittel eine N-Elimination > 70% zu erreichen. In Tabelle 13 sind verschiedene ARA aufgelistet, die mit konventionellen

Belebtschlammanlagen und A/I- Verfahren und Biologievolumen von  $<150 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$  N-Eliminationen von über 70% erreichen. Für das SBR-Verfahren sind für 70% N-Elimination  $250 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$  ausreichend.

**Tabelle 13: ARA mit N-Elimination > 70%. Die ARA Thunersee, Dübendorf und Oberes Wiggertal sind Belebtschlammanlagen mit vorgeschalteten Denitrifikationszonen. Die ARA Thunersee und die ARA Werdhölzli verfügen zusätzlich über eine Entstickung.**

	BB-Volumen L/EW	N-Elimination Gesamtanlage (Jahresmittel)
ARA Thunersee	147	83% (inkl. Entstickung)
ARA Dübendorf	140	73%
ARA Oberes Wiggertal	123	78%
ARA Werdhölzli (A/I)	92	76% (nur Biologie ohne Berücksichtigung Entstickung)
ARA Stetten (SBR)	235	75% (2022,2023)
ARA Killwangen (SBR)	240	84%

Basierend auf den Daten Stand 2020, ist ersichtlich, dass keine ARA in der Schweiz mittels Festbett-Verfahren in der Lage ist eine N-Elimination von  $>70\%$  zu erreichen. In der Literatur finden sich keine Hinweise, dass Festbett-Verfahren ohne Zugabe von C-Quellen eine N-Elimination von über 70% erreichen. Für Wirbelbett-Verfahren finden sich in der Literatur Beispiele, die zeigen, dass eine N-Elimination  $>70\%$  möglich ist. Das dazu benötigte Biologievolumen wurde mittels Auslegung einer Beispiel ARA berechnet. Die Auslegung zeigt, dass ein Biologievolumen von  $100 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$  benötigt wird, um 70% N-Elimination zu erreichen. Der Füllgrad der Biologie beträgt dabei 50% mit Wirbelbettträgermaterial und die spezifische Oberfläche im Anoxbecken ist  $500 [\text{m}^2/\text{m}^3]$  und im aeroben Teil  $800 [\text{m}^2/\text{m}^3]$ .

Das spezifische Nachklärbeckenvolumen (NKB-Volumen) einer Belebtschlammanlage beträgt ungefähr  $100 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$  und das einer Wirbelbetтанlage  $50 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$ . In dieser Studie wurde für die Kostenschätzung angenommen, dass die bestehenden Nachklärungen von Belebtschlammanlagen ausreichend gross sind und nicht erweitert werden müssen. Bei Wirbelbett- und Hybridanlagen muss ein Gesamtvolumen von  $250 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$  vorhanden sein, um die erhöhte Stickstoffelimination von über 80% nach Umbau in ein Hybridwirbelbett zu erreichen. Da die bestehenden Festbetтанlagen über kein NKB-Volumen verfügen, wird bei Festbetтанlagen angenommen, dass neben genügend Biologievolumen auch noch eine Nachklärung gebaut werden muss. Für die Kostenschätzung wurden die Differenzkosten für 250 resp.  $300 \text{ L/EW}_{\text{dim}}$  berechnet.

Die Investitionskosten für den Ausbau von Biologiebecken wurden anhand der Kostenkurve berechnet, welche im Anhang A dargestellt ist. War das bestehende Beckenvolumen bei einer ARA nicht bekannt, wurde der ARA basierend auf dem bekannten Ausbaugrad ein bestehendes spezifischen Beckenvolumen zugewiesen (C-Abbau:  $57 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ , Nitrifikation:  $110 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ , Denitrifikation:  $180 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ ).

**Tabelle 14: Massnahmen in ARA zur Erhöhung der Stickstoffelimination in ARA.**

Geforderte Elimination	Vorgesehene Massnahmen (bauliche Massnahmen)
$>70\%$	Wo notwendig: Anpassung/Umfahrung Vorklärung Erhöhung Biologievolumen auf $150 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ ( $100/250 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ (Wirbelbett/SBR, Festbett))
$>80\%$	Erhöhung Biologievolumen auf $200 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ ( $250/300 \text{ l/EW}_{\text{dim}}$ (Wirbelbett/SBR, Festbett))
$>85\%$	Faulwasserentstickung (inklusive Abluftbehandlung)

Die in Tabelle 14 beschriebenen Massnahmen wurden in der Kostenschätzung berücksichtigt. Die Anpassung der Vorklärung ist in den Kosten nicht enthalten, da nicht klar ist welche ARA davon betroffen

sind und wie die Vorklärung ausgebaut ist. Die Kosten für die Anpassungen der Vorklärungen werden voraussichtlich deutlich tiefer liegen als die Investitionskosten für die Erhöhung des Biologievolumen respektiv zur Faulwasserentstickung.

### **6.3.3 Kostenschätzung**

In Tabelle 15 sind die zu erwartenden Kosten für die Umsetzung der vier Varianten inklusive flächendeckender Nitrifikation in ARA >1'000 EW dargestellt. In der Variante 2 sind die Kosten für die Nitrifikation in ARA >1'000<10'000 EW nicht separat ausgewiesen da sie in die Kosten für die erhöhte Stickstoffelimination enthalten sind. Die Datenauswertung und Literatur zeigt, dass 35% N-Elimination ohne zusätzliche Massnahmen erreicht werden können (auch C-Abbauende und nitrifizierende ARA, siehe Kapitel 6.1). Für eine flächendeckende Nitrifikation ARA > 1'000 EW der Varianten 1, 3 und 4 kommen jeweils noch Investitionskosten von rund 230 Mio. CHF dazu. Die Gesamtkosten (ohne MwSt) inklusive flächendeckender Nitrifikation belaufen sich für Variante 1 auf 2.0 Mrd. CHF, 2.3 Mrd. CHF (Variante 2), 2.9 Mrd. CHF (Variante 3) und 3.5 Mrd. CHF für Variante 4. Unter der Annahme einer gleichmässigen Umsetzung bis 2050 bei einer jährlichen Teuerung von 1.7% (Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft, 2023) inkl. MwSt ergeben sich Kosten von rund 2.5 Mrd. CHF (Variante 1), 2.9 Mrd. CHF (Variante 2), 3.7 Mrd. CHF (Variante 3) und 4.5 Mrd. CHF für Variante 4.

Die Anzahl ARA, die bei der Umsetzung der Variante 4 einen Ausbau benötigen, ist im Vergleich zur Variante 3 leicht höher. Grund dafür sind ARA mit einer N-Elimination >80% (Stand 2020) die jedoch nicht 85% N-Elimination erreichen.

**Tabelle 15: Übersicht Gesamtkosten (exkl. MwSt.) Variante 1,2,3 und 4 inklusive Optimierungskosten, Faulwasserentstickung und Abluftbehandlung und Ausbau zur Nitrifikation (ARA >1'000 EW) wo noch nicht vorhanden. Die spezifischen Kosten beziehen sich jeweils auf die zusätzliche eliminierte Stickstofffracht der verschiedenen Massnahmen. Die zusätzlich eliminierte Stickstofffracht der Faulwasserentstickung wurde abgeschätzt wie beschrieben in Kapitel 6.3.2.**

Variante	Klassierung ARA	Stickstoff Elimination	Anzahl ARA	Zusätzlich eliminierte Stickstofffracht [t N/a] (absolut)	Zusätzliche N-Eliminationen pro Klasse/ Variante [%] (absolut)	Kosten [Mio. CHF]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]	Betriebskosten [Mio.CHF/a]	Jahreskosten [Mio. CHF/a]
1	> 100'000 EW	≥ 70 %	17	3'060 (27'460)	+ 6.9 (59)	435	21	11	32
	50'000- 100'000 EW	≥ 70 %	35	1'670 (26'070)	+ 3.9 (56)	410	20	10	30
	10'000 – 50'000 EW	≥ 70 %	130	3'330 (27'730)	+ 7.5 (60)	630	30	16	46
	Total CH	-	182	8'060 (32'460)	+ 17.7 (70)	1'470	71	37	108
	Optimierung		71	-	-	270	18	7	25
	<b>Total Variante 1</b>		<b>252</b>	<b>8'060 (32'460)</b>	<b>+ 17.3 (70)</b>	<b>1'740</b>	<b>89</b>	<b>43</b>	<b>132</b>
	flächendeckende Nitrifikation		221	-	-	231	11	2	13
	<b>Total Variante 1 inkl. Nitrifikation</b>		<b>473</b>	<b>8'060 (32'460)</b>	<b>+ 17.3 (70)</b>	<b>1'971</b>	<b>100</b>	<b>45</b>	<b>145</b>
2	> 100'000 EW	≥ 80 %	27	4'710 (29'150)	+ 10.5 (62)	765	37	19	56
	50'000- 100'000 EW	≥ 70 %	35	1'670 (26'110)	+ 3.9 (56)	410	20	10	30
	10'000 – 50'000 EW	≥ 70 %	130	3'330 (27'770)	+ 7.5 (60)	630	30	16	46
	< 10'000 EW	≥ 55 %	159	480 (24'690)	+ 1.4 (53)	238	11	6	17
	Total CH	-	351	10'190 (34'630)	+ 22.2 (74)	2'043	98	51	149
	Optimierung		135			244	16	6	22
	<b>Total Variante 2</b>		<b>486</b>	<b>10'190 (34'630)</b>	<b>+ 21.7 (74)</b>	<b>2'287</b>	<b>114</b>	<b>57</b>	<b>171</b>
3	> 100'000 EW	≥ 80 %	27	4'710 (29'150)	+ 10.5 (62)	765	37	19	56
	50'000- 100'000 EW	≥ 80 %	48	2'520 (26'960)	+ 5.8 (58)	650	31	16	48
	10'000 – 50'000 EW	≥ 80 %	180	4'600 (29'040)	+ 10.2 (62)	1'125	54	28	82
	Total CH	-	255	11'830 (36'270)	+ 25.7 (78)	2'540	122	63	186
	Optimierung		26			111	7	3	10
	<b>Total Variante 3</b>		<b>281</b>			<b>2'651</b>	<b>130</b>	<b>66</b>	<b>196</b>
	flächendeckende Nitrifikation		221			231	11	2	13
	<b>Total Variante 3 inkl. Nitrifikation</b>		<b>502</b>	<b>11'830 (36'270)</b>	<b>+ 25.4 (78)</b>	<b>2'882</b>	<b>141</b>	<b>68</b>	<b>209</b>
4	> 100'000 EW	≥ 85 %	28	5'700 (30'200)	+ 12.6 (65)	780	38	20	57
	50'000- 100'000 EW	≥ 85 %	49	3'000 (27'500)	+ 6.8 (59)	665	32	17	49
	10'000 – 50'000 EW	≥ 85 %	184	5'300 (29'800)	+ 11.7 (64)	1'145	55	29	84
	Total CH	-	261	14'000 (38'500)	+ 30.4 (83)	2'590	125	65	189
	Faulwasserentstickung		238	(3'900)	-	326	22	4.2	26.2
	Abluftbehandlung		252			196	13.1	1	14.1
	Optimierung		27			121	8	3	11
	<b>Total Variante 4</b>		<b>288</b>	<b>14'000 (38'500)</b>	<b>+ 30.4 (83)</b>	<b>3'232</b>	<b>168</b>	<b>73</b>	<b>241</b>
	flächendeckende Nitrifikation		221			231	11	2	13
	<b>Total Variante 4 inkl. Nitrifikation</b>		<b>509</b>	<b>14'000 (38'500)</b>	<b>+ 30.4 (83)</b>	<b>3'463</b>	<b>179</b>	<b>74</b>	<b>253</b>

<sup>1</sup> Die jährlichen Kapitalkosten wurden mit der Barwertmethode berechnet (Ausbau: Laufzeit 30 Jahre, Zins 3%/ Faulwasserentstickung und Optimierungen: Laufzeit 20 Jahre, Zins 3%)

## 6.4 Nebeneffekte

Die Umsetzung einer erhöhten Denitrifikation erfordert eine stabile Nitrifikation, welche die in Kapitel 5.4 beschriebenen Nebeneffekte verursacht. Zusätzlich ist infolge der erhöhten Denitrifikation mit folgenden Nebeneffekten zu rechnen:

- Nitrifikation: ARA, welche eine erhöhte Denitrifikation implementieren, müssen ebenfalls eine Nitrifikation implementieren, wodurch das aufnehmende Gewässer weniger mit Ammonium belastet wird.
- Geringere Klärgasproduktion: Die Umsetzung einer erhöhten Denitrifikation erfordert in der Regel eine kurze hydraulische Aufenthaltszeit in der Vorklärung. Gemäss VSA-Leitfaden Energie in ARA (2018) sind folgende Klärgaserträge bei einem Schlammalter von 13d und folgenden hydraulischen Aufenthaltszeiten zu erwarten:  $0.019\text{--}0.022\text{Nm}^3/\text{EW}/\text{d}$  bei 0.5h,  $0.022\text{--}0.025\text{Nm}^3/\text{EW}/\text{d}$  bei 1.0h,  $0.025\text{--}0.029\text{Nm}^3/\text{EW}/\text{d}$  bei 2.0h. Wird die Aufenthaltszeit in der Vorklärung z. B. von 2.0h auf 1.0h reduziert, sinkt der Klärgasertrag um ungefähr  $0.004\text{Nm}^3/\text{EW}/\text{d}$ . Wird auf der ARA ein Blockheizkraftwerk betrieben entspricht dies einer Einbusse von ca. 3 kWh/EW/a in Form von elektrischer Energie. Für die gesamte Schweiz ist mit um 15-20 GWh/a verminderter elektrischer Energieproduktion zu rechnen.
- Durch eine separate Faulwasserbehandlung lässt sich zusätzlich Energie einsparen, aufgrund der verminderten benötigten Luftmenge für die Belüftung. Bei der konventionellen Nitrifikation/Denitrifikation werden  $4.5\text{ gO}_2/\text{gN}$  benötigt. Mit dem Anammox-Verfahren lassen sich rund 60% Belüftungsenergie einsparen, da nicht alles Ammonium nitrifiziert werden muss. Gemäss den Daten von Böhler et. al. 2018 werden für die N-Elimination pro kg Stickstoff in einer konventionellen Biologie 9 kWh und nur 1.3 kWh für das Anammox-Verfahren benötigt. Durch eine konsequente Faulwasserentstickung könnten 3'900 tN/a mittels Anammox eliminiert werden. Dadurch könnte durch die Belüftung rund 28 GWh/a elektrische Energie eingespart werden.
- Höhere N-Eliminationen führen zu einem höheren CSB-Verbrauch in der anoxischen Zone. Für jedes Kilogramm Stickstoff, welches denitrifiziert wird, werden rund 2.9 kg CSB anoxisch veratmet. Falls der CSB nicht durch anoxische Veratmung eliminiert wird, muss dafür Sauerstoff veratmet werden. Pro kg CSB welches aerob abgebaut wird, werden 0.5 kg  $\text{O}_2$  benötigt. Dies führt zu Einsparungen an elektrischer Energie im Bereich von 8.5 GWh/a.
- Geringere Lachgasemissionen: Lachgas wird über die biologische Behandlung emittiert, trägt zum Klimawandel bei ( $1\text{ kgN}_2\text{O} = 265\text{ kgCO}_2\text{-equivalent}$ ) und führt zu einem Ozonabbau in der Stratosphäre. Aus den durchgeführten Messkampagnen und Experimenten, liessen sich zwei wesentliche Faktoren ableiten, die die Lachgasemissionen beeinflussen: Eine instabile Nitrifikation und die daraus resultierende Nitrit-Akkumulation führt zu erhöhten Lachgasemissionen (Gruber, et al., 2021). Eine ganzjährige stabile Nitrifikation ist anzustreben, um die Emissionen aus der biologischen Stufe zu minimieren. Eine erhöhte Stickstoffelimination mittels optimierter Denitrifikation kann die Lachgasemissionen senken von heute rund  $1'800\text{ t}_{\text{N}_2\text{O}}/\text{a}$  auf  $385\text{--}480\text{ t}_{\text{N}_2\text{O}}/\text{a}$  ( $1'150\text{ t}_{\text{N}_2\text{O-N}}/\text{a}$  auf  $245\text{--}305\text{ t}_{\text{N}_2\text{O-N}}/\text{a}$ ) Die Nitrifikation der ARA  $<10'000\text{ EW}$  führt zu einer Reduktion um rund  $90\text{ t}_{\text{N}_2\text{O-N}}/\text{a}$  (siehe Anhang B).



# 7 Mikroverunreinigungen

## 7.1 Ermittlung der von der Motion betroffenen ARA

Das zentrale Anliegen der Motion 20.4262 ist ein zielgerichteter Ausbau von ARA die zu Überschreitungen der numerischen Anforderungen (für Mikroverunreinigungen) gemäss Anhang 2 GSchV führen. Diese ARA wurden anhand eines Stoffflussmodells identifiziert, indem die Konzentrationen von organischen Spurenstoffen im Gewässer bei  $Q_{347}$  modelliert wurden. Das detaillierte Vorgehen und die zugrundeliegenden Annahmen sind in einem separaten Bericht beschrieben (Gulde und Wunderlin, 2024;).

### 7.1.1 Festlegung eines Kriteriums zur Erfüllung der Motion 20.4262 über den Abwasseranteil

Ausgehend von der im Anhang 2 GSchV definierten numerischen Anforderungen für Arzneimittelrückstände, lässt sich berechnen, bei welchem Verdünnungsverhältnis, bzw. welchem Abwasseranteil im Gewässer es zu einer Überschreitung dieser Werte kommt (Gleichung 1)

$$\text{Abwasseranteil} = \frac{\text{Numerische Anforderung}_{\text{Substanz}} [\mu\text{g/L}]}{\text{Konzentration der Substanz im ARA-Ablauf} [\mu\text{g/L}]} \quad (\text{Gleichung 1})$$

Dazu wurden in Schweizer ARA-Abläufen gemessene Konzentrationen der genannten Substanzen statistisch ausgewertet und zu ihrer numerischen Anforderung in der GSchV in Relation gesetzt. Die genauen Randbedingungen und Datengrundlagen sind in Gulde und Wunderlin (2024) detailliert dargelegt. Der niedrigste Abwasseranteil, bei dem es zu einer Überschreitung der numerischen Anforderung kommt, beträgt 2%, wenn mit der 90%-Quantil- Konzentration für die Substanz Diclofenac gerechnet wird (Tabelle 16). Legt man die Median-Konzentrationen von Diclofenac zugrunde, beträgt der ermittelte Abwasseranteil gut 3%. Die Ermittlung von ARA, deren biologisch behandelten Abläufe zur Überschreitung der gewässerseitigen numerischen Anforderungen von Anhang 2 der GSchV führen, kann daher auf Diclofenac gestützt erfolgen.

**Tabelle 16: Gegenüberstellung numerische Anforderung und Konzentrationen im ARA-Ablauf der im Anhang 2 GSchV genannten Arzneistoffe und resultierender Abwasseranteil, der im Gewässer zu einer Überschreitung führt (Gulde et al., 2024)**

Substanz	Numerische Anforderung GSchV	Konzentration im ARA- Ablauf		Errechneter Abwasseranteil
	[µg/L]	[µg/L]		[%]
Diclofenac	0.05	Q <sub>50</sub>	1.6	3.1
		Q <sub>90</sub>	2.5	2.0
Clarithromycin	0.12	Q <sub>50</sub>	0.20	60
		Q <sub>90</sub>	0.46	26
Azithromycin	0.019	Q <sub>50</sub>	0.13	14.6
		Q <sub>90</sub>	0.38	5.0

### 7.1.2 Stoffflussmodell zur Ermittlung der ARA, die Massnahmen treffen müssen

Zur Identifizierung der unter ein neues Kriterium fallenden ARA wurde das Stoffflussmodell verwendet. Mit dem Stoffflussmodell lassen sich sowohl die Konzentration von Diclofenac im Gewässer als auch der Abwasseranteil im Gewässer ermitteln und so die Einhaltung der numerischen Anforderung nach Anhang 2 GSchV auf zwei Arten prognostizieren. Das Stoffflussmodell basiert auf den Arbeiten von Ort et al. (2009) und wurde 2021 in Bezug auf den aktuellen Stand der Schweizer ARA-Infrastruktur für

relevante Substanzen in der Gesetzgebung und Benutzerfreundlichkeit von der VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen aktualisiert und weiter plausibilisiert (Gulde und Wunderlin 2024).

Der Abwasseranteil wurde für jede ARA-Einleitstelle modelliert (siehe Gleichung 2). Dabei wurden für die Berechnung des Trockenwetterabflusses jeder ARA die mittlere Abwassermenge (375 Liter pro Person und Tag) und die Zahl der angeschlossenen Personen berücksichtigt. Der  $Q_{347}$ -Wert stammt aus kantonalen Erhebungen oder Modellierungen des Bundes. Für 59 ARA lag ein solcher Wert allerdings nicht vor.

$$\text{Abwasseranteil} = \frac{\text{Trockenwetterabfluss}_{\text{ARA}} [\text{L/s}]}{\text{Abfluss } Q_{347} \text{ im Fliessgewässer} [\text{L/s}]} \quad (\text{Gleichung 2})$$

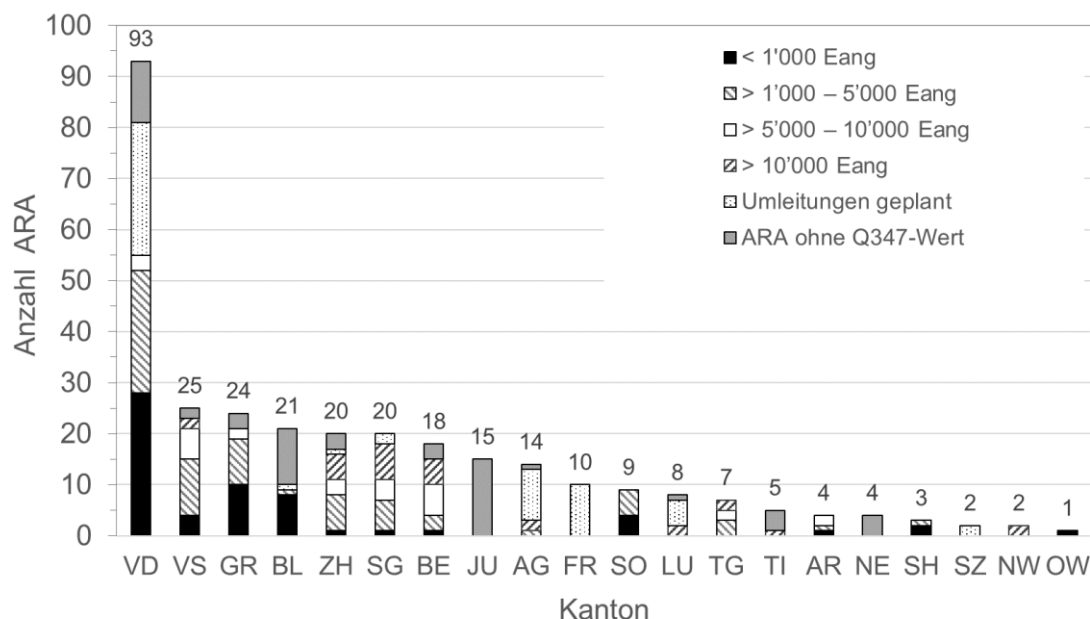
### 7.1.3 ARA mit Überschreitung des Abwasseranteil-Kriteriums

Bei der Ermittlung der ARA, die aufgrund der Motion 20.4262 zusätzlich Massnahmen treffen müssen, wurden zwei mögliche Ausgestaltungen eines neuen Abwasserkriteriums angenommen, die im Folgenden als Szenario 1 (3% Abwasseranteil) und Szenario 2 (2 % Abwasseranteil) bezeichnet sind (Tabelle 17). Die Abwasseranteile wurden auch für 91 ARA überprüft, die voraussichtlich gemäss kantonalen Planungen an eine andere ARA angeschlossen werden («Umleitungen» in Tabelle 17). Zudem sind ARA aufgeführt, für die kein  $Q_{347}$ -Wert vorlag und die Überschreitung des Kriteriums daher nicht geprüft werden konnte. Diese sind als potenziell massnahmenpflichtige ARA mitberücksichtigt.

**Tabelle 17: Massnahmenumfang unter zwei verschiedenen Szenarien (unterschiedliche Kriterien für das Ergreifen von Massnahmen zur EMV). Angaben für Umleitungen beziehen sich auf ARA, die das angenommene Kriterium erfüllen und voraussichtlich gemäss kantonalen Planungen an eine andere ARA angeschlossen werden. Für ARA ohne  $Q_{347}$ -Wert geben die Zahlen in Klammern die Anzahl der neu auszubauenden ARA + Anzahl zur Ableitung vorgesehene ARA an.**

	Szenario 1				Szenario 2			
	Massnahmen zur Elimination von MV bei > 3 % Abwasseranteil im Gewässer				Massnahmen zur Elimination von MV bei > 2 % Abwasseranteil im Gewässer			
	ARA		Eang r		ARA		Eang	
	Anzahl	Anteil	Mio. Einwohner	Anteil	Anzahl	Anteil	Mio. Einwohner	Anteil
<b>Ausbau</b>	<b>189</b>	<b>100%</b>	<b>1.03</b>	<b>100%</b>	<b>231</b>	<b>100%</b>	<b>1.45</b>	<b>100%</b>
< 1'000	61	32%	0.03	3%	66	29%	0.04	2%
> 1'000 - 5'000	72	38%	0.18	17%	91	39%	0.23	16%
> 5'000 - 10'000	28	15%	0.20	19%	35	15%	0.25	18%
> 10'000	28	15%	0.62	61%	39	17%	0.92	64%
<b>Umleitungen</b>	<b>57</b>	<b>100%</b>	<b>0.22</b>	<b>100%</b>	<b>60</b>	<b>100%</b>	<b>0.22</b>	<b>100%</b>
< 1'000	18	32%	0.01	5%	21	35%	0.01	5%
> 1'000 - 5'000	27	47%	0.07	32%	27	45%	0.07	32%
> 5'000 - 10'000	7	12%	0.04	18%	7	12%	0.04	18%
> 10'000	5	9%	0.10	45%	5	8%	0.10	45%
<b>Kein <math>Q_{347}</math>-Wert</b>	<b>59</b>		<b>0.09</b>		<b>59</b>		<b>0.09</b>	
< 1'000	44 (43+1)		0.02		44 (43+1)		0.02	
> 1'000 - 5'000	12 (9+3)		0.02		12 (9+3)		0.02	
> 5'000 - 10'000	0				0			
> 10'000	3		0.05		3		0.05	
<b>Betroffene ARA gesamt</b>	<b>305</b>		<b>1.34</b>		<b>350</b>		<b>1.75</b>	

Abbildung 11 zeigt die Verteilung der neu EMV-massnahmenpflichtigen ARA auf die Kantone unter Szenario 1 (für die Verteilung unter Szenario 2 siehe Anhang C; Abbildung 35). Auffallend ist die hohe Anzahl betroffener ARA im Kanton Waadt, die 30% der betroffenen ARA ausmachen. Darunter sind auch über 20 ARA < 1'000 E<sub>ang</sub>, Mehrere ARA dieser Grössenordnung sind zudem im Wallis, Graubünden, Basel-landschaft, Solothurn und Schaffhausen betroffen. Insgesamt verteilen sich 80 % der Anlagen auf neun Kantone.



**Abbildung 11:** Anzahl ARA, die unter Szenario 1 (Ausbaukriterium Überschreitung 3 % Abwasseranteil im Gewässer) neu Massnahmen treffen müssen nach Grössenklasse und per Kanton. Die Kategorie «ARA ohne Q347-Wert» umfasst alle ARA, für die kein Q347 Wert vorlag und somit im Stoffflussmodell kein Abwasseranteil im Gewässer errechnet werden konnte.

## 7.2 Verfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen bei kleinen ARA

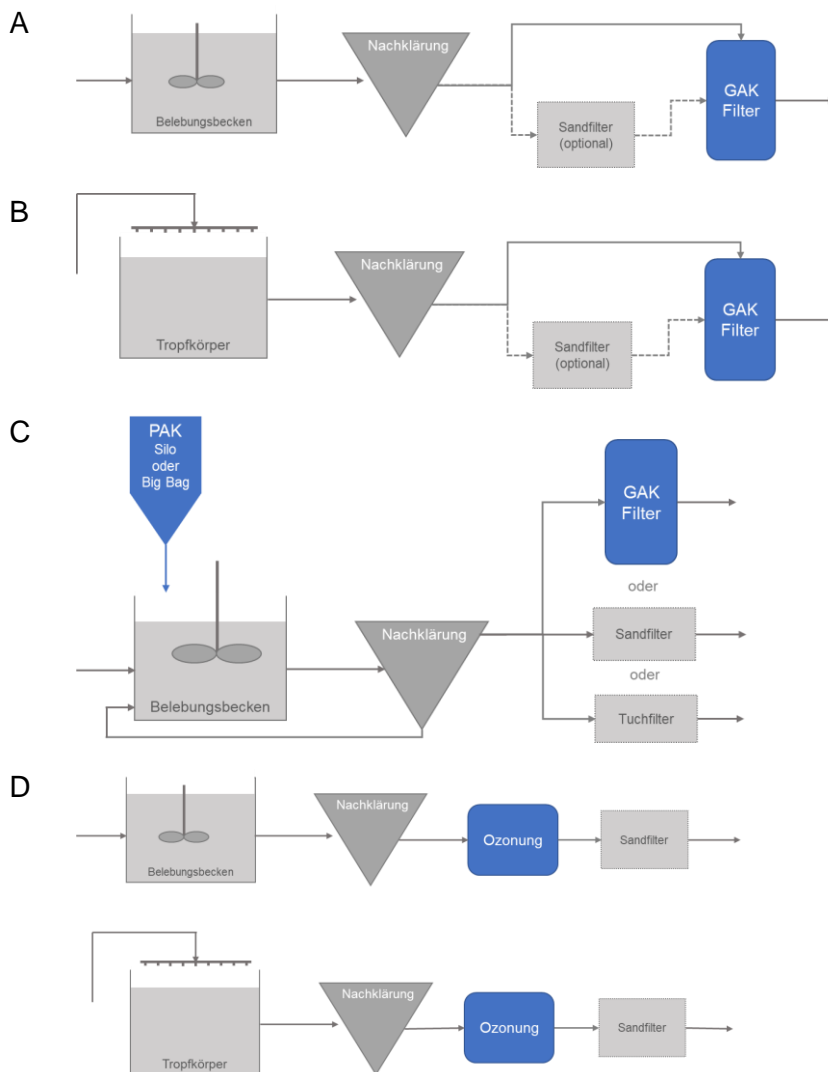
Die Elimination von Mikroverunreinigungen bei kleinen ARA mit einer Ausbaugrösse zwischen 1'000 und 10'000 E<sub>ang</sub> wurde in Deutschland in den Bundesländern Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen bei mehreren Anlagen bereits grosstechnisch erfolgreich umgesetzt (<https://koms-bw.de/>). Für sehr kleine ARA mit einer Ausbaugrösse von 100 bis 1'000 E<sub>ang</sub> liegen aber noch keine grosstechnischen Erfahrungen mit der Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser vor. Eine Umsetzung der Motion 20.4262 für diese Kleinstanlagen ist demzufolge verfahrenstechnisch neu. Aufgrund analoger Prozessführungen in der Trinkwasseraufbereitung und der industriellen Abwasserreinigung kann aber die gesetzeskonforme Elimination von Mikroverunreinigungen auch bei diesen Anlagegrössen als technisch machbar betrachtet werden.

Wie dargelegt, fallen ein Drittel der zusätzlich auszubauenden ARA (n = 61 bis 66) mit weniger als 1'000 angeschlossenen Einwohnern unter ein neues Ausbaukriterium von 2% oder 3% Abwasseranteil. Für ARA dieser Grössenordnung sind aus betriebstechnischen Überlegungen nicht alle Verfahren zur Spurenstoffelimination gleich gut geeignet. Für ARA mit geringem Betriebspersonal sind speziell robuste, betriebssichere, wartungsarme Systeme zu bevorzugen.

Filtrationen mit granulierter Aktivkohle in Kesselbauweise bieten diese Vorzüge, wobei sich durch die modulare Bauweise ein variables Grössenspektrum abdecken lässt. Ausgehend von den vorherrschenden Abwasserbehandlungsverfahren auf den ARA < 1000 E<sub>ang</sub> sind folgende verfahrenstechnisch einfachen Verfahrensausgestaltungen denkbar:

- Nachgeschalteter GAK-Filter (einstufig), auch serieller Betrieb möglich, um sehr tiefe Ablaufwerte zu erreichen
- Dosierung von Pulveraktivkohle in die Belebung mit nachgeschaltetem Sandfilter oder GAK-Filter

Die entsprechenden schematischen Verfahrensfliessbilder zeigt Abbildung 12.



**Abbildung 12: Betrachtete Verfahrensschemata für EMV-Stufe bei ARA < 1000 E<sub>ang</sub>**

Die Wirksamkeit von granulierter Aktivkohle zur Elimination von MV ist in einer Vielzahl von Studien belegt. So zeigten Pilotierungen von GAK-Filtern in der Schweiz mittlere Eliminationsleistungen über 90 % gemittelt für die zwölf Leitsubstanzen. Dabei reduziert sich die Elimination von anfänglich über 97 % bei 3'500 durchgesetzten Bettvolumina (BV) auf immer noch 87 % bei längeren Standzeiten von 17'000 BV, wobei die Kontaktzeit (EBCT) durchschnittlich 22 Minuten betrug (Böhler et al. 2020).

Die Bedeutung der EBCT bei GAK-Filtern wurde kürzlich von Fundneider et al. untersucht (Fundneider, et al. 2021). Demnach sind EBCT-Werte zwischen 20 und 30 Minuten für eine optimale Entfernung von Spurenstoffen ausreichend. Bei diesen Kontaktzeiten laufen neben der Adsorption auch biologische Abbauprozesse durch die Substrataufnahme in den Biofilm ab. Diese Randbedingung der EBCT von 30 Minuten wurden bei der Dimensionierung von derartigen Anlagen für eine Kostenschätzung berücksichtigt. Neben den verhältnismässig unaufwändig zu realisierenden Aktivkohleverfahren wären grundsätzlich auch Ozonungsverfahren möglich. Anlagen im betrachteten Grössenklassenbereich sind z.B. für Schwimmbäder realisiert und am Markt erhältlich.

### **7.3 Massnahmenkosten**

Die Gesamtkosten der Umsetzung der Motion 20.4262 setzen sich grundsätzlich aus zwei Kostenanteilen zusammen:

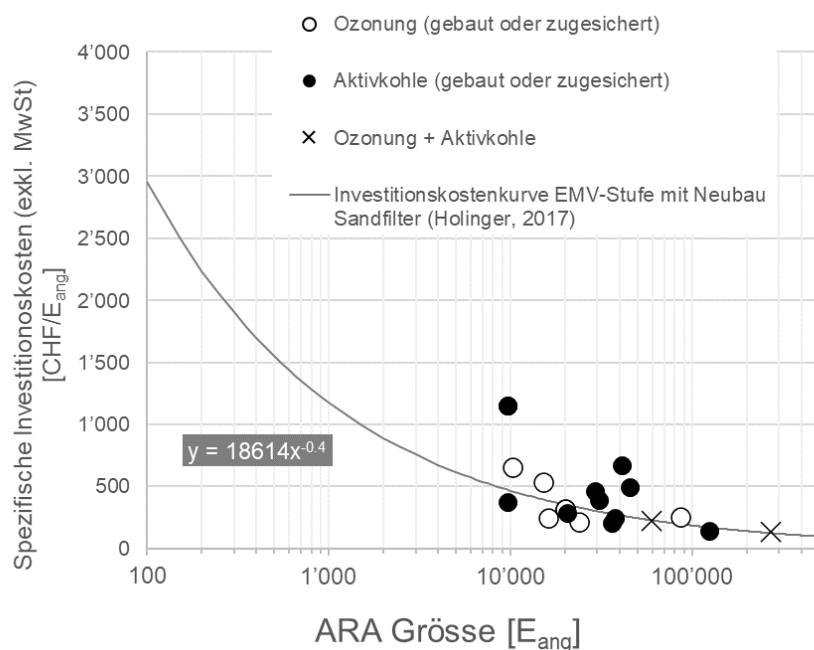
- Investitionskosten für EMV-Stufen als neue Massnahme an ARA, die gemäss aktuell geltender Gewässerschutzverordnung keine Mikroverunreinigungen entfernen oder Massnahmen zur Entfernung planen.
- Massnahmenkosten aufgrund neu entstehender Abgeltungsberechtigung für bereits geplante Ableitungen von ARA auf andere ARA.

#### **7.3.1 Kostenbasis**

##### **Herleitung Investitionskostenkurve**

Bereits im Jahr 2017 wurde ein Kostenmodell zur Schätzung der Investitionskosten für den Neubau von EMV-Stufen auf den Schweizer ARA erstellt (Holinger, 2017). Als Datengrundlage dienten die Investitionskosten von seinerzeit realisierten und als Vor- oder Bauprojekt geplanten EMV-Stufen (Linie in Abbildung 13). Ein Abgleich mit Kosten aus seitdem realisierten oder geplanten Vorhaben zeigt im Bereich bis 50'000 E<sub>ang</sub> zwar eine verhältnismässig breite Streuung um die Investitionskostenkurve mit Abweichungen von im Median -12% und wenigen Ausreissern nach oben (Abbildung 13), die jedoch nicht systematisch sind. Demnach kann die bestehende Investitionskostenkurve auch aufgrund der neuen Kostendaten im Grössenbereich ARA > 10'000 E<sub>ang</sub> als zuverlässig betrachtet werden.

Die Investitionskostenkurve beinhaltet jedoch keine Daten von ARA < 10'000 E<sub>ang</sub>, die eine prognostizierte Steigerung der spezifischen Investitionskosten mit abnehmender Anzahl angeschlossener Einwohner belegten. Um diese Lücke zu schliessen, wurden die Investitionskosten aus realisierten EMV-Stufen vergleichbarer Grösse auf deutschen Kläranlagen sowie Kostenvergleichsrechnungen geplanter Vorhaben in Deutschland erhoben. Dabei wurden zunächst nur Projekte und Varianten mit granulierter Aktivkohle berücksichtigt, da deren Ausführung in Kesselbauweise auch für Kleinanlagen als grundsätzlich geeignet angesehen wird, die Anforderung der Gewässerschutzverordnung in Bezug auf die Elimination von Mikroverunreinigungen einzuhalten.



**Abbildung 13: Spezifische Investitionskosten von abgerechneten oder zugesicherten Projekten zum Bau einer EMV-Stufe auf Schweizer ARA (Daten VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen, Stand 2021) im Verhältnis zur Investitionskostenkurve (Holinger, 2017).**

Die Vergleichbarkeit der Kosten mit in der Schweiz zu realisierenden Projekten wurde zusätzlich in einer separaten Studie auf Ebene Vorprojekt abgesichert (HBT, 2023). Dazu wurden Investitions- sowie Betriebskosten für zwei konkrete ARA (zwischen 2'000 E<sub>ang</sub> und 7'000 E<sub>ang</sub>) ermittelt. Das Vorgehen und die Ergebnisse sind in der Studie von HBT (2023) detailliert beschrieben. Neben GAK-Filtern in verschiedenen Ausführungen wurden in dieser Studie auch Pulveraktivkohleadsorptions- oder Ozonungsverfahren als Ausbauoption berücksichtigt (Tabelle 18). Die HBT-Studie nimmt mit einer PAK-Dosis von 3 mg PAK/mg DOC bzw. einer Leerbettkontaktzeit von 30 Minuten etwas höher angenommen, als in den Faktenblättern bzw. Konsenspapiere des VSA für 80% Elimination Leitsubstanzen empfohlen wird.

**Tabelle 18: Betrachtete Varianten und Ausführungen der EMV-Stufen für kleine ARA (HBT, 2023)**

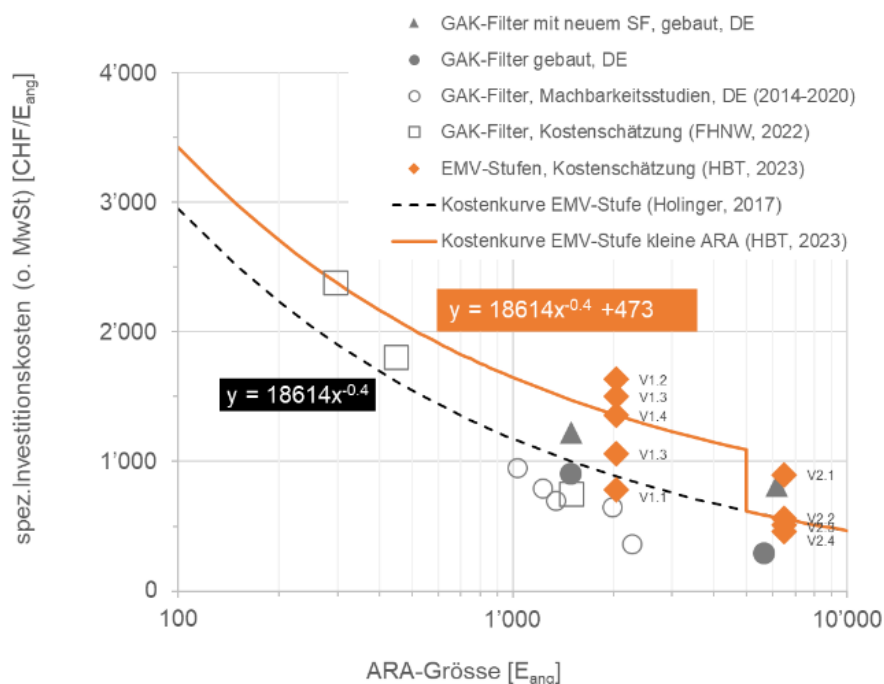
		ARA 1		ARA 2
ARA-Grösse		2040 E <sub>ang</sub>		6492 E <sub>ang</sub>
Variantenbezeichnung und Ausführung				
	V1.1	PAK-Dosierung in Biologie + Tuchfilter		
	V1.2	GAK GFK*-Tanks	V2.1	GAK GFK Tanks
	V1.3	GAK Stahltank	V2.2	GAK in Stahltanks
			V2.3	GAK Beton
	V1.4	Ozonung + Sandfilter in GFK-Ausführung		
	V1.5	Ozonung + Sandfilter in Stahltanks	V2.4	Ozonung + Sandfilter in Beton

\*Glasfaserverstärkter Kunststoff

Abbildung 14 zeigt die spezifischen Investitionskosten für die so gerechneten EMV-Stufen und die zuvor in diesem Projekt geschätzten Kosten für GAK-Filter mit einer Ausbaugrösse zwischen 100 und 10'000 E<sub>ang</sub>. Die neu ermittelten spezifischen Kosten für eine ARA mit 6'400 E<sub>ang</sub> liegen zwischen 450-900

CHF/E<sub>ang</sub>. Dabei stimmen für drei der vier Ausbauvarianten die Kosten gut mit den prognostizierten Werten der Kostenkurve aus dem Jahr 2017 überein. Damit eignet sich diese bestehende Kostenkurve EMV-Stufe auch für eine konservative Kostenschätzung bei mittelgrossen ARA (> 5'000 bis 10'000 E<sub>ang</sub>).

Die Investitionskosten für die EMV-Stufen der kleinen ARA (ca. 2'000 E<sub>ang</sub>) zeigen eine grössere Variabilität und belaufen sich je nach Ausführungsvariante auf ca. 800 – 1'600 CHF/E<sub>ang</sub>. Als günstigste Variante erweist sich die PAK-Dosierung in die Biologie mit Tuchfilter (V1.1). Ungefähr ein Drittel teurer wurde die Variante GAK-Filter in Stahltanks geschätzt (V1.3). Um auch die Ozonung als Option mit zu berücksichtigen, wurde die bestehende Kostenkurve mittels eines Aufschlags so parallelverschoben, dass auch diese Ausführung in den mittleren Kosten mitberücksichtigt ist.



**Abbildung 14:** Angepasste Investitionskostenkurve für EMV-Stufe auf kleinen ARA. Schätzung spezifischer Investitionskosten (exkl. MwSt.) für verschiedene EMV-Verfahren an kleinen ARA nach HBT, 2023.

Zur Ermittlung von Investitionskosten im gesamtschweizerischen Kontext wurde für Anlagen ab 5'000 E<sub>ang</sub> mit der Kostenkurve EMV-Stufe (Holinger, 2017) gerechnet. Für Anlagen < 5000 E<sub>ang</sub> wurde eine vertikal korrigierte Kostenkurve berücksichtigt (Abbildung 14).

### Ableitung von ARA auf andere ARA

Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen können auch der Zusammenschluss von ARA oder die Umleitung von ARA auf ARA mit einer EMV-Stufe sein. Die abgeltungsberechtigten Kosten für eine abgeleitete ARA ergeben sich dann aus den anrechenbaren Kostenelementen bei Kanalisationen wie von Dominguez et al., 2016 ausgeführt. Das Kostendach ermittelt sich anhand der Dimensionierungsgrösse  $EW_{dim}$  der ARA gemäss untenstehender Formel.

$$\text{Kostendach der anrechenbaren Kosten von Kanalisationen [CHF]} = 34000 \cdot \sqrt{\text{Grösse ARA (} EW_{dim} \text{)}}$$

### 7.3.2 Kostenberechnungen

Anhand der in Abbildung 14 beschriebenen Kostenkurve wurden die Kosten für Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen berechnet. In die Kostenschätzung sind auch diejenigen ARA miteingeschlossen, für die wegen eines fehlenden  $Q_{347}$ -Wertes der Abwasseranteil im Gewässer nicht berechnet werden konnte. Vereinfachend wird angenommen, dass diese 59 ARA unter ein neues Abwasseranteilkriterium fallen würden und Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen ergreifen müssten.

Die geschätzten Kosten für nötige Massnahmen zur Umsetzung der Motion 20.4262 an ca. 305 bis 350 ARA belaufen sich auf rund 800 bis 1'000 Mio. CHF exkl. MwSt. Unter der Annahme einer gleichmässigen Umsetzung bis 2050 bei einer jährlichen Teuerung von 1.7% inkl. MwSt. (Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft (2023). ergeben sich Kosten von rund 1 bis 1.3 Mrd. CHF. Die konkreten Zahlen für die beiden Szenarien 1 und 2 (Kriterium 3% resp. 2% Abwasseranteil) sind in Tabelle 19 und Tabelle 20 zusammengestellt. Aufgrund der verwendeten Datengrundlage der Investitionskostenkurve wird die Unsicherheit der Kostenberechnung auf +/-30% geschätzt (HBT, 2023). Die Kosten für EMV-Stufen-Ausbau könnten sich demnach im ungünstigsten Fall auch auf rund 1.3 Mrd. CHF exkl. MwSt. belaufen.

**Tabelle 19: Kostenschätzung für Massnahmen an ARA per Grössenklasse unter Szenario 1 (3% Abwasseranteilkriterium). Alle Beträge exkl. MwSt.**

Kriterium	3% Abwasseranteil					
	<b>ARA mit Überschreitung Abwasseranteilkriterium</b>					
Massnahme	Ausbau		Umleitung (vorgesehen)		Summe Anzahl ARA	Summe Kosten [Mio. CHF]
ARA-Grösse [E <sub>ang</sub> ]	Anzahl ARA	Investitionskosten [Mio. CHF]	Anzahl ARA	Kostendach anrechenbare Kosten [Mio. CHF]		
< 1'000	61	65	18	17		
> 1'000 - 5'000	72	223	27	55		
> 5'000 - 10'000	28	105	7	21		
> 10'000	28	203	5	28		
<b>Summe</b>	<b>189</b>	<b>597</b>	<b>57</b>	<b>120</b>	<b>246</b>	<b>717</b>
	<b>ARA ohne <math>Q_{347}</math>-Wert</b>					
Massnahme	Ausbau		Umleitung (vorgesehen)		Summe Anzahl ARA	Summe Kosten [Mio. CHF]
ARA-Grösse [E <sub>ang</sub> ]	Anzahl ARA	Investitionskosten [Mio. CHF]	Anzahl ARA	Kostendach für anrechenbare Kosten [Mio. CHF]		
< 1'000	43	40	1	1		
> 1'000 - 5'000	9	22				
> 5'000 - 10'000	0					
> 10'000	3	19	3	5		
<b>Summe</b>	<b>55</b>	<b>81</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>59</b>	<b>87</b>
<b>Gesamt</b>					<b>305</b>	<b>804</b>



**Tabelle 20: Kostenschätzung für Massnahmen an ARA per Grössenklasse unter Szenario 2 (2% Abwasseranteilkriterium). Alle Beträge exkl. MwSt.**

Kriterium	2% Abwasseranteil					
	<b>ARA mit Überschreitung Abwasseranteilkriterium</b>					
Massnahme	Ausbau		Umleitung (vorgesehen)		Summe Anzahl ARA	Summe Kosten [Mio. CHF]
ARA-Grösse [E <sub>ang</sub> ]	Anzahl ARA	Investitionskosten [Mio. CHF]	Anzahl ARA	Kostendach anrechenbare Kosten [Mio. CHF]		
< 1'000	66	70	21	19		
> 1'000 - 5'000	91	294	27	55		
> 5'000 - 10'000	35	134	7	21		
> 10'000	39	293	5	28		
<b>Summe</b>	<b>231</b>	<b>791</b>	<b>60</b>	<b>123</b>	<b>291</b>	<b>914</b>
	<b>ARA ohne Q<sub>347</sub>-Wert</b>					
Massnahme	Ausbau		Umleitung (vorgesehen)		Summe Anzahl ARA	Summe Kosten [Mio. CHF]
ARA-Grösse [E <sub>ang</sub> ]	Anzahl ARA	Investitionskosten [Mio. CHF]	Anzahl ARA	Kostendach für anrechenbare Kosten [Mio. CHF]		
< 1'000	43	40	1	1		
> 1'000 - 5'000	9	22				
> 5'000 - 10'000	0					
> 10'000	3	19	3	5		
<b>Summe</b>	<b>55</b>	<b>81</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>59</b>	<b>87</b>
<b>Gesamt</b>					<b>350</b>	<b>1001</b>

### ARA mit Überschreitung des Abwasserkriteriums

Blau hinterlegte Felder in Tabelle 19 und Tabelle 20 geben die Kosten für neu zu ergreifende Massnahmen an. Gelb hinterlegte Felder enthalten Angaben zu Kosten, die entstehen, weil mit dem neuen Kriterium bereits beschlossene, aber noch nicht im bestehenden Abgabefonds des BAFU berücksichtigte Umleitungsvorhaben neu abgeltungsberechtigt werden. Bei Einführung eines 3% Abwasseranteilkriterium für den zukünftigen Ausbau weiterer ARA ist mit Gesamtkosten von 717 Mio. CHF exkl. MwSt. zu rechnen.

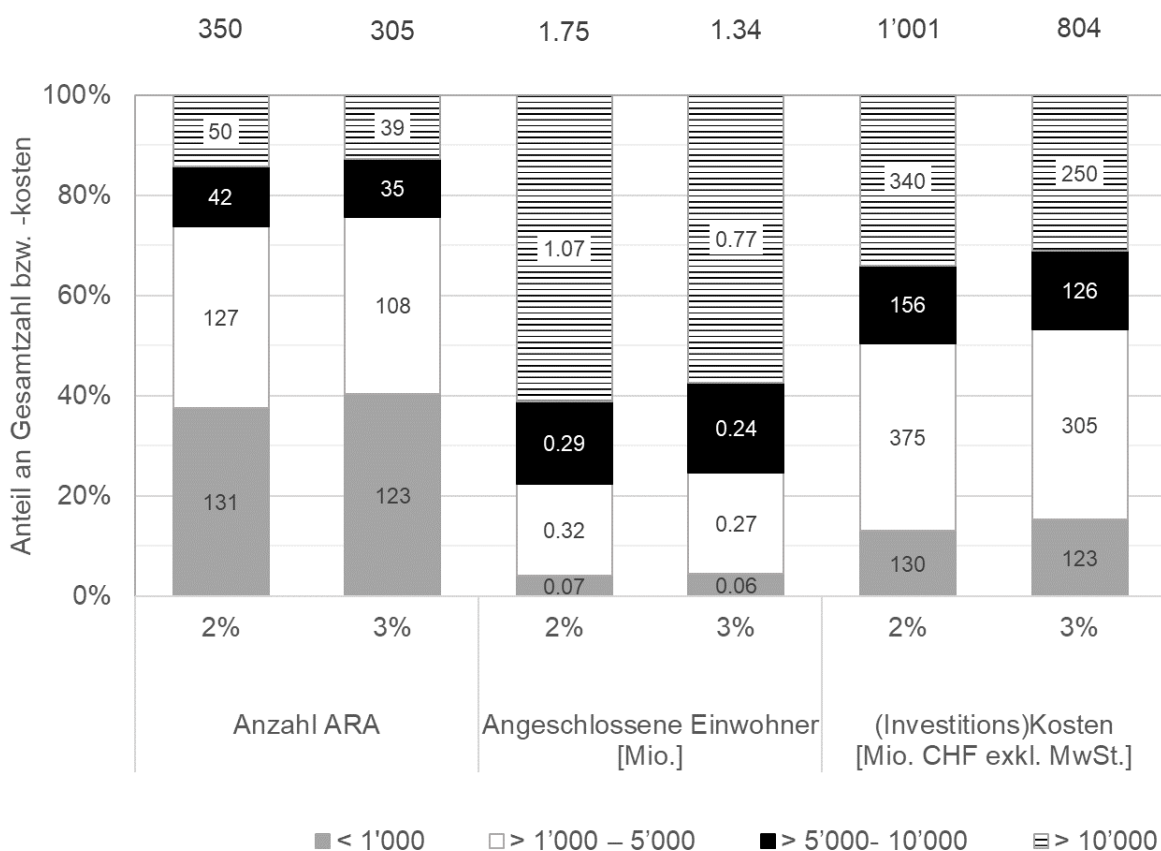
Der Ausbau von 189 ARA mit einer Stufe zur Elimination von Spurenstoffen beträgt 597 Mio. CHF. Dazu addieren sich die neu abgeltungsberechtigten Umleitungskosten für 57 ARA von 120 Mio. CHF (Tabelle 19). Im Szenario 2 mit 2% Abwasseranteil als Kriterium, verteilen sich die Ausbaukosten von 914 Mio. CHF in vergleichbarer Weise auf die ARA-Grössenklassen (Tabelle 20).

### ARA ohne Q<sub>347</sub>-Wert

Für die Ermittlung der ARA mit Überschreitung der numerischen Anforderung gem. Anhang 2 GSchV anhand eines Abwasseranteilkriteriums, sind verlässliche Informationen über die tatsächlichen

Abflussmengen nötig. Für einige ARA waren jedoch keine  $Q_{347}$ -Werte vorhanden, so dass im Stoffflussmodell keine Substanzkonzentrationen im Gewässer oder Abwasseranteile berechnet wurden. Dadurch wird die Gesamtheit der potenziell unter die Motion 20.4262 fallenden ARA möglicherweise unterschätzt. Um die Höhe einer etwaigen Unterschätzung der Gesamtkosten aufgrund von nicht im Modell berücksichtigten ARA ohne  $Q_{347}$  im aufnehmenden Gewässer zu beziffern, wurde für diese ARA pauschal eine Überschreitung des 2%-Abwasseranteilkriterium angenommen. Die möglichen Kosten für die Umsetzung der Motion 20.4262 bei ARA ohne  $Q_{347}$ -Werte würden 87 Mio. CHF betragen (Tabelle 19). Darin enthalten sind Ausbauten von EMV-Stufen und Umleitungen auf andere ARA.

Eine zusammenfassende Gegenüberstellung des Massnahmenumfangs bei Einführung eines 2%- bzw. 3%-Abwasseranteilkriterium findet sich in Abbildung 15.



**Abbildung 15:** Anteil der verschiedenen ARA-Grössen-Klassen an den Parametern Anzahl auszubauender ARA, der daran angeschlossenen Einwohner und der geschätzten Investitionskosten für den Ausbau mit einer EMV-Stufe oder einer Umleitung auf eine andere ARA. Auch die Kosten für Massnahmen bei ARA ohne  $Q_{347}$ -Werte sind berücksichtigt. Zahlen in und über den Säulen geben die Summenwerte für die jeweilige Kategorie an.

### Wintertourismus ARA

Das Stoffflussmodell berücksichtigt bei der Berechnung der eingeleiteten Abwassermenge (Fracht an organischen Mikroverunreinigungen) die ständige Wohnbevölkerung der an die betrachteten ARA angeschlossenen Einzugsgebiete. In touristisch geprägten Gegenden kommt es allerdings zu erheblichen saisonalen Schwankungen der tatsächlichen Zahl der Personen, deren Abwasser in der ARA behandelt

wird. Dies ist zum Teil bereits aus der dimensionierten Behandlungskapazität ( $EW_{dim}$ ) der ARA ersichtlich.

Im Sinne einer Sensitivitätsanalyse wurden die Kosten des Ausbaus von ARA im Tourismusgebiete geprüft. Im Projekt wurden zur konservativen Kostenschätzung gezielt ARA in Wintertourismusgebieten betrachtet und bei grossen Abweichungen der ständigen und saisonalen Bevölkerung der Abwasseranteil im Gewässer mit dieser erhöhten Einwohnerzahl die Ausbaukosten neu berechnet. Das genaue Vorgehen bei der Ermittlung von Wintertourismus-ARA und der Schätzung der saisonal angeschlossenen Einwohner ist bei Gulde und Wunderlin (2024) beschrieben. Auf diese Weise konnten 10 zusätzliche ARA identifiziert werden, die einen Abwasseranteil von > 2% im Gewässer verursachen könnten und damit Massnahmen treffen müssten. Die Kosten des Baus einer EMV-Stufe für diese ARA sind in Tabelle 21 zusammengestellt. Die Kosten eines Ausbaus unter Annahme der ständigen Einwohnerzahl würde sich auf rund 25 Mio. CHF exkl. MwSt. belaufen. Würden die EMV-Stufen dieser ARA nach der saisonalen Einwohnerzahl dimensioniert, verdoppelten sich die Kosten auf bis zu 50 Mio. CHF exkl. MwSt.

**Tabelle 21: Investitionskostenschätzung (exkl. MwSt.) für EMV-Massnahmen an Wintertourismus ARA per Grössenklasse. Varianten für Bau EMV-Stufe nach ständiger bzw. saisonaler Einwohnerzahl**

<b>ARA-Grösse [E<sub>ang</sub>]</b>	<b>Ständige Einwohner</b>			<b>Saisonale Einwohner</b>		
	Anzahl ARA	E <sub>ang</sub> Gesamt	Investitionskosten (exkl. MwSt.) [Mio. CHF]	Anzahl ARA	E <sub>ang</sub> Gesamt	Investitionskosten (exkl. MwSt.) [Mio. CHF]
< 1'000	5	3'542	6.4	0		
> 1'000 - 5'000	5	15'340	18.5	4	12'062	14.7
> 5'000 - 10'000	0			2	13'612	7.4
> 10'000	0			4	77'358	27.1
<b>Gesamt</b>	<b>10</b>	<b>18'882</b>	<b>24.9</b>	<b>10</b>	<b>103'032</b>	<b>49.2</b>

### 7.3.3 Betriebskosten EMV-Stufe auf kleinen ARA

Während ein Teil der Investitionskosten aus der schweizweit erhobenen Abgabe abgegolten wird, sind die Betriebskosten allein durch die Gemeinden zu tragen. Die neu entstehenden Betriebskosten wurden ebenfalls von HBT in ihrer Kostenstudie ermittelt (HBT; 2023) unter Berücksichtigung der Positionen

- Betriebsmittel (Aktivkohle, Sauerstoff, Strom für die Prozessstufen)
- Entsorgungskosten für Schlammmentsorgung
- Laborkosten für Spurenstoffanalytik,
- Wartung und Unterhalt

Bei der kleine ARA (ca. 2'000 E<sub>ang</sub>) liegen die spezifischen Betriebskosten aller Varianten zwischen ca. 22-25 CHF/E<sub>ang</sub>/a, wobei die Ozonungsvariante am kostengünstigsten, und die PAK-Dosierung am teuersten ist. Den grössten Anteil an den Kosten haben die Spurenstoffanalytik (ca. 20%), sowie Wartung & Unterhalt (55-60%), welche als fixer Prozentsatz (1.5%) der Ausrüstungs- und Baukosten geschätzt wurden.

Für eine ARA von 6'400 E<sub>ang</sub> liegen die spezifischen Betriebskosten zwischen 13 bis 19 CHF/E<sub>ang</sub>/a. Hier erweist sich ebenfalls das Ozonungsverfahren als die günstigste Ausbauvariante. Der Betrieb der GAK-Filter ist knapp 50% teurer als die Ozonung. Grund dafür sind die deutlich höheren Kosten für die Betriebsmittel, also die Bereitstellung von granulierter Aktivkohle im Vergleich zur Ozonherstellung.

Die mit der Umsetzung der Motion 20.4262 verbundenen zusätzlichen Betriebskosten wurden aus den Angaben der Kostenstudie (HBT, 2023) geschätzt. Da insgesamt zu wenig Datenpunkte aus dem realen Betrieb kleiner EMV-Stufen für die Erstellung einer Kostenkurve verfügbar sind, wurden vereinfacht die Mittelwerte der spezifischen Betriebskosten pro angeschlossene Einwohner zur Berechnung verwendet, wie in Tabelle 22 dargestellt.

Für  $ARA > 10'000 E_{ang}$  wurden nicht die Mittelwerte verwendet, da aufgrund der spezifisch geringeren Investitionskosten in dieser Grössenklasse auch der Anteil der geschätzten Wartungskosten abnimmt. Stattdessen wurden die Betriebskosten für die betroffenen ARAs aus den Einzelkomponenten ermittelt, unter den folgenden Annahmen:

- Wartungskosten: 1.5% der Investitionskosten
- Betriebsmittel: proportional zur Jahresabwassermenge gem. VSA-Kennzahlen unter Annahme von 0.06 CHF/m<sup>3</sup> und Vollstrombehandlung (HBT, 2023)
- Analytikskosten: fix 10'000 CHF

Die geschätzten jährlichen Betriebskosten für die EMV-Stufe neu auszubauender ARA summieren sich auf bis zu 25.2 Mio. CHF exkl. MwSt. Die Verteilung auf die unterschiedlichen Grössenklassen ist in Tabelle 22 zusammengestellt.

**Tabelle 22: Betriebskostenschätzung (exkl. MwSt.) für EMV-Massnahmen an neu auszubauenden ARA der Motion 20.4262 pro Grössenklasse und Kriterium für den Ausbau. \*die Betriebskosten wurden nicht mit einem fixen Mittelwert berechnet, sondern über die Kosteneinzelkomponenten ermittelt. Im Mittel betragen die spezifischen Betriebskosten in dieser Grössenklasse knapp 14 CHF/E<sub>ang</sub> bzw. 0.10 CHF/m<sup>3</sup>.**

		Alle auszubauenden ARA		Auszubauende ARA mit Überschreitung des Kriteriums		Auszubauende ARA ohne Q <sub>347</sub> -Wert	
Szenario 1 (Kriterium 3% Abwasseranteil)							
ARA-Grösse [E <sub>ang</sub> ]	Spez. Betriebskosten [CHF/E <sub>ang</sub> /a]	Anzahl ARA	Betriebskosten [Mio. CHF/a]	Anzahl ARA	Betriebskosten [Mio. CHF/a]	Anzahl ARA	Betriebskosten [Mio. CHF/a]
< 1'000	23.7	104	1.26	61	0.80	43	0.46
> 1'000 - 5'000	23.7	81	4.53	72	4.16	9	0.37
> 5'000 - 10'000	17.8	28	3.49	28	3.49	0	
> 10'000	*	31	9.27	28	8.35	3	0.92
Gesamt		244	18.55	189	16.80	55	1.75
Szenario 2 (Kriterium 2% Abwasseranteil)							
< 1'000	23.7	109	1.31	66	0.86	43	0.46
> 1'000 - 5'000	23.7	100	5.90	91	5.53	9	0.37
> 5'000 - 10'000	17.8	35	4.53	35	4.53	0	0
> 10'000	*	42	13.46	39	12.54	3	0.92
Gesamt		286	25.2	231	23.46	55	1.75

Eine Studie zu Pulveraktivkohleanlagen in Baden-Württemberg (Kreienborg, Wortmann, Bertzbach, & Launay, 2019) hat spezifische Betriebskosten von 0.04 – 0.07 EUR/m<sup>3</sup> in der EMV-Stufe behandeltem Abwasser ermittelt. Bei einer Umrechnung der Behandlungskapazität der EMV-Stufe in angeschlossene

Einwohner (s. Anhang C, Abbildung 36), entspräche dies Kosten von 7–13.5 EUR/ $E_{ang}$ /a. Insgesamt zeichnet sich die ermittelte Kostenstruktur durch geringe Wartungs- und Instandhaltungskosten aus, die sich lediglich auf < 0.5% der Investitionskosten belaufen.

#### 7.4 Kostenwirksamkeit der Massnahmen an $ARA < 1'000 E_{ang}$

Mit Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen an  $ARA < 1'000 E_{ang}$  wird nur eine verhältnismässig geringe Fracht behandelt. Die ARA dieser Grössenklasse behandeln lediglich das Abwasser von knapp 0.07 Mio.  $E_{ang}$  und entsprechen demzufolge nur ca. 4% der neu auszubauenden ARA-Kapazität (vgl. Abbildung 15)). Allerdings machen ARA dieser Grössenklasse 30 bis 40% aller von der Motion 20.4262 betroffenen ARA aus. Die Kosten für Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen bei  $ARA < 1'000 E_{ang}$  werden auf 123-130 Mio. CHF (exkl. MwSt.) geschätzt (Abbildung 15). Dabei liegen die spezifischen Investitionskosten mit 1'500-2'000 CHF/ $E_{ang}$  deutlich über den Werten von ARA der Grössenklasse 5'000 bis 10'000  $E_{ang}$  ( $\leq 1'000$  CHF/ $E_{ang}$ ). Zudem stellt der Betrieb einer zusätzlichen Prozessstufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf einer sehr kleinen ARA ohne ständiges Personal eine Herausforderung dar.

#### 7.5 Gewässerentlastung und Nebeneffekte

Die Einführung von EMV-Stufen auf Schweizer ARA wird zu einer erheblichen Frachtreduktion und demzufolge zu tieferen Konzentrationen von organischen Mikroverunreinigungen in Gewässern führen (Gulde et al., 2024). Die Entlastung der Gewässerabschnitte bei unterschiedlicher Ausgestaltung der Massnahmen (Umsetzungsstand) wurde berechnet und ist in Abbildung 16 dargestellt. Die Karte zeigt die Flussabschnitte, für welche eine Einhaltung der numerischen Anforderung gemäss Anhang 2 der GSchV anhand der Modellannahmen gegeben ist (Gulde et al., 2024). Gut 5'000 km des Schweizer Gewässernetzes sind abwasserbelastet. Ohne jedwede EMV-Massnahmen auf ARA würden auf 3'000 km, d. h. 60 % der abwasserbeeinflussten Fliesstrecke, bei  $Q_{347}$  die numerischen Anforderungen von Anhang 2 der GSchV überschritten.



Abbildung 16: Fliesstrecken mit EMV-gereinigtem Abwasser (aus Gulde et al., 2024)

Die Umsetzung der bisher vorgesehenen Massnahmen auf Grundlage der geltenden Anforderung (GSchV Anhang 3, Stand 01.02.2023) bis 2040 wird zu einer Halbierung der belasteten Abschnitte von 60 % auf ca. 30 % (1'700 km) der Gewässerstrecken führen. Dieser Anteil würde ganz verschwinden, wenn weitere EMV-Massnahmen auf Grundlage eines 2% Abwasseranteilkriteriums umgesetzt würden. Bei Einführung eines 3% Abwasserkriterium wären die numerischen Anforderungen von Anhang 2 der GSchV bei Q<sub>347</sub> auf ca. 200 km der Flussabschnitte überschritten.

### 7.5.1 Rückhalt von Mikroplastik

Die zur Entfernung von Mikroverunreinigungen vorgeschlagenen möglichen Verfahren beinhalten zu- meist eine finale Filtrationsstufe (PAK und Sandfilter/Tuchfilter, Ozonung und Sandfilter, GAK-Filter). Diese Prozesse können Mikroplastik in erheblichen Umfang reduzieren. Bitter et al. (2022) fanden Für Tuchfilter, Membranen, Sandfilter und abwärts durchströmten GAK-Filtern einen 94% Masserückhalt von Mikroplastik (Bitter et al. 2022).

Untersuchungen an ARA im Kanton Zürich beziffern die Gesamteliminationsleistung von ARA durch die biologische Reinigung, Nachklärung und Filtration auf über 90% der Mikroplastikteilchen (Cabernat et al., 2016), wobei in der Filtrationsstufe ca. 61% zurückgehalten werden. Weiter Studien berichten mit 99% von noch höheren Entfernungseffizienzen nachgeschalteter Sandfilter auf kommunalen ARA (Wolff et al., 2021).

Die Ausrüstung weiterer ARA mit EMV-Stufen würde somit auch den Eintrag von abwasserbürtigem Mikroplastik in Gewässer erheblich vermindern.

### 7.6 Zusätzlicher Strombedarf

Die Ausrüstung von 350 ARA mit EMV-Stufen bedeutet einen zusätzlichen elektrischen Energiebedarf im Betrieb der Anlagen. Je nach Ausbauvariante und -grösse müssen 0.03 - 0.14 kWh/m<sup>3</sup> veranschlagt werden (HBT, 2023; siehe Anhang C, Tabelle 39). Die Werte berücksichtigen ausschliesslich den auf der ARA anfallenden zusätzlichen Energiebedarf für den Betrieb der EMV-Stufe und Ozonerzeugung. Der zusätzliche Strombedarf auf den ARA bei Umsetzung der Motion 20.4262 wird auf 6 - 30 GWh/a geschätzt (Tabelle 23).

**Tabelle 23: Zusätzlicher Strombedarf für EMV-Massnahmen an neu auszubauenden ARA**

	Gesamt		ARA mit Überschreitung Ab- wasseranteilkriterium		ARA ohne Q <sub>347</sub> -Wert	
	Anzahl ARA	Strombedarf [GWh/a]	Anzahl ARA	Strombedarf [GWh/a]	Anzahl ARA	Strombedarf [GWh/a]
Szenario 1 (Kriterium 3% Abwasseranteil)						
Gesamt	244	5.6 – 21.3	189	5.2 – 19.6	55	0.4 – 1.7
Szenario 2 (Kriterium 2% Abwasseranteil)						
Gesamt	286	7.4 – 29.4	231	7.3 – 27.7	55	0.4 – 1.7

## 8 Gesamte ungelöste Stoffe (GUS)

### 8.1 Stand der Technik

GUS-Konzentrationen in Abläufen von Belebtschlamm-, Festbett- und Wirbelbettanlagen liegen typischerweise im Bereich von 5-20 mg<sub>GUS</sub>/l (Abbildung 17). Bei stabilem Betrieb und fachgerecht ausgelegter Nachklärung werden Ablaufkonzentrationen von 5-10 mg<sub>GUS</sub>/l erreicht. Belebtschlammanlagen mit reinem Kohlenstoffabbau weisen aufgrund der schlechteren Flockenbildung leicht höhere Ablaufkonzentrationen auf (Abbildung 17). Tropfkörper weisen in der Regel höhere GUS-Ablaufkonzentrationen auf. Mit einem Schnellsandfilter können GUS-Konzentrationen um ungefähr 70% reduziert werden, wobei typischerweise Ablaufkonzentrationen im Bereich von 1.5 bis 8 mg<sub>GUS</sub>/l erreicht werden (Metcalf & Eddy, 2013; Betriebsdaten aus Schweizer ARA). Die GUS-Abscheideleistung in Nachklärungen und bei Schnellsandfiltern kann durch die Zugabe von Polymeren verbessert werden (Metcalf & Eddy, 2013).

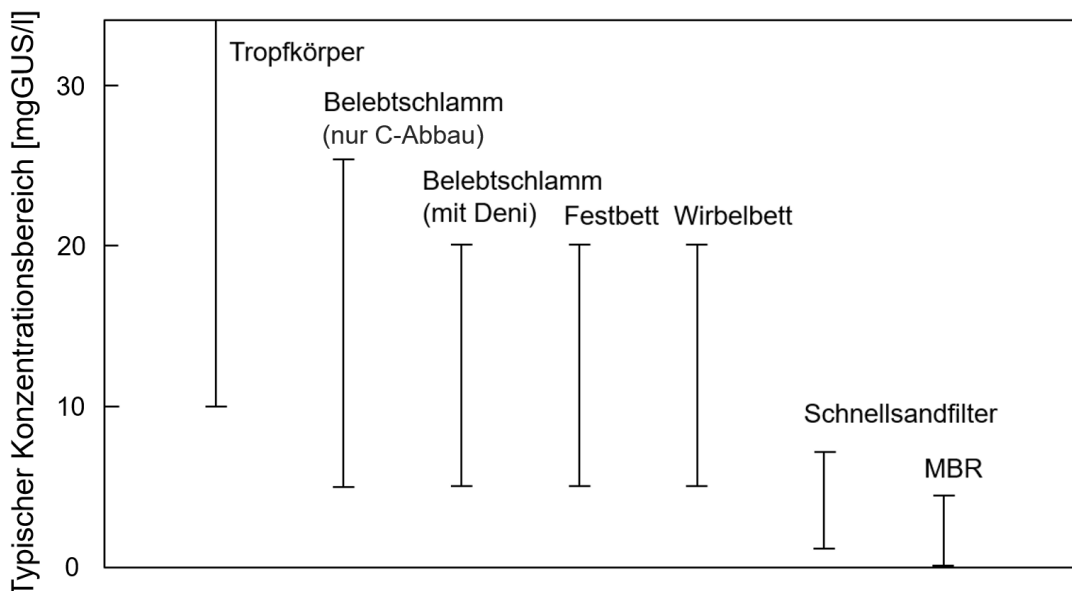


Abbildung 17: GUS-Ablaufkonzentrationen in ARA ohne Zugabe Flockungshilfsmitteln (Metcalf & Eddy, 2013)

### 8.2 IST-Zustand Schweiz

Innerhalb dieser Studie lagen GUS-Ablaufkonzentrationen für ungefähr die Hälfte der Schweizer ARA vor (377 von 737 ARA). Es wird vermutet, dass der vorhandene Datensatz repräsentativ ist, da Daten aus allen ARA-Grössenklassen vorhanden sind. Die vorhandenen GUS-Ablaufkonzentrationen wurden ausgewertet und grafisch dargestellt (Abbildung 18). GUS-Ablaufkonzentrationen in ARA > 10'000 EW<sub>dim</sub> liegen im 90%-Quantil mit wenigen Ausnahmen unterhalb von 20 mg<sub>GUS</sub>/l, wobei der Grenzwert von 15 mg<sub>GUS</sub>/l (gilt für ARA > 10'000 EW<sub>dim</sub>) von ungefähr 89% der ARA eingehalten wird. GUS-Ablaufkonzentrationen in ARA < 10'000 EW<sub>dim</sub> liegen tendenziell höher als bei ARA > 10'000 EW<sub>dim</sub>, wobei teilweise sehr hohe GUS-Ablaufkonzentrationen (> 40 mg<sub>GUS</sub>/l) gemessen werden. Der Grenzwert von 20 mg<sub>GUS</sub>/l gilt für ARA < 10'000 EW<sub>dim</sub> und wird von ungefähr 78% dieser ARA eingehalten. Wie erwartet, weisen ARA mit einem Filter tendenziell tiefere GUS-Ablaufkonzentrationen auf als ARA ohne Filter. Ungefähr 95% der ARA < 10'000 EW<sub>dim</sub> und 98% der ARA < 10'000 EW<sub>dim</sub> mit Filter halten den Grenzwert gemäss GschV ein.

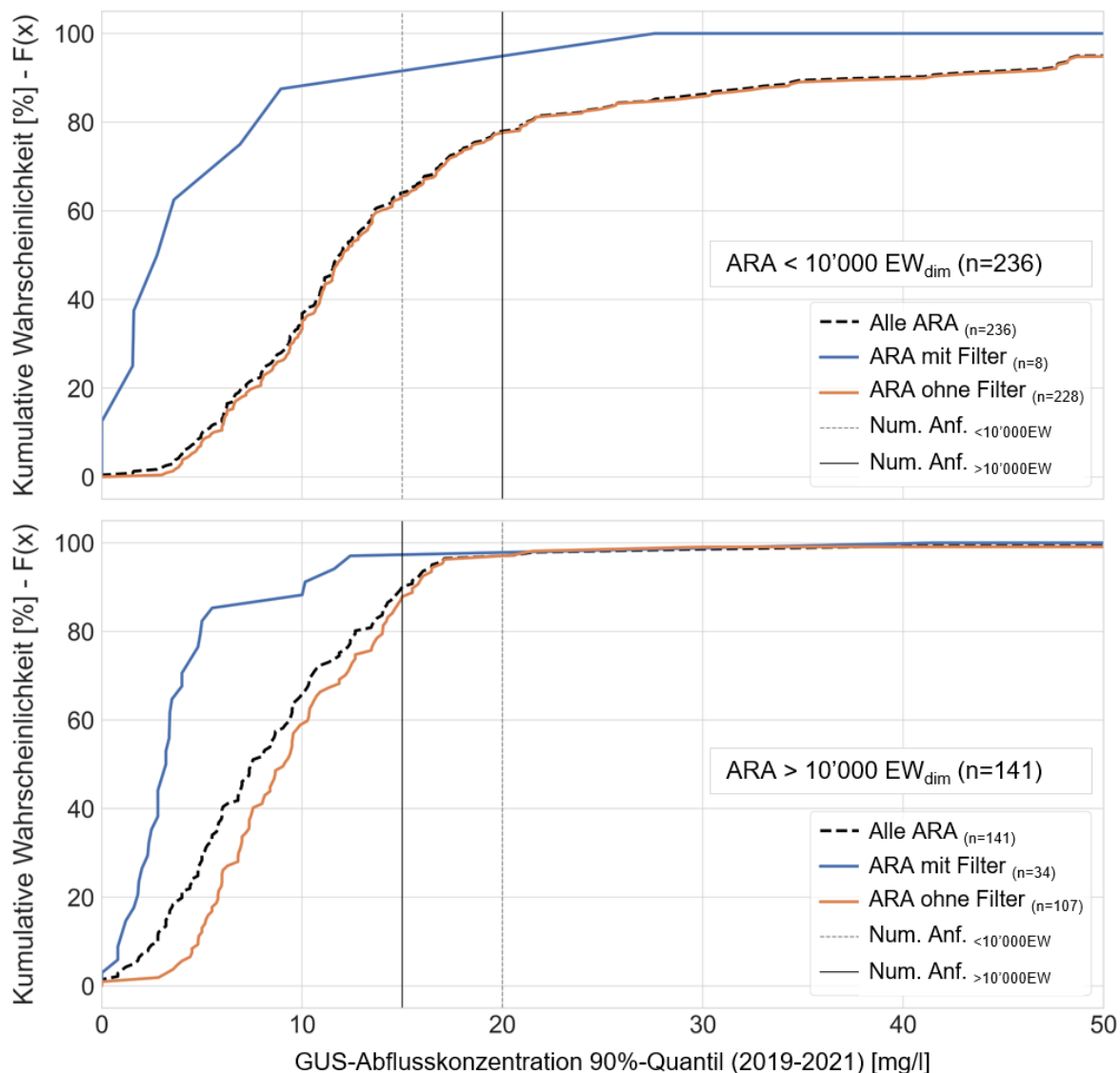


Abbildung 18: GUS-Ablaufkonzentration in 377 von insgesamt 737 Schweizer ARA > 200 EW<sub>dim</sub>.

### 8.3 Optimierungspotential

GUS-Ablaufkonzentrationen können reduziert werden, indem die Absetzung in der Nachklärung verbessert wird (z. B. durch Reduktion des Schlammvolumenindex infolge Polymerzugabe, optimierte Strömungsverhältnisse in Nachklärbecken) und/oder ein Schnellsandfilter installiert wird. Die gesamtschweizerische GUS-Fracht wurde basierend auf dem bestehenden Datensatz (377 ARA) abgeschätzt und es wurde mit Hilfe von vereinfachenden Annahmen berechnet, wie sich die Gesamtfracht bei der Umsetzung einer flächendeckenden Nitrifikation und bei der Umsetzung von EMV-Massnahmen verändern würde (Tabelle 24).

Annahme Umsetzung flächendeckende Nitrifikation: ARA, welche als «C-abbauende» ARA klassiert wurden, erreichen eine durchschnittliche GUS-Abflusskonzentration, welche mindestens dem Median von nitrifizierenden Anlagen ihrer Grössenklasse entspricht.



Annahmen EMV-Massnahmen: ARA, für welche eine Elimination von Mikroverunreinigungen vorgesehen ist und ARA, für welche eine Elimination von Mikroverunreinigungen basierend auf den numerischen Anforderungen der Gewässerschutzverordnung wahrscheinlich zukünftig notwendig sein wird, werden mit einem GAK- oder einem Schnellsandfilter ausgerüstet (Ausrüstung mit Schnellsandfilter typisch bei Elimination von Mikroverunreinigungen mit Pulveraktivkohle und Ozonierung). Abhängig davon, welcher Wert tiefer ist, wird angenommen, dass der EMV-Ausbau die ursprüngliche GUS-Ablaufkonzentration entweder um 60% reduziert (Mittelwert kantonale Daten) oder dass eine GUS-Ablaufkonzentration von  $5\text{mg}_{\text{GUS}}/\text{l}$  erreicht wird.

**Tabelle 24: Jährliche GUS-Frachten im Ablauf der ARA in der Schweiz nach Ausbau der Nitrifikation und nach Umsetzung der Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen**

Szenario	GUS-Fracht [ $\text{t}_{\text{GUS}}/\text{a}$ ]	Massnahme
Stand heute	7'500	keine
Flächendeckende Nitrifikation	6'700	Schweizweit flächendeckende Nitrifikation
EMV-Massnahmen	4'500	Ausbau ARA mit GAK- oder Schnellsandfilter

#### 8.4 Nebeneffekte

Eine Reduktion der GUS-Ablaufkonzentrationen führt zu einer Reduktion der Schwermetallemissionen, da viele Schwermetalle im Kläranlagenablauf an GUS gebunden sind. Chrom, Blei und Cadmium sind im nachgeklärten Abwasser zu ungefähr 90% im GUS und nur zu ungefähr 10% in der Wasserphase vorzufinden (Karvelas, Katsoyiannis, & Samara, 2003).

Es ist davon auszugehen, dass mit einer Reduktion der GUS-Ablaufkonzentration weniger Krankheitserreger in das aufnehmende Gewässer emittiert werden. Es ist bekannt, dass Krankheitserreger im nachgeklärten Abwasser teilweise an Belebtschlammflocken gebunden sind und die Belebtschlammflocken den Krankheitserregern Schutz bieten, wenn Desinfektionsverfahren wie UV-Desinfektion oder Chlor-Desinfektion eingesetzt werden (Metcalf & Eddy, 2013). Bei einer Studie, welche vier ARA in Indien untersuchte, konnten signifikante Zusammenhänge zwischen GUS-Konzentrationen und Pathogenen festgestellt werden. Die Regressionsparameter variierten jedoch pro Anlage und auch für die unterschiedlichen Parameter (Gesamtcoliforme, Fäkalcoliforme, Fäkalstreptokokken) (Tyagi, et al., 2011).

## 9 Organische Summenparameter (CSB, DOC)

### 9.1 Stand der Technik

Um zu beurteilen, welche CSB- und DOC-Ablaufkonzentrationen mit heute gängigen Abwasserreinigungsverfahren erreichbar sind, wurden Literaturwerte beigezogen und Betriebsdaten von Schweizer ARA ausgewertet.

**CSB-partikulär:** Im vorangehenden Kapitel wurde gezeigt, dass GUS-Ablaufkonzentrationen von 5-20 mg<sub>GUS</sub>/l mit Belebtschlamm-, Wirbelbett- und Festbetтанlagen ohne Schnellsandfilter erreicht werden können. Betriebsdaten zeigen, dass 1 mg<sub>GUS</sub>/l im Ablauf von Schweizer ARA näherungsweise 1 mg<sub>CSB,partikulär</sub>/l entspricht. Dementsprechend können Konzentrationen von partikulärem CSB im Bereich von 5-20 mg<sub>CSB,partikulär</sub>/l mit Belebtschlamm-, Wirbelbett- und Festbetтанlagen erreicht werden. Wird ein Schnellsandfilter nachgeschaltet sind Ablaufkonzentrationen im Bereich von 1.5-8 mg<sub>CSB,partikulär</sub>/l erreichbar.

**CSB-gelöst:** Die Ablaufkonzentration von gelöstem CSB hängt vor allem von der CSB-Konzentration im Rohabwasser und von der Abbaubarkeit des Rohabwasser ab. Bei einer vollständigen biologischen Behandlung von kommunalem Abwasser werden ungefähr 95% des CSB abgebaut (Koppe & Stozek, 1999). Im gereinigten Abwasser verbleiben ungefähr 5% des CSBs in gelöster Form, wobei es sich unter anderem um Huminsäuren, Metabolite synthetischer Tenside und Abbauprodukte von Mikroorganismen handelt (Koppe & Stozek, 1999). Ein Abbau von nahezu 95% findet ab einem Schlammalter von ungefähr 7 Tagen statt (Imhoff, 2006), wobei eine durchschnittliche ARA im Kanton Bern einen Median beim CSB-Abbau im Bereich von 92-95% erreicht. ARA-Daten im Kanton Bern wurden ausgewählt, da im Kanton Bern CSB-gelöst im Ablauf gemessen wird. Die CSB-Konzentration im Rohabwasser variiert von ARA zu ARA und hängt unter anderem vom Fremdwasseranteil ab. Gemäss VSA-Kennzahlenerhebung 2020 liegt die CSB-Konzentration im Rohabwasser bei 80% der Schweizer ARA im Bereich von 200-650 mg<sub>CSB</sub>/l. Bei einem vollständigen biologischen Abbau (≈95%) liegen die erreichbaren Ablaufkonzentrationen von gelöstem CSB bei den meisten ARA im Bereich von 10-35 mg<sub>CSB</sub>/l. Bei ARA mit hochkonzentriertem oder schlecht abbaubarem Rohabwasser (z. B. aufgrund Einleitung von schwer abbaubarem Industrieabwasser) könnten die erreichbaren Ablaufkonzentrationen höher liegen.

**CSB-total:** Die Ablaufkonzentration vom totalen CSB entspricht der Summe von partikulärem und gelöstem CSB. Basierend auf den vorangehenden Überlegungen ist eine Ablaufkonzentration im Bereich von 15-55 mg<sub>CSBtot</sub>/l in den meisten ARA ohne Schnellsandfilter erreichbar. Mit einem Schnellsandfilter dürften Ablaufkonzentrationen im Bereich von 12-45 mg<sub>CSBtot</sub>/l erreichbar sein. Diese Konzentrationsbereiche entsprechen ungefähr den bestehenden Anforderungen der Gewässerschutzverordnung von 60 mg<sub>CSB</sub>/l für ARA < 10'000 EW<sub>dim</sub> und 45 mg<sub>CSB</sub>/l für ARA > 10'000 EW<sub>dim</sub>.

**DOC:** Im Ablauf von ARA entsprechen 3 mg<sub>CSB,gelöst</sub>/l ungefähr 1 mg<sub>DOC</sub>/l (Metcalf & Eddy, 2013). Gemäss der dem vorangehenden Textabschnitt sind in den meisten Schweizer ARA DOC-Ablaufkonzentrationen im Bereich von 3-12 mg<sub>DOC</sub>/l erreichbar. Dieser Konzentrationsbereich entspricht ungefähr den bestehenden Anforderungen der Gewässerschutzverordnung von 10 mg<sub>DOC</sub>/l für ARA > 2'000 EW<sub>dim</sub>.

## 9.2 IST-Zustand Schweiz

Innerhalb dieser Studie lagen CSB-Ablaufkonzentrationen und CSB-Eliminationsraten für ungefähr 60% bis 70% der Schweizer ARA vor. CSB-Ablaufkonzentrationen in ARA < 10'000 EW<sub>dim</sub> im 90%-Quantil unterscheiden sich teilweise stark von ARA zu ARA, wobei der Grenzwert von 60 mg<sub>CSB/l</sub> von 90% der ARA eingehalten wird (Abbildung 19). CSB-Ablaufkonzentrationen im 90%-Quantil in ARA > 10'000 EW<sub>dim</sub> liegen tendenziell etwas tiefer, wobei der Grenzwert von 45 mg<sub>CSB/l</sub> von 85% der ARA eingehalten wird (Abbildung 19). CSB-Ablaufkonzentrationen in rein Kohlenstoff abbauenden ARA liegen im Durchschnitt höher als bei ARA, welche eine Nitrifikation oder Denitrifikation betreiben. Diese Beobachtung könnte auf einen höheren biologischen Abbau von CSB bei höheren Schlammaltern zurückzuführen sein. Weiter dazu beitragen können eine bessere Elimination bei Regenwetter infolge der längeren hydraulischen Aufenthaltszeit und ein besseres Schlammabsetzverhalten bei erhöhtem Schlammalter.

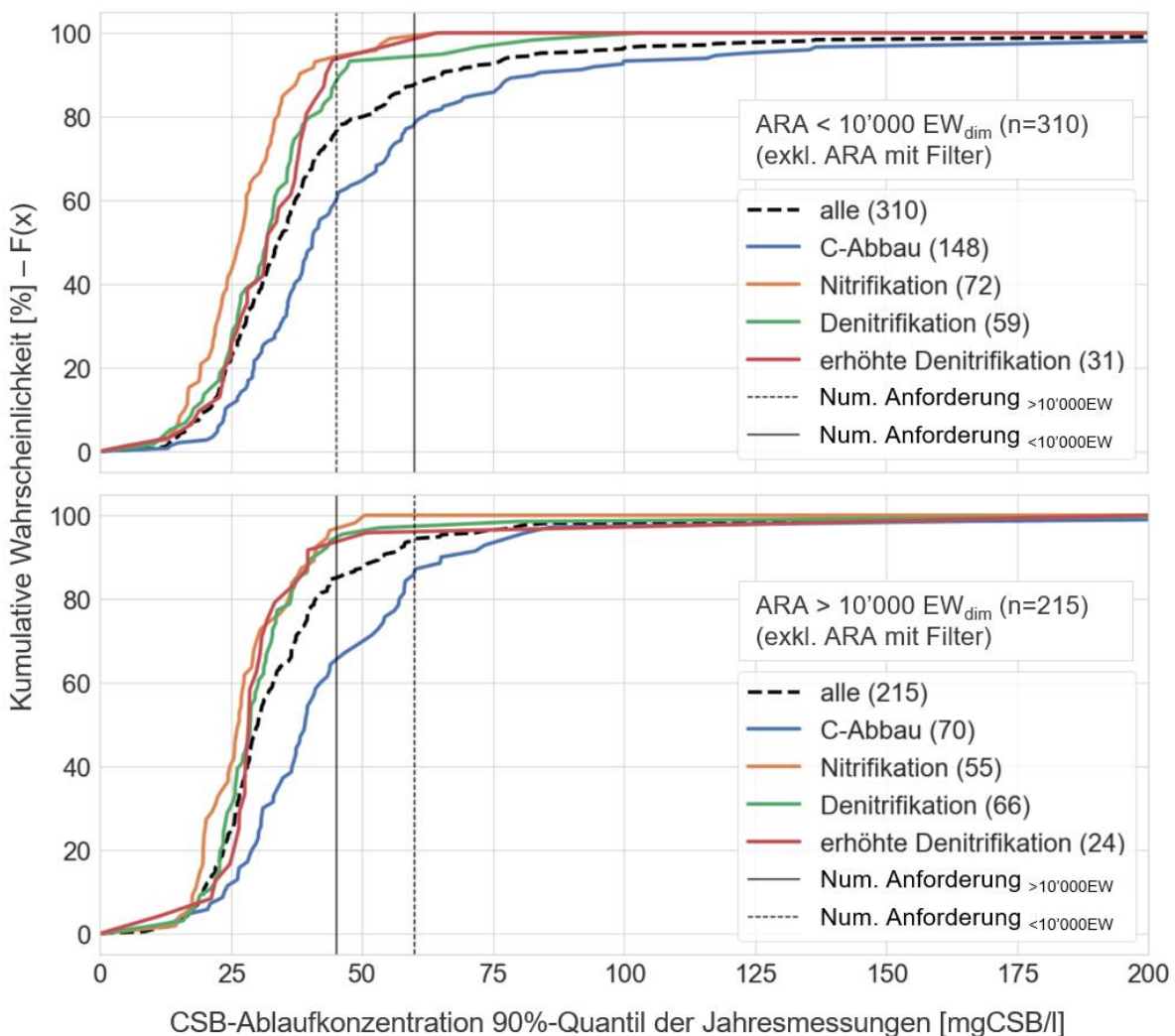


Abbildung 19: CSB-Ablaufkonzentration in Schweizer ARA ohne Filter (Daten verfügbar für 525 / 737 ARA).

Die CSB-Elimination in  $ARA < 10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  variiert stark von ARA zu ARA, wobei die numerische Anforderung (80% CSB-Elimination) von ungefähr 90% der ARA eingehalten wird (Abbildung 20). Die CSB-Elimination in  $ARA > 10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  liegt tendenziell höher als bei  $ARA < 10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$ , wobei die numerische Anforderung (85% CSB-Elimination) ebenfalls von ungefähr 90% der ARA eingehalten wird (Abbildung 20). Analog zu den CSB-Ablaufkonzentrationen weisen ARA, welche auf Nitrifikation oder Denitrifikation ausgebaut sind, eine tendenziell höhere CSB-Elimination auf als ARA, welche einen reinen Kohlenstoffabbau betreiben. Eine Analyse der Eliminationsleistungen und CSB-Abflusskonzentrationen zeigte auf, dass Anlagen, welche trotz hoher Eliminationsleistung sehr hohe CSB-Abflusswerte haben in der Regel industriell belastete Anlagen sind.

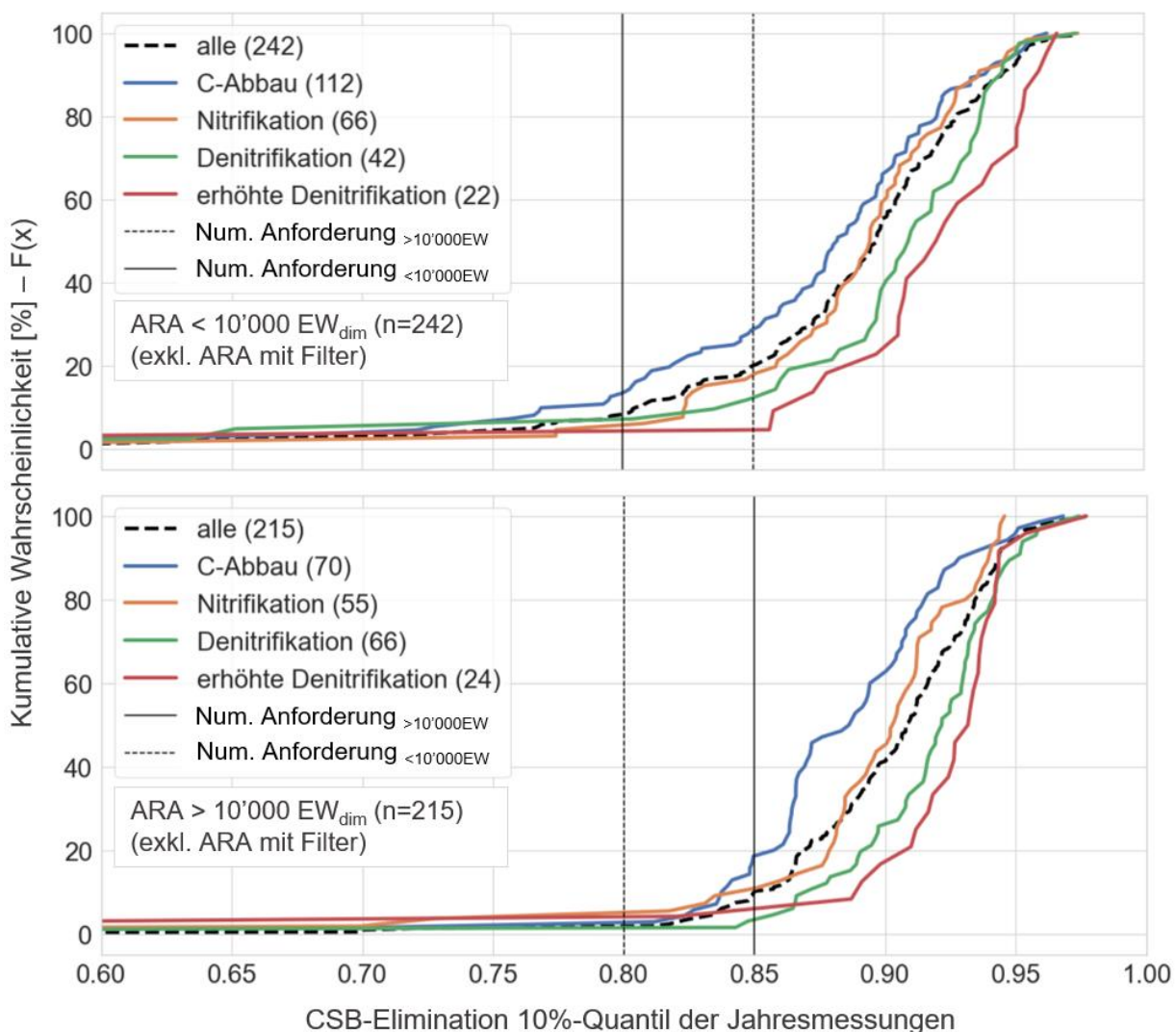


Abbildung 20: CSB-Elimination in Schweizer ARA (Daten verfügbar für 457 / 737 ARA)

### 9.3 Optimierungspotential

Aufgrund der vorhandenen Daten wurde die CSB-Fracht nur für 622 ARA abgeschätzt und es wurde berechnet, wie sich diese Fracht bei der Umsetzung einer flächendeckenden Nitrifikation und bei der Umsetzung von EMV-Massnahmen verändern würde.

Annahme Umsetzung flächendeckende Nitrifikation: ARA, welche als «C-abbauende» ARA klassiert wurden, werden optimiert und erreichen ganzjährig mindestens eine mittlere CSB-Elimination, welche der mittleren CSB-Elimination von nitrifizierenden ARA entspricht.

Annahmen EMV-Massnahmen: ARA, für welche eine Elimination von Mikroverunreinigungen vorgesehen ist und ARA, für welche eine Elimination von Mikroverunreinigungen basierend auf den numerischen Anforderungen der Gewässerschutzverordnung (GSchV Anhang 2, Stand 01.02.2023) wahrscheinlich zukünftig notwendig sein wird, werden mit einem GAK- oder Schnellsandfilter ausgerüstet (Ausrüstung mit Schnellsandfilter typisch bei Elimination von Mikroverunreinigungen mit Pulveraktivkohle und Ozonierung). Es wird angenommen, dass der Schnellsandfilter oder die GAK-Filtration die CSB-Ablauffracht um 28% reduziert (Mittelwert aus der Auswertung der kantonalen Daten von Zürich).

Wie in Tabelle 25 ersichtlich, könnten die heutigen CSB-Ablauffrachten in 622 von 737 ARA von 30'000  $t_{CSB}/a$  auf ungefähr 27'000  $t_{CSB}/a$  reduziert werden, wenn eine flächendeckende Nitrifikation eingeführt wird. Durch die zusätzliche Implementierung von EMV-Massnahmen würde eine jährliche Ablauffracht aus Schweizer ARA von 25'000  $t_{CSB}/a$  erreicht werden. Würde eine flächendeckende Nitrifikation und EMV-Massnahmen (bzw. GAK und Schnellsandfilter) implementiert werden, würden sich die Effekte auf die CSB-Ablauffrachten grundsätzlich aufaddieren.

**Tabelle 25: Veränderung jährliche CSB-Frachten aus Schweizer ARA für den Ausbau der Nitrifikation und EMV-Stufe (622 von 737 ARA in Analyse einbezogen)**

Szenario	CSB-Ablauffrachten [ $t_{CSB}/a$ ]	Massnahme
Stand heute	30'000	keine
Flächendeckende Nitrifikation	27'000	Flächendeckende Nitrifikation
EMV-Massnahmen	25'000	Ausbau ARA mit GAK- oder Schnellsandfilter

## 10 Phosphor

### 10.1 Stand der Technik

In der Schweiz fallen im Durchschnitt ungefähr  $1.8 \text{ gE}^{-1}\text{d}^{-1}$  Phosphor mit dem Abwasser an, davon ist rund 0.8 g partikulär, während der Rest gelöst, als Ortho-Phosphat, Polyphosphat oder organisch gebunden vorliegt. In der Vorklärung werden zwischen 10-25% (Böhler & Siegrist, 2008) und beim biologischen Kohlenstoffabbau werden 20-40% des Phosphors eliminiert (Böhler & Siegrist, 2008; Boller, 1993). Das heisst rund 60% des Phosphors müssen mit zusätzlichen Prozessen eliminiert werden, um die Anforderung gemäss GSchV (Tabelle 1) zu erfüllen. Dafür werden sowohl chemische wie auch biologische Verfahren eingesetzt, welche Ablaufwerte im Bereich von 0.15-0.35  $\text{mg}_\text{P}/\text{l}$  erreichen können.

Chemische Fällung: Bei der chemischen Fällung werden dem Abwasser Fällmittel zugegeben (typischerweise Aluminium- oder Eisensalze). Es wird zwischen der Vorfällung, der Simultanfällung und der Flockungsfiltration unterschieden. Bei der Vorfällung werden die Fällmittel vor der Vorklärung hinzugegeben, wobei die gefällten Partikel grösstenteils in der Vorklärung entfernt werden. Bei der Simultanfällung wird das Fällmittel in die Biologie, in die Nachklärung oder in den Rücklaufschlamm zugegeben (Boller, 1993). Bei der Flockungsfiltration werden die Fällmittel nach der Nachklärung zugegeben, wobei die Flockenbildung und Abscheidung in einem nachgeschalteten Schnellsandfilter stattfindet. Mit der Simultanfällungen lassen sich Ablaufwerte im Bereich zwischen 0.2-0.5  $\text{mg}_\text{P}/\text{l}$  erreichen. In Kombination mit einer Flockungsfiltration können die Ablaufwerte auf 0.1-0.3  $\text{mg}_\text{P}/\text{l}$  reduziert werden (Morck, Schwentner, & Banek, 2020).

Biologische Elimination: Eine biologische Phosphorelimination allein reicht in der Regel nicht aus, um die Grenzwerte der Gewässerschutzverordnung einzuhalten. Deshalb wird die biologische Phosphorelimination oft mit einer Vorfällung kombiniert. Damit lassen sich Ablaufwerte im Bereich von 0.2-0.5  $\text{mg}_\text{P}/\text{l}$  erreichen (Telgmann, 2022), wobei deutlich weniger Fällmittel benötigt wird als bei einer reinen chemischen Fällung (-50%) (Barjenbruch & Exner, 2009).

### 10.2 IST-Zustand Schweiz

Daten aus der VSA-Kennzahlenerhebung und zeitlich hochaufgelöste ARA-Betriebsdaten aus den Kantonen Bern, Graubünden, St. Gallen, Waadt, Wallis und Zürich (2019-2021) wurden ausgewertet.

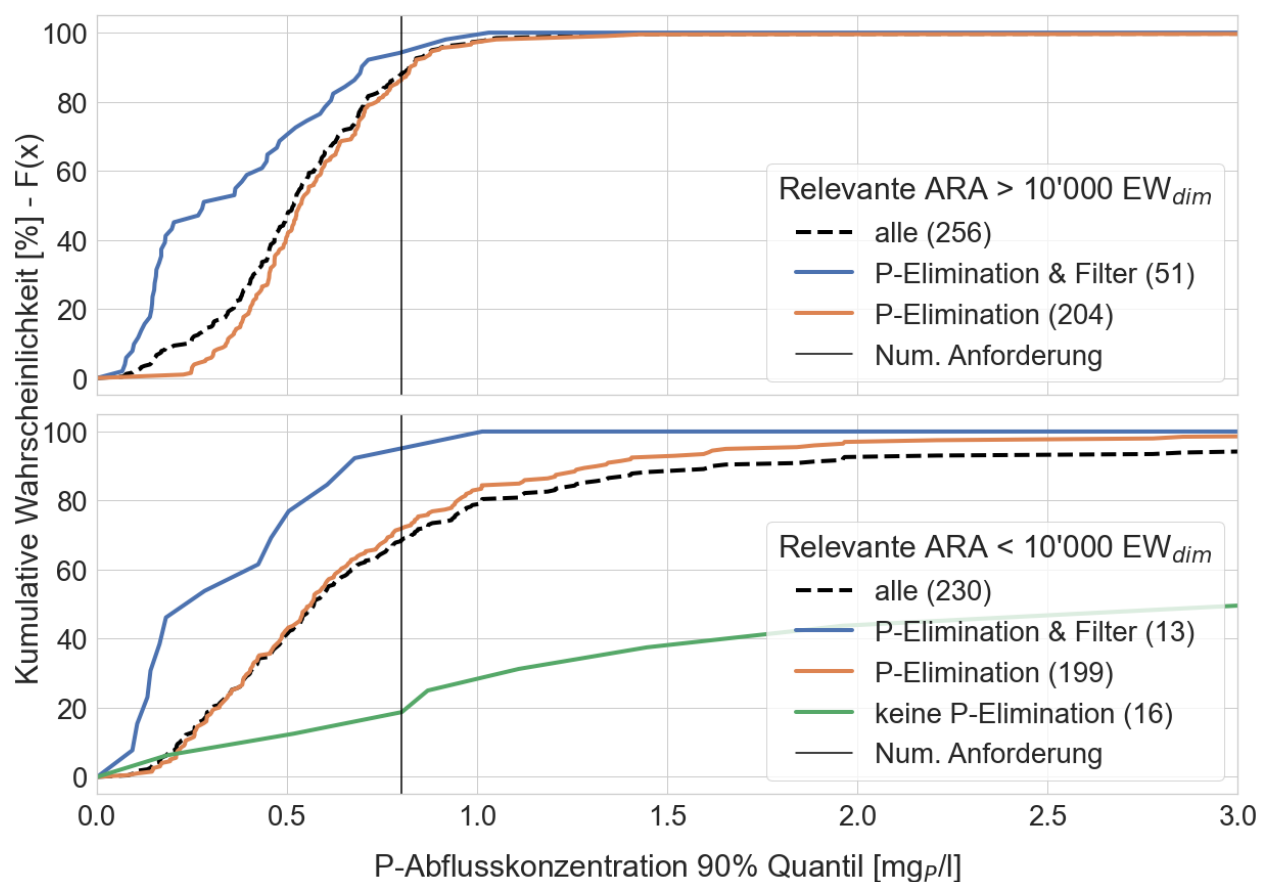
Relevante Anlagen: Phosphor Grenzwerte (Ablaufkonzentration und Reinigungsleistung) müssen gemäss Gewässerschutzverordnung nur in bestimmten ARA eingehalten werden (Tabelle 1). In dieser Arbeit wurden nur Anlagen beachtet werden, welche in Seen oder den Rhein einleiten. Dies betrifft 413 oder 70% der 614 Anlagen mit Daten zur Phosphor-Ablauffracht. Welche weiteren Fliessgewässer besonderen Schutz benötigen, konnte aufgrund der vorhandenen Daten nicht festgestellt werden.

Für 614 von 737 ARA waren Informationen über die Phosphorelimination vorhanden. 90% dieser ARA verfügen über eine Phosphorelimination. Als Phosphorelimination gilt die Zugabe von Fällmitteln im Reinigungsprozess oder eine biologische Phosphorelimination. ARA grösser als  $>10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  besitzen nur in Einzelfällen keine Phosphorelimination. Aufgrund der vorhandenen Daten konnte die Art der Elimination nicht weiter unterschieden werden.

Die Phosphor-Ablauffracht welche über die untersuchten ARA (Daten verfügbar für 614 von 737 ARA), in Schweizer Gewässer eingeleitet wird, liegt bei ungefähr 550  $\text{t}_\text{P}/\text{a}$ . Aufgrund der fehlenden Daten ist die tatsächliche Fracht wahrscheinlich etwa 10% höher. Die grössten Anlagen ( $>50'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$ ) verursachen ungefähr 70% der gesamten Fracht, während kleine ARA die Fracht nur marginal beeinflussen.

Phosphoremissionen von kleinen Anlagen können dennoch umweltrelevant sein, da es bei stark abwasserbelasteten Vorflutern zu lokaler Eutrophierung kommen kann, sofern im Gewässer das N/P-Verhältnis  $> 20$  ist (Guntern, 2016).

Phosphor-Ablaufkonzentrationen im 90%-Quantil in relevanten ARA  $< 10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  unterscheiden sich teilweise stark von ARA zu ARA, wobei der Grenzwert von  $0.8 \text{ mg}_\text{P}/\text{l}$  (GSchV, Stand 01.02.2023) von ungefähr 70% der ARA eingehalten wird (Abbildung 21). Phosphor-Ablaufkonzentrationen im 90%-Quantil in relevanten ARA  $> 10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  liegen klar tiefer wobei der Grenzwert von 90% der ARA eingehalten wird. Wenn zusätzlich zur P-Elimination ein Filter vorhanden ist, steigt dieser Anteil auf über 90%. Bei den kleinen ARA gibt es 16 Anlagen, welche keine P-Elimination haben. Hier sind die Abflusskonzentrationen durchschnittlich höher und nur 25% der Anlagen halten den Grenzwert ein.



**Abbildung 21: Phosphor-Ablaufkonzentrationen in Schweizer ARA. Nur relevante Anlagen mit verfügbaren Daten in Analyse einbezogen (586 von 737 ARA).**

Eine genauere Analyse von 23 Schweizer Anlagen mit Filter zeigte, dass ein Filter durchschnittlich zu 60% Reduktion des Gesamtposphors führt. Im Vergleich mit Literaturdaten ist dieser Wert relativ hoch (Metcalf & Eddy, 2013). Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass gewisse Filter für eine Flockungsfiltration verwendet werden. Das heisst, es wird zusätzliches Fällmittel nach der Nachklärung hinzugegeben und die gebildeten Flocken anschliessend auf dem Filter abgetrennt. Dadurch kann nicht nur partikulärer sondern auch gelöster Phosphor eliminiert werden.

Neben dem Grenzwert für die Abflusskonzentration von  $0.8 \text{ mg}_\text{P}/\text{l}$ , ist in der GSchV geregelt, dass bezogen aufs Rohabwasser, ein Reinigungseffekt von 80% eingehalten werden muss. Für 413 der relevanten ARA waren Eliminationsraten vorhanden. Der Reinigungseffekt von 80% wird von 91% der grossen ARA

(> 10'000 EW<sub>dim</sub>) und von 76% der kleinen ARA (< 10'000 EW<sub>dim</sub>) eingehalten. 5.9% der grossen ARA und 10.2% der kleinen ARA haben eine zu niedrige Elimination, halten aber die Abflusskonzentration ein. Dies ist wahrscheinlich auf eine Verdünnung mit Fremdwasser zurückzuführen. Beide Grenzwerte (P-Ablaufkonzentration und Eliminationsleistung) werden von 83% der grossen und 65% der kleinen Anlagen eingehalten.

### 10.3 Optimierungspotential

Die Effekte einer Reduktion der Phosphorkonzentration im Abfluss der Schweizer ARA wurde anhand dreier Szenarien untersucht. Die Berechnungen wurden nur auf jene Anlagen angewendet, welche aufgrund der GSchV relevant sind. Von den 737 Schweizer ARA, welche im Kennzahlenbericht integriert sind, leiten 161 in ein nicht relevantes Einzugsgebiet ein und für zusätzliche 163 Anlagen waren keine Zufluss- oder Abflusskonzentration angegeben. Die Berechnungen wurden insgesamt für 413 Anlagen durchgeführt.

Szenario 0.8 mg<sub>P</sub>/l: ARA, welche die aktuelle numerische Anforderung von 0.8 mg<sub>P</sub>/l nicht erreichen, werden optimiert und halten den Grenzwert ganzjährig im 90%-Quantil ein.

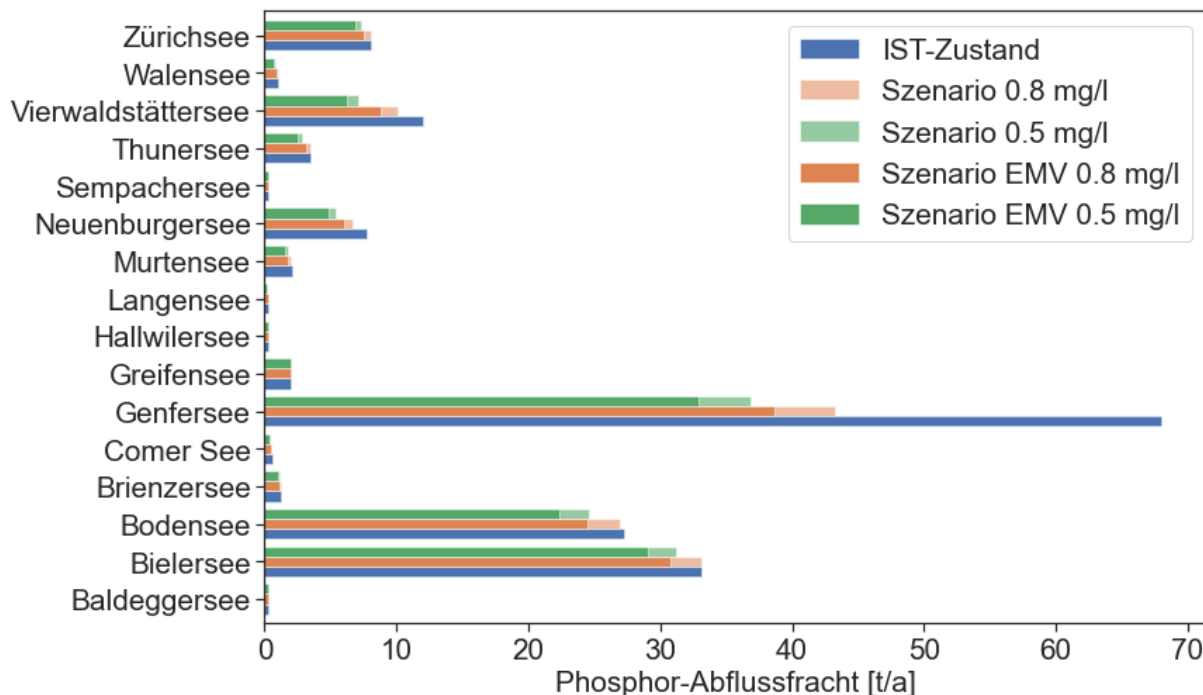
Szenario 0.5 mg<sub>P</sub>/l: Alle ARA halten im ganzjährigen 90%-Quantil 0.5 mg<sub>P</sub>/l ein. ARA, welche diesen Wert bisher nicht einhalten, werden optimiert. Eine numerische Anforderung von 0.5 mg<sub>P</sub>/l wird in der EU für die neuen Richtlinien für kommunales Abwasser vorgeschlagen (Anhang 1) (Europäische Kommission, 2022)

Szenario EMV (0.5 mg<sub>P</sub>/l oder 0.8 mg<sub>P</sub>/l): Für die oben genannten Szenarien wird zusätzlich angenommen, dass ARA, für welche eine Elimination von Mikroverunreinigungen vorgesehen ist und ARA, für welche eine Elimination von Mikroverunreinigungen basierend auf den numerischen Anforderungen der Gewässerschutzverordnung (Stand 01.02.2023, Anhang 2) wahrscheinlich zukünftig notwendig sein wird, mit einem GAK- oder Schnellsandfilter ausgerüstet werden (Ausrüstung mit Schnellsandfilter typisch bei Elimination von Mikroverunreinigungen mit Pulveraktivkohle und Ozonierung). Es wird angenommen, dass der Schnellsandfilter oder die GAK-Filtration die Phosphor-Ablauffracht um 15% reduziert. Dieser Wert wurde anhand Literatur erhoben (Metcalf & Eddy, 2013). Ebenfalls wurden kantonale Daten zur GUS-Elimination im Filter hinzugezogen (siehe Anhang D).

Für die 0.8 mg/l und 0.5 mg/l Szenarien wurde für jene Anlagen die Frachten neu berechnet, welche den Grenzwert bisher nicht einhalten. Da angenommen wurde, dass die Grenzwerte im 90%-Quantil eingehalten werden, mussten die Quantile zuerst in den Mittelwert umgerechnet werden (Gleichung P1 im Anhang). Die berechneten Mittelwerte sind im Anhang F gegeben. Für die Berechnung des Fällmittelverbrauchs wurden Betawerte aus Metcalf & Eddy (2013) verwendet (Anhang F).

In Abbildung 22 sind die Phosphorfrachten für die drei Szenarien auf Gewässereinzugsgebiete aufgeteilt dargestellt. Darin wird ersichtlich, dass in allen Szenarien der grösste Anteil der Phosphorfracht in den Genfer-, den Bieler- und den Bodensee eingeleitet wird.





**Abbildung 22: Jährliche Phosphorfracht nach See-einzugsgebieten für die vier gerechneten Szenarien.**

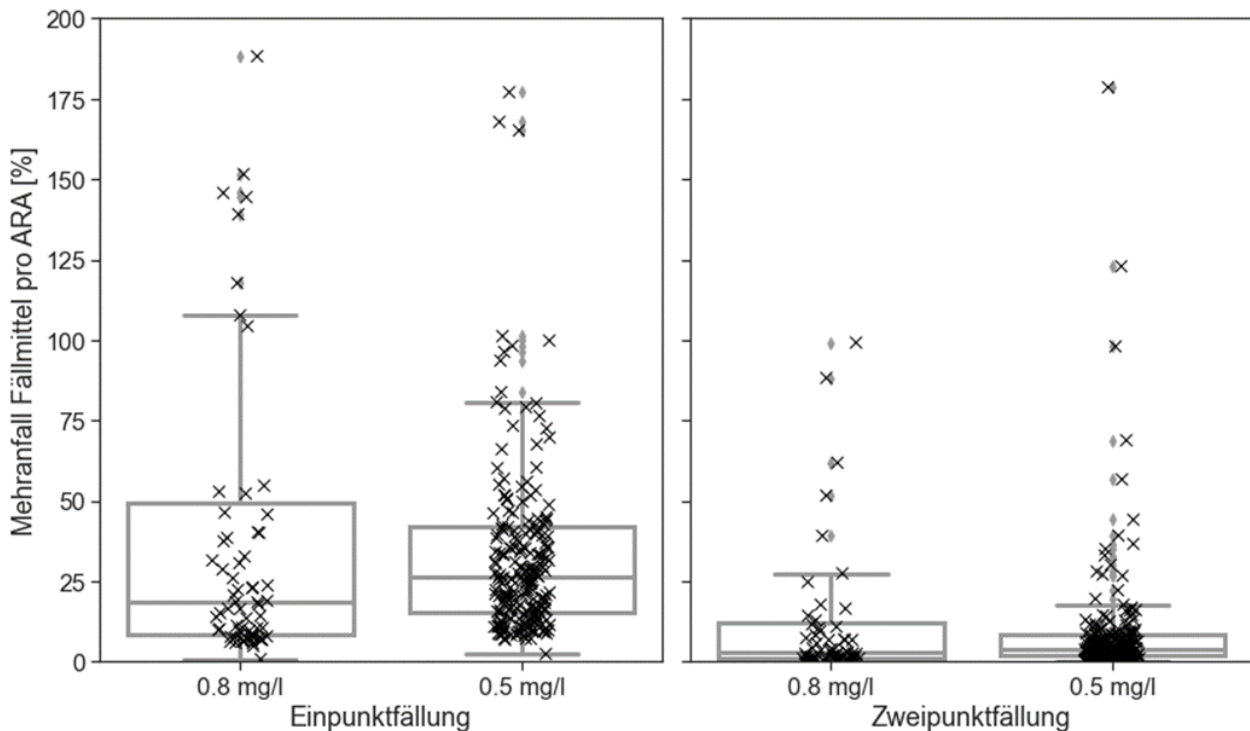
Schweizweit führen die betrachteten 413 Anlagen zu einer Gesamtfracht von 420 t/a. Wenn alle Anlagen den bisherigen Grenzwert von 0.8 mg/l im 90%-Quantil einhalten würden, würde dies zu einer Reduktion der Phosphorfracht auf 390 t/a führen. Bei einer Reduktion des Grenzwertes auf 0.5 mg/l würde die Phosphorfracht auf 310 t/a sinken. Während bei einem Grenzwert von 0.8 mg/l 17% der 413 Anlagen ihre Phosphorkonzentrationen im Abfluss reduzieren müssten, sind es bei 0.5 mg/l bereits 54% aller Anlagen. Ein Ausbau der EMV-Stufe würde zu einer zusätzlichen Reduktion von ungefähr 10% des jeweiligen Szenarios führen. Diese Reduktion ist etwa gleichmäßig auf Anlagen zurückzuführen, die bereits bis 2040 ausgebaut sein müssen, sowie auf solche, die gemäß dieser Studie zusätzlich ausgebaut werden müssen.

### 10.3.1 Fällmittelbedarf

Für die Elimination von Phosphor muss Fällmittel eingesetzt werden, was zu zusätzlichen Betriebskosten führt. Die Biologie muss über genügend Kapazität verfügen, um den gefällten Schlamm halten zu können. Um den Mehrverbrauch von Fällmittel für die Szenarien zu berechnen, wurde angenommen, dass alle Anlagen eine Simultanfällung anwenden. Dies ist eine starke Vereinfachung der Situation in der Schweiz und es muss davon ausgegangen werden, dass die verwendete Menge Fällmittel tendenziell überschätzt wird. Die Berechnung kann jedoch aufzeigen, wie sich der Fällmittelverbrauch zwischen den Szenarien unterscheidet. Verwendete Betawerte für die Berechnung sind in Anhang F gegeben.

Mit dieser Annahme beträgt der Fällmittelverbrauch aktuell 12'500 Tonnen Eisen pro Jahr. Bei einem Wechsel der aktuellen Situation auf 0.8 mg/l schweizweit müsste 3% mehr Fällmittel verwendet werden. Der Fällmittelverbrauch steigt bei einem Grenzwert von 0.5 mg/l um 16%. Wenn nur Anlagen betrachtet werden, welche im Vergleich zum IST-Zustand ihre Elimination erhöhen müssen, so müssen diese für das 0.8 mg/l Szenario im Median 19% mehr Fällmittel verwenden und für das 0.5 mg/l Szenario 26% (Abbildung 23). Einige Anlagen müssten sogar mehr als die doppelte Menge verwenden. Dies betrifft

jedoch nur Anlagen, welche eine ungenügende Phosphorelimination haben und den Grenzwert von 0.8 mg/l bisher klar überschreiten.



**Abbildung 23:** Prozentualer Mehranfall von Fällmittel pro ARA für die Szenarien 0.8 mg/l und 0.5 mg/l für Einzelpunkt-fällung (links) sowie Zweipunkt-fällung (rechts). Starke Ausreißer (>200% Anstieg des Fällmittelverbrauchs) werden in der Abbildung nicht dargestellt.

Der klare Anstieg zwischen dem 0.8 mg/l Szenario und dem 0.5 mg/l Szenario kann damit erklärt werden, dass niedrige Abflusskonzentrationen im Allgemeinen einen höheren  $\beta$ -Wert erfordern (siehe Anhang F). Um solch tiefe Abflusswerte zu erreichen, kann es deshalb sinnvoll sein, eine Zweipunkt-Fällung oder Flockungsfiltration anzuwenden. Dadurch kann die Menge an verwendetem Fällmittel reduziert werden. In einem zweiten Schritt wurde für die obigen Szenarien angenommen, dass alle ARA eine Zweipunkt-fällung anwenden, um die zusätzliche Fracht im Vergleich zum IST-Zustand zu eliminieren. Dies führt dazu, dass die Anlagen im Median lediglich 3% respektive 4% mehr Fällmittel einsetzen müssen. Auf alle 413 ARA gerechnet, steigt die verwendete Menge Fällmittel lediglich um 1% (0.8 mg/l Szenario) respektive 3% (0.5 mg/l Szenario). Alternativ kann die verwendete Menge an Fällmittel durch den Einsatz einer biologischen Phosphorelimination vermindert werden. Wenn eine biologische und chemische Fällung kombiniert werden, sind P-Ablaufkonzentrationen im Bereich zwischen 0.3-0.5 mg/L möglich (Telgmann, 2022). 12 Anlagen in Bayern erreichen mit Bio-P und chemischer Fällung Jahresmittelwerte von maximal 0.3 mg  $P_{ges}$ /L (Helmreich, Huber, Muntau, Steinle, & Athanasiadis, 2017). Durch die erhöhte biologische P-Elimination kann die benötigte Fällmittelmenge im Vergleich zu einer reinen chemischen Phosphorfällung um rund 50% vermindert werden (Barjenbruch & Exner, 2009).

## 11 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)

### 11.1 Stand der Technik

AOX ist ein Summenparameter, welcher organisch gebundenen Halogene im Abwasser erfasst. Die organisch gebundenen Halogene werden bei pH 2 an Aktivkohle adsorbiert und bei anschliessender Verbrennung der beladenen Aktivkohle freigesetzt. Es werden organische Verbindungen erfasst, die an Aktivkohle adsorbieren und Chlor-, Brom- oder Iodverbindungen beinhalten. Fluor wird bei dieser Methode nicht erfasst. Der AOX wird angegeben als Chlormasse in µg/L. Gemäss Gewässerschutzverordnung liegt die numerische Anforderung für AOX bei der Einleitung von gereinigtem Abwasser in Gewässer bei 0.08 mg/L. Wird diese Konzentration überschritten, bewertet die Behörde die Stoffe, ermittelt deren Herkunft und legt gemäss den Anhängen 3.2 und 3.3 erforderliche Massnahmen fest. Die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) legte für den Rhein einen Grenzwert von 0.05 mg/L fest (Fokuhl, 1999). In der EU-Richtlinie für Abwasser 90/415/EWG ist kein AOX-Grenzwert festgelegt, sondern Grenzwerte für exemplarisch zu erfassende organische Halogenverbindungen (1,2-Dichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen und Trichlorbenzol) (Fokuhl, 1999).

Gemäss Literatur zeigen ARA eine AOX-Elimination im Bereich zwischen 10-80%. Die Reinigungsleistung wird beeinflusst durch die Zusammensetzung der Substanzen, die im Summenparameter AOX zusammengefasst werden (Xu, Xie, Tian, & Chen, 2021).

In der Vollzugshilfe für zentrale Abwasserreinigungsanlagen wird darauf hingewiesen, dass AOX in den meisten Einzugsgebieten in vernachlässigbaren Mengen vorhanden ist und eine Beprobung deutlich reduziert werden kann (Schärer, Abegglen, Dominguez, Purtschert, & Weber, 2014). Eine im Kanton St. Gallen durchgeführte Studie zeigte bei keiner ARA eine Überschreitung der AOX-Ablaufkonzentration im Ablauf. Durch die Messung der AOX-Konzentration konnte auch nur bedingt Rückschlüsse auf Indirekteinleiter vorgenommen werden (Amt für Umwelt und Energie des Kantons St.Gallen, 2013).

Die Analytik von AOX erfolgt in der Regel basierend auf der Norm EN ISO 9562. Unzureichende Chloridabtrennung führt zwangsläufig zu einem AOX-Mehrbefund und stellte eine der grössten Fehlerquellen dar. Die Affinität zur Aktivkohle ist entscheidend für die AOX-Analyse. Zwischen dem DOC und AOX kommt es zur Konkurrenz um die freien Adsorptionskapazität auf der Aktivkohle. Deshalb kann eine hohe DOC-Konzentration ab 10 mg/L DOC (CSB 30mg/L) zu AOX-Minderbefunden führen. Aufgrund dieses Effektes sollte bei der AOX-Messung immer die Chlorid-Konzentration und der DOC mitbestimmt werden. Weiter können Feststoffe in der Probe zu einer grossen Streuung führen (Urteil, Köppel, & Scharf, 2020).

### 11.2 IST-Zustand Schweiz

Es wurden 10 Kantone angefragt, ob regelmässig AOX-Messungen im ARA-Ablauf durchgeführt werden. Keiner der Kantone führt regelmässig im Ablauf AOX-Messungen durch. Einzig in einem Kanton werden reine Industriekläranlagen 6–12-mal pro Jahr auf AOX untersucht. Falls AOX gemessen wird, dann in Ausnahmefällen und bei industriellen Einleitern oder für Deponiesickerwasser. In gewissen Kantonen wird der Belebtschlamm auf AOX untersucht. Die Analytik wird oft von externen Laboren durchgeführt. Falls Probleme bei der Messung auftraten, war dies aufgrund von Matrixproblemen oder bedingt durch eine erhöhte Chloridkonzentration. Gemäss den befragten Kantonen ist in den meisten kantonalen Richtlinien der Parameter AOX entfernt worden und wird deshalb nicht berücksichtigt.

### 11.3 Optimierungspotential

Die ökotoxikologischen Auswirkungen von AOX sind von Substanz zu Substanz unterschiedlich. Gewisse Substanzen sind sehr toxisch (z. B. Dioxine). Im Weiteren zählen alle halogenierten Kohlenwasserstoffe zu den klimarelevanten Stoffen und chlorierte sowie bromierte Verbindungen sind hauptverantwortlich für den Abbau der Ozonschicht (BAFU 2018). Aufgrund der Toxizität von bestimmten AOX-Verbindungen und der zum Teil eher geringen Abbauleistung von ARA bezüglich AOX (Xu, Xie, Tian, & Chen, 2021) ist ein Grenzwert im Ablauf der ARA angemessen. Aufgrund der mangelnden Datenlage ist eine Ausweisung eines Optimierungspotentials nicht möglich.

## 12 Schlussfolgerung

Ziel dieser Studie war die Erarbeitung der technischen Grundlagen für die Umsetzung der Motionen 20.4261 «Reduktion der Stickstoffeinträge aus den Abwasserreinigungsanlagen» und 20.4262 «Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen für alle Abwasserreinigungsanlagen» und die Analyse der Reinigungsleistung von Schweizer ARA in Bezug auf die Abwasserparameter Ammonium, Nitrit, Gesamtstickstoff, gesamte ungelöste Stoffe, chemischer Sauerstoffbedarf, gelöster organischer Kohlenstoff, Phosphor und adsorbierbare organische Halogenverbindungen. Des Weiteren sollten Optimierungspotentiale in Schweizer ARA identifiziert und Massnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung vorgeschlagen werden.

Betriebsdaten von Schweizer ARA zeigen, dass mehr als die Hälfte der Anlagen nicht das ganze Jahr über stabil nitrifizieren. Daten zu Niedrigwasserabflüssen in Fließgewässern deuten darauf hin, dass einige Anlagen, die derzeit keine stabile Nitrifikation durchführen, eigentlich nach der aktuellen Gesetzgebung nitrifizieren müssten. Die wissenschaftliche Theorie und Betriebsdaten von ARA im Kanton Zürich zeigen, dass eine stabile Nitrifikation mit Einhaltung der numerischen Anforderung der Gewässerschutzverordnung für Ammonium und Nitrit dem Stand der Technik entspricht. Um eine schweizweite stabile Nitrifikation zu erreichen, die eine Voraussetzung für die Erhöhung der Stickstoffelimination wäre, müssten ARA ausgebaut werden. Dies würde Investitionskosten in Höhe von etwa 1.3 Milliarden CHF exklusive MwSt. verursachen.

Die Studie ergab, dass ungefähr 46'600 t<sub>N</sub>/a mit dem Schweizer Abwasser in ARA gelangen, wovon ungefähr 24'400 t<sub>N</sub>/a (52%) in ARA eliminiert und 22'200 t<sub>N</sub>/a (48%) in Schweizer Gewässer eingeleitet werden. Stickstoffeinträge in Küstengewässer sind problematisch, da sie dort Eutrophierung und Algenblüten verursachen. In Extremfällen kann der Abbau von abgestorbenen Algen zu sauerstoffarmen Zonen im Tiefenwasser führen, wobei die meisten Lebewesen nicht mehr im Tiefenwasser überleben können. Wissenschaftliche Literatur und ARA-Betriebsdaten zeigen, dass eine Stickstoffelimination von >85% in Belebtschlammanlagen und eine Stickstoffelimination von 40-60% in Biofilmanlagen, ohne die Zugabe von externem Kohlenstoff, möglich ist, wobei bei schlechten CSB/N-Verhältnissen im Rohabwasser eine Umfahrung der Vorklärung notwendig sein kann. Betriebliche Optimierungsmassnahmen zur Erhöhung der Stickstoffelimination umfassen die interne Rezirkulation, jahreszeitliche Bewirtschaftung der Denitrifikation, sowie den Einsatz von Mess- und Regeltechnik. Für alle ARA, die nicht über genügend Biologievolumen verfügen um 80% N-Elimination, ist ein Ausbau der Beckenvolumen auf 120 l/EW<sub>dim</sub> für die Nitrifikation und zusätzlich 80 l/EW<sub>dim</sub> für die Denitrifikation (total 200 l/EW<sub>dim</sub>) vorgesehen. Eine Erhöhung der Stickstoffelimination auf etwa 75-85% über alle ARA wäre möglich, würde aber einen Ausbau vieler Anlagen erfordern und Investitionskosten von etwa 2.3-3.2 Mrd. CHF (2.3-3.5 Mrd. CHF, inklusive flächendeckender Nitrifikation), exklusive MwSt., verursachen. Vorteilhaft ist, dass bei der

Umsetzung einer erhöhten Stickstoffelimination ebenfalls eine stabile Nitrifikation umgesetzt werden kann (dies ist in den oberen Kosten inbegriffen). Eine erhöhte N-Elimination führt nicht zu zusätzlichem Energiebedarf. Durch die erhöhte anoxische Veratmung des CSB und der konsequenten Faulwasserentstickung sinkt der benötigte Energiebedarf für die Belüftung. Um eine N-Elimination von über 70% zu erzielen, müsste rund ein Drittel der ARA ihre Vorklärung anpassen, um ein besseres CSB/N-Verhältnis in der Biologie zu erzielen. Dies vermindert den Klärgasanfall und folglich den Eigendeckungsgrad.

Die Umsetzung einer flächendeckenden Nitrifikation in schweizerischen ARA würde den Energieverbrauch um ca. 40-80 GWh/a erhöhen. Die Umsetzung einer schweizweiten erhöhten Stickstoffelimination würde hingegen zu einer Reduktion des Energieverbrauchs um etwa 15-25 GWh/a führen. Insgesamt würde sich der Energieverbrauch in Schweizer ARA um ungefähr 15-65 GWh/a erhöhen. Basierend auf dem Schweizer Verbraucher-Strommix (128 gCO<sub>2</sub>eq/kWh im Jahr 2018) würde dies eine Zunahme von Treibhausgasemissionen um etwa 2'000-9'000 tCO<sub>2</sub>eq/a bedeuten. Diese Zunahme würde jedoch stark überkompensiert werden, denn die Umsetzung einer flächendeckenden Nitrifikation und einer erhöhten Stickstoffelimination würde die Lachgasemissionen schweizweit um etwa 1'400 tN<sub>2</sub>O/a reduzieren, was ungefähr 370'000 tCO<sub>2</sub>eq/a entspricht.

Die Konzentrationen ausgewählter organischer Spurenstoffe in Oberflächengewässern müssen bestimmte Grenzwerte einhalten (GSchV, Anhang 2, Ziffer 11, Nummern 3 & 4, Stand 01.02.2023). Im Rahmen dieser Studie wurde gezeigt, dass die numerische Anforderung für eine der Substanzen bei einem Abwasseranteil von 2% im Gewässer überschritten wird, wobei Ablaufkonzentrationen berücksichtigt wurden, die in 90% der Einleitungen erreicht werden. Dieses Kriterium ist folglich geeignet, um ARA zu identifizieren, die Massnahmen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen treffen müssen. Dies betrifft neu rund 350 ARA (rund 200 ARA mit mehr als 1'000 E<sub>ang</sub>, rund 90 ARA mit weniger als 1'000 E<sub>ang</sub> und rund 60 ARA bei welcher das Handlungsbedarf aufgrund fehlender Q<sub>347</sub>-Werte nicht bestimmt werden kann). Die Investitionskosten für die Massnahmen an diesen 350 ARA werden mit rund 1'000 Mio. CHF (exklusive MwSt.) beziffert. Zudem werden schätzungsweise Betriebskosten in Höhe von ca. 27 Mio. CHF/a anfallen (exklusive MwSt.). Bei den ARA-Betreibern entsteht ein zusätzlicher Energiebedarf von 6 -30 GWh/a, welcher stark vom gewählten Verfahren bestimmt ist. Bei einem Verbraucher-Strommix von 128 gCO<sub>2</sub>eq/kWh wäre mit einer Zunahme der Treibhausgasemissionen im Bereich von ca. 800-4'000 tCO<sub>2</sub>eq/a zu rechnen. Die Umsetzung der Massnahmen würde auf der anderen Seite zu einer weiteren erheblichen Entlastung der Fliessgewässer führen. Die Zahl der Gewässerkilometer, für die Überschreitungen der numerischen Anforderung zu erwarten sind, liesse sich vollständig reduzieren.

In Schweizer ARA wird ein Grossteil des organischen Materials entfernt, aber eine Restmenge bleibt im gereinigten Abwasser in partikulärer und gelöster Form zurück. Die gesetzlichen Anforderungen an die Elimination von chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) werden von ungefähr 90% der ARA eingehalten. Die gesetzlichen Anforderungen an Ablaufkonzentrationen von CSB werden von ungefähr 85% der ARA >10'000 EW<sub>dim</sub> und von ungefähr 90% der ARA <10'000 EW<sub>dim</sub> eingehalten, wobei rein Kohlenstoff abbauende ARA tendenziell höhere CSB-Ablaufkonzentrationen als nitrifizierende und denitrifizierende ARA aufweisen. Die gesetzlichen Anforderungen an Ablaufkonzentrationen von gesamten ungelösten Stoffen werden von ungefähr 90% der ARA >10'000 EW<sub>dim</sub> und von ungefähr 80% der ARA <10'000 EW<sub>dim</sub> eingehalten. Bei der CSB-Elimination in ARA besteht schweizweit Verbesserungspotential. Mit der Implementierung einer erhöhten Stickstoffelimination und mit zusätzlichen Stufen zur Elimination von Mikroverunreinigungen wird sich die CSB-Elimination zukünftig tendenziell verbessern.

Phosphor muss in Schweizer ARA, je nach ARA-Grösse und Eigenschaften des aufnehmenden Gewässers, eliminiert werden. Die gesetzlichen Anforderungen an Phosphor Ablaufkonzentrationen werden

von ungefähr 90% der ARA  $>10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  und von ungefähr 70% der ARA  $<10'000 \text{ EW}_{\text{dim}}$  eingehalten, wobei ARA mit Filtern tendenziell tiefere Phosphor Ablaufkonzentrationen aufweisen. Wenn die von der Europäischen Kommission derzeit vorgeschlagene numerische Anforderung von  $0.5 \text{ mg}_\text{P}/\text{l}$  verwendet würde, müssten 54% der aufgrund der GschV relevanten Schweizer ARA vermehrt Phosphor eliminieren. Dadurch könnten die Phosphor-Emissionen in Schweizer Gewässer um 25% reduziert werden.

Im Rahmen dieser Studie wurden die technischen Grundlagen für die Umsetzung der Motionen 20.4261 und 20.4262 erarbeitet und es wurde ein umfassender Überblick über die Reinigungsleistung der Schweizer ARA erstellt. Die Studie zeigt auf, dass in Schweizer ARA ein erhebliches Optimierungspotenzial hinsichtlich Nitrifikation und Stickstoffelimination besteht und dass die gesetzlichen Anforderungen je nach Abwasserparameter in 10 bis 30% der ARA nicht erfüllt werden.

Die Analyse der vorhandenen Daten hat gezeigt, dass für zukünftige Auswertungen Optimierungsbedarf bezüglich Vollständigkeit und Genauigkeit der Grundlagedaten besteht. Insbesondere die gesamtschweizerische Erhebung von zeitlich hochaufgelösten Zulauf- und Ablaufkonzentrationen und die Vollständigkeit der Datensätze sollte verbessert werden. Zusätzlich sollte die Datengrundlage zu Wasserabflüssen in Fliessgewässern vervollständigt werden, um die Belastung von Fliessgewässern genauer abschätzen zu können. Insgesamt konnte mit dieser Studie ein Überblick über die Reinigungsleistung in Schweizer ARA geschaffen und Grundlagen zur Umsetzung der Motionen 20.4261 und 20.4262 erarbeitet werden, wobei die Resultate unter anderem Optimierungspotentiale in Schweizer ARA aufzeigen und als Grundlage für zukünftige Studien genutzt werden können.

## 13 Literaturverzeichnis

- Achermann, S., Falas, P., Joss, A., Mansfeldt, C. B., Men, Y., Vogler, B., & Fenner, K. (2018). Trends in Micropollutant Biotransformation along a Solids Retention Time Gradient. *Environmental Science & Technology*, 52 (20) , 11601-11611. doi:10.1021/acs.est.8b02763
- Amt für Umwelt und Energie des Kantons St.Gallen. (2013). Spurenstoffe im Abwasser – Suche nach relevanten Emissionsquellen, Ergebnisse der Messkampagne 2012. St. Gallen: Amt für Umwelt und Energie (AFU).
- BAFU. (6.. Mai 2022). Wasserqualität in Seen. Von <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-der-seen/wasserqualitaet-der-seen.html> abgerufen
- Barjenbruch, M., & Exner, E. (2009). Leitfaden zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kläranlagen. Erfurt: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.
- Benstoem, F., Nahrstedt, A., Boehler, M., Knopp, G., Montag, D., Siegrist, H., & Pinnekamp, J. (2017). Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater - A meta-analysis of pilot and large-scale studies. *Chemosphere*, 105-118. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.06.118
- Binggeli, S., Schweizer, J., Diener, H.-P., & Kobler, B. (2023). KOSTEN UND LEISTUNGEN DER ABWASSERENTSORGUNG.
- Bitter, H., Krause, L., Kirchen, F., Fundneider, T. and Lackner, S. (2022). Semi-crystalline microplastics in wastewater plant effluents and removal efficiencies of post-treatment filtration systems, *Water Res. X* 17 (2022), 100156, <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2022.100156>.
- Böhler, M., Hernandez, A., Baggenstos, M., McArdell, C. S., Siegrist, H., & Joss, A. (2020). Elimination von Spurenstoffen durch granulierten Aktivkohle-Filtration (GAK): Grosstechnische Untersuchungen auf der ARA Furt, Bülach, Schlussbericht Eawag.
- Böhler, M. (2018). Rückgewinnung und Wiederverwendung von Stickstoff aus Abwasser. Eawag-Infotag, 11. September 2018. Dübendorf.
- Böhler, M., & Siegrist, H. (2008). Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen. Dübendorf: EAWAG.
- Böhler, M., Büttner, S., Liebi, C., & Siegrist, H. (2012). Dünger aus Abwasser. *Aqua & Gas*, No. 1/2012, S. 2-7.
- Böhler, M., Fleiner, J., Gruber, W., Seyfried, A., Luning, L., & Traksel, D. (2016). Planning and Design of a full-scale membrane ammonia stripping. Deliverable D4.2 / EU project POWERSTEP.
- Boller, M. (1993). Chemische Phosphorelimination. In VSA-Fortbildungskurse. Nährstoffelimination in der biologischen Abwasserreinigung. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Bundesamt für Landestopografie swisstopo. (21.. April 2023). Map geo admin. Von <https://map.geo.admin.ch/> abgerufen

- Bundesamt für Statistik. (2021). Bevölkerungswachstum und -bestand. Von <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/bevoelkerung.assetdetail.18264570.html> abgerufen
- Bundesamt für Statistik. (24. 03 2023). Baupreisindex. Von <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/preise/baupreise/baupreisindex.html> abgerufen
- Bundesamt für Umwelt. (2017). Kommunale Abwasserreinigung. Von <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/massnahmen-zum-schutz-der-gewaesser/abwasserreinigung/kommunale-abwasserreinigung.html> abgerufen
- Bundesamt für Umwelt. (2017). Kommunale Abwasserreinigung. Von <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/massnahmen-zum-schutz-der-gewaesser/abwasserreinigung/kommunale-abwasserreinigung.html> abgerufen
- Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft (2023). Bundesbeschluss über einen Verpflichtungskredit für die Räumung des ehemaligen Munitionslagers Mitholz, BBl 2023 2332 <https://www.fedlex.admin.ch/eli/fga/2023/2332/de>
- Cabernard, L.; Durisch-Kaiser, E.; Vogel, J.C.; Rensch, D. und Niederhauser, P. (2016). Mikroplastik in Abwasser und Gewässer. Aqua & Gas No. 7/8 2016
- Colella, S., Falcini, F., Rinaldi, E., Sammartino, M., & Santoleri, R. (2016). Mediterranean Ocean Colour Chlorophyll Trends. PLoS ONE, e0155756. . doi:10.1371/journal.pone.0155756
- Dominguez, D., Diggelmann, V., & Binggeli, S. (2016). Elimination von organischen Spurenstoffen bei Abwasseranlagen. Finanzierung von Massnahmen. Bundesamt für Umwelt.
- DWA. (2011). Leitfaden Nr. 2-14, Betrieb von Abwasseranlagen; Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. Landesverband Bayern.
- DWA. (2016). Arbeitsblatt DWA-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA. (2020). 33. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen. DWA-Leistungsnachweis 2020.
- Eawag. (19.. April 2023). Eawag, aquatic research. Von Modellstudie Schweiz: <https://www.eawag.ch/?id=828> abgerufen
- EEA. (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters, Topic report 7/2001. European Environment Agency.
- Europäische Kommission. (2022). Anhänge des Vorschlags für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung).
- Fokuhl, I. (1999). Halogenorganische Verbindungen in Umweltkompartimenten: Untersuchungen über Zusammensetzung, Herkunft und Verbleib des AOX in Umweltwasserproben. Dissertation, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Fachbereich Chemie.
- Fundneider, T., Acevedo, A. V., Abbt-Braun, G. W., Abrecht, D., & Lackner, S. (2021). Empty bed contact time: The key for micropollutant removal in activated carbon filters. Water Research, Vol. 191, March 2021, S. 116765. doi:10.1016/j.watres.2020.116765



- Gorczyca, D. (November 2008). Belebtschlammverfahren: A/I vs. konventioneller Betrieb. GWA.
- Gruber, W., von Känel, L., Vogt, L., Luck, M., Feller, K., Morgenroth, E., . . . Joss, A. (2021). Estimation of countrywide N<sub>2</sub>O emissions from wastewater treatment in Switzerland using long-term monitoring data. *Water Research X*. doi:10.1016/j.wroa.2021.100122
- Gujer, W. (1993). Grundlagen der Nitrifikation und der Denitrifikation in Belebungsanlagen. In VSA-Fortbildungskurse. Nährstoffelimination in der biologischen Abwasserreinigung. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & Loosdrecht, L. V. (1999). Activated sludge model No. 3. *Water Science and Technology*, Vol 39 (1), 183-193. doi:10.1016/S0273-1223(98)00785-9
- Gulde, R., & Wunderlin, P. (2024). Grenzwertüberschreitungen im Gewässer mit ARA-Ausbau beseitigen. Stoffflussanalyse identifiziert betroffene ARA. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Glattbrugg.
- Gulde, R., & Wunderlin, P. (2024a). Ammonium und Nitrit aus ARA – Berechnete Belastung der Gewässer. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Glattbrugg.
- Gulde, R., Wunderlin, P., Wittmer, I. und Doppler, T. (2024). Arzneimittel in Gewässern - Massnahmen an weiteren ARA notwendig, *Aqua & Gas*, No. 3/2024
- Guntern, J. (2016). Eutrophierung und Biodiversität - Auswirkungen und mögliche Stossrichtungen für Massnahmen im Kanton Zürich. Fachbericht als Ergänzung des Naturschutzgesamtkonzeptes des Kantons, Fachstelle Naturschutz, Amt für Landschaft und Natur. Forum Biodiversität Schweiz.
- Guo, J., Yang, Q., Peng, Y., Yang, A., & Wang, S. (2007). Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology. *Enzyme and Microbial Technology*, Vol. 40 (6), 1564-1569. doi:10.1016/j.enzmtec.2006.11.001
- Hargreaves, A. J., Constantino, C., Dotro, G., Cartmell, E., & Campo, P. (2018). Fate and removal of metals in municipal wastewater treatment: A review. *Environmental Technology Reviews*, 7(1), 1-18. doi:10.1080/21622515.2017.1423398
- HBT (2023). Kostenstudie EMV-Kleinanlagen. Technischer Bericht, Projekt Nr. 1370.19. Hunziker Betatech.
- Helmreich, B., Huber, M., Muntau, M., Steinle, E., & Athanasiadis, K. (2017). Analyse einer möglichst weitestgehenden Phosphorelimination bei kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht des F+E Vorhabens AZ 67-0270-34797/2016; im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt.
- Holinger. (2017). Evaluation der Kosten von Massnahmen zur Elimination von Mikroverunreinigungen.
- Hürdler, J., Parsuhn, V., & Spiess, E. (2015). Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in Gewässer der Schweiz.
- IKSR. (2020). Assessment Rhine 2020.
- Imhoff, K., & Imhoff, K. (2006). Taschenbuch der Stadtentwässerung. Oldenbourg Industrieverlag.

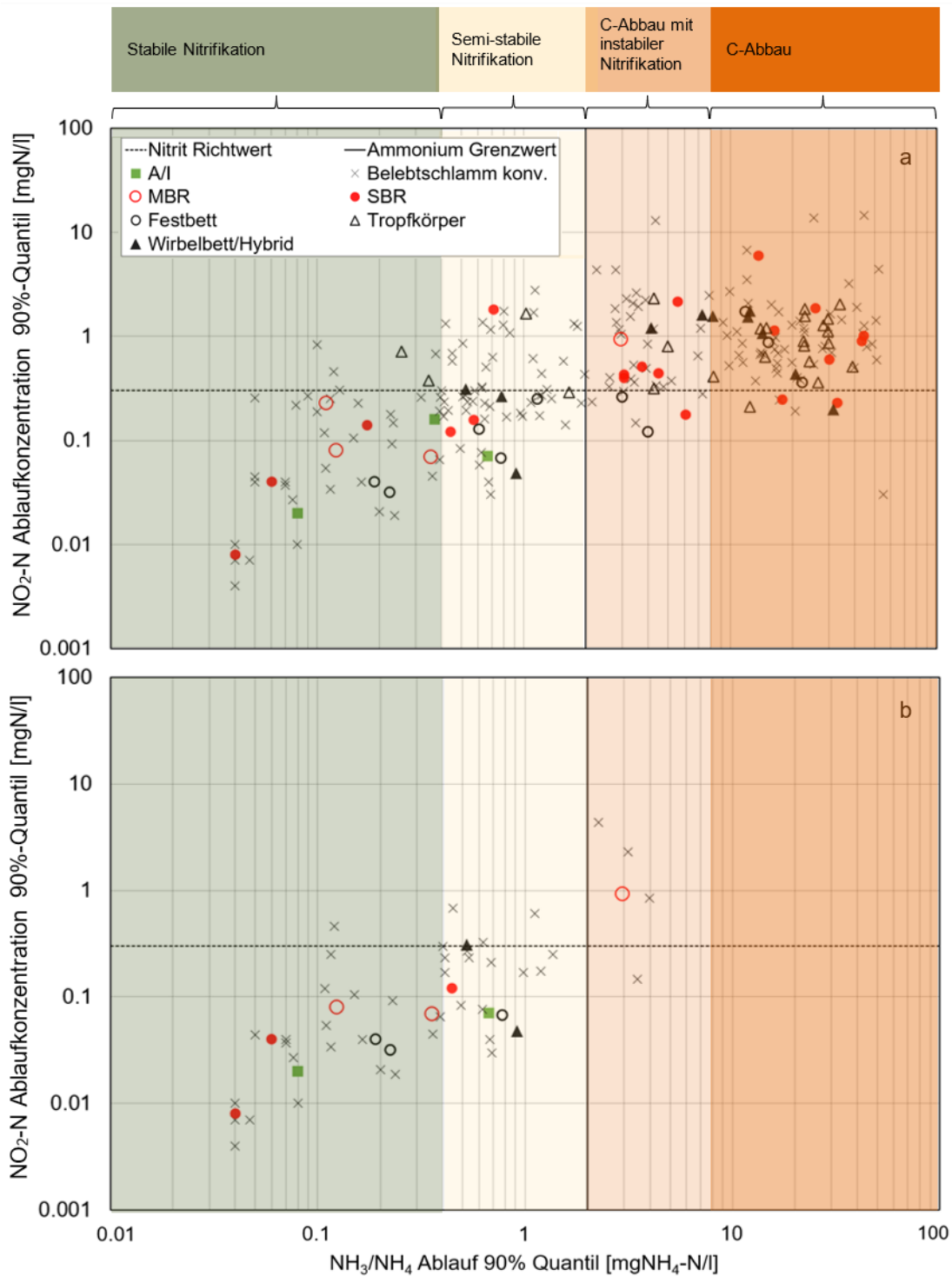
- Joss, A., Kipf, M., Morgenroth, E., Baggenstos, M., & Salzgeber, D. (2023). Modifiziertes Anammox-Verfahren - Faulwasserbehandlung mit stabiler Prozessführung. AQUA & GAS, No. 1/2023, S. 24-29.
- Kanton Waadt. (2019). Micropolluants dans les STEP Vaudoise.
- Kanton Zürich. (1.. Januar 2020). Anforderungen an die Einleitung von gereinigtem Abwasser in Fließgewässer und Seen im Kanton Zürich. Von [www.zh.ch](http://www.zh.ch):  
[https://www.zh.ch/content/dam/zhweb/bilder-dokumente/themen/umwelt-tiere/wasser-gewaesser/gewaesserschutz/abwasserreinigungsanlagen-ara/betrieb-ara/vollzugshilfe\\_anforderungen\\_an\\_die\\_einleitung\\_von\\_gereinigtem\\_abwasser\\_awel\\_2020.pdf](https://www.zh.ch/content/dam/zhweb/bilder-dokumente/themen/umwelt-tiere/wasser-gewaesser/gewaesserschutz/abwasserreinigungsanlagen-ara/betrieb-ara/vollzugshilfe_anforderungen_an_die_einleitung_von_gereinigtem_abwasser_awel_2020.pdf) abgerufen
- Karvelas, M., Katsoyiannis, A., & Samara, C. (2003). Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. Chemosphere, Vol. 53 (10), 1201-1210. doi:10.1016/S0045-6535(03)00591-5
- Karydis, M., & Kitsiou, D. (2012). Eutrophication and environmental policy in the Mediterranean Sea: a review. Environmental Monitoring and Assessment, Vol. 184, 4931-4984. doi:10.1007/s10661-011-2313-2
- Kind, E., & Levy, G. A. (2012). Energieeffizienz und Energieproduktion auf ARA. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Holinger, Baden.
- Koch, G., Fux, C., Huber, P., Brunner, I., Lange, K., Monti, A., & Siegrist, H. (1999). Biologische Entstickung von Faulwasser. In VSA-Fortbildungskurse. Nährstoffelimination auf Kläranlagen. Dübendorf: Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Koch, G., Kühni, M., Gujer, W., & Siegrist, H. (2000). Calibration and validation of activated sludge model No. 3 for Swiss municipal wastewater. Water Research, Vol. 34 (14), 3580-3590. doi:10.1016/S0043-1354(00)00105-6
- Koppe, P., & Stozek, A. (1999). Kommunales Abwasser: seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme. Vulkan-Verlag GmbH.
- Krebber, K. N. (2013). Optimierung der Energiebilanz von Membranbioreaktoren. Aachen: Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.
- Krebs, L., & Frischknecht, R. (2021). Umweltbilanz Strommixe Schweiz 2018. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), treeze Ltd., Uster.
- Kreienborg, J., Wortmann, E., Bertzbach, F., & Launay. (2019). KomS-Langzeitbetrachtung zu Kosten der Pulveraktivkohlebehandlung. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg.
- Lustig, G., & Dahlberg, C. (2012). Nitrogen reduction at five swedish municipal wastewater treatment plants configured in a multi-reactor moving bed biofilm reactor process. Lund: Vatten- Journal of Water management and Research.
- Mao, X., Myavagh, P., Lottikaouli, S., Hsiao, B., & Walker, H. (2020). Membrane Bioreactors for Nitrogen removal from wastewater: A Review. Journal of Environmental Engineering, Vol. 146 (5). doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001682

- Metcalf & Eddy. (2013). Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. New York: McGraw-Hill Education.
- Morck, T., Schwentner, G., & Banek, L. (2020). 47. Leistungsnachweis der kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg. Landesverband Baden-Württemberg.
- Müller, B., Meyer, J. S., & Gächter, R. (2022). Denitrification and Nitrogen Burial in Swiss Lakes. *Environmental Science & Technology*, Vol. 56 (4), 2794-2802. doi:10.1021/acs.est.1c07602
- Munz, N. A., Burdon, J. F., Zwart, D. d., Junghans, M., Melo, L., Reyes, M., . . . Stamm, C. (2017). Pesticides drive risk of micropollutants in wastewater-impacted streams during low flow conditions. *Water Research*, Vol. 110, 366-377. doi:10.1016/j.watres.2016.11.001
- Oekotoxzentrum. (19. April 2023). Oekotoxzentrum. Von Vorschläge des Oekotoxzentrum für Qualitätskriterien für Oberflächengewässer: <https://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum-abgerufen>
- Pronk, M., Giesen, A., Thompson, A., Robertson, S., & van Loosdrecht, M. (2017). Aerobic granular biomass technology: advancements in design, applications and further developments. *Water Practice & Technology*, Vol. 12 (4), 987-996. doi:10.2166/wpt.2017.101
- Saidulu, D., Majumder, A., & Gupta, A. K. (2021). A systematic review of moving bed biofilm reactor, membrane bioreactor, and moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Vol. 9 (5), 106112. doi:10.1016/j.jece.2021.106112
- Schärer, M., Abegglen, C., Dominguez, D., Purtschert, I., & Weber, S. (2014). Betrieb und Kontrolle von Abwasserreinigungsanlagen - Vollzugshilfe für zentrale Abwasserreinigungsanlagen. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Scott, T. M., McLaughlin, M. R., Harwood, V. J., Chivukula, V., Levine, A., Gennaccaro, A., . . . Rose, J. B. (2003). Reduction of pathogens, indicator bacteria, and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. *Water Supply*, Vol. 3 (4), 247–252. doi:10.2166/ws.2003.0069
- Siegrist, H. (1993). Gestaltung und Leistung von denitrifizierenden Anlagen. In VSA-Fortbildungskurse. Nährstoffelimination in der biologischen Abwasserreinigung. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute.
- Steinegger, A., & Meyer, A. (2022). Übertragbarkeit der Stickstoffelimination Modul 1. Winterthur: Hunziker Betatech.
- Strahl, S., Ort, C., Siegrist, H., Thomann, M., Obrecht, J., & Kurz, E. (2013). Stickstoffelimination in Schweizer ARA. Weitere Entlastung der Oberflächengewässer. *Aqua & Gas*, 93(5), S. 84-94.
- Telgmann, U. (2022). Elimination von Phosphor mittels Flockungsfiltration und Erweiterung des Verfahrens zur parallelen Elimination von organischen Mikroschadstoffen in einem GAK-Filter. Dissertation, Universität Kassel, Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwesen. doi:10.17170/kobra-202205096154

- Tschui, M., & Boller, M. (November 1997). Abwasserreinigung mit submersen Festbettreaktoren. GWA, S. 769-781.
- Tyagi, V. K., Sahoo, B., Khursheed, A., Kazmi, A. A., Ahmad, Z., & Chopra, A. (2011). Fate of coliforms and pathogenic parasite in four full-scale sewage treatment systems in India. Environmental monitoring and assessment, Vol. 181, 123-135. doi:10.1007/s10661-010-1818-4
- Umweltbundesamt. (2021). Ökologischer Zustand der Übergangs- und Küstengewässer Nordsee. Von <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/nordsee/oekologischer-zustand-der-uebergangs#ergebnisse-der-zustandsbewertung> abgerufen
- Urteil , J., Köppel, S., & Scharf , S. (2020). Problematik des Summenparameters AOX in Deponiesickerwasser. Report REP-0726, Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Vriens, B., Voegelin, A., Hug, S., Kaegi, R., Winkel, L., Buser, A., & Berg, M. (2017). Quantification of element fluxes in wastewaters: a nationwide survey in Switzerland. Environmental science & technology, Vol. 51 (19), 10943-10953. doi:10.1021/acs.est.7b01731
- VSA. (2018). Energie in ARA, Leitfaden.
- Werner, T., Lindenschmidt, K.-E., & Hegemann, W. (1997). Werden die Vorteile der Kaskadendenitrifikation schon vollständig genutzt? Wasser - Abwasser, gwf, S. 446-452.
- Wolff, S., Weber, F., Kerpen, J., Winklhofer, M., Engelhart, M., and L. Barkmann, L. (2021). Elimination of microplastics by downstream sand filters in wastewater treatment, Water 13, 33, <https://doi.org/10.3390/w13010033>.
- Xu, R., Xie, Y., Tian, J., & Chen, L. (2021). Adsorbable organic halogens in contaminated water environment: A review of sources and removal technologies. Journal of Cleaner Production, Vol. 283, 124645. doi:10.1016/j.jclepro.2020.124645
- Ziolko, D., Martin, O., Scrimshaw, M., & Lester, J. (2011). An Evaluation of Metal Removal During Wastewater Treatment: The Potential to Achieve More Stringent Final Effluent Standards. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 41(8), 733-769. doi:10.1080/10643380903140299

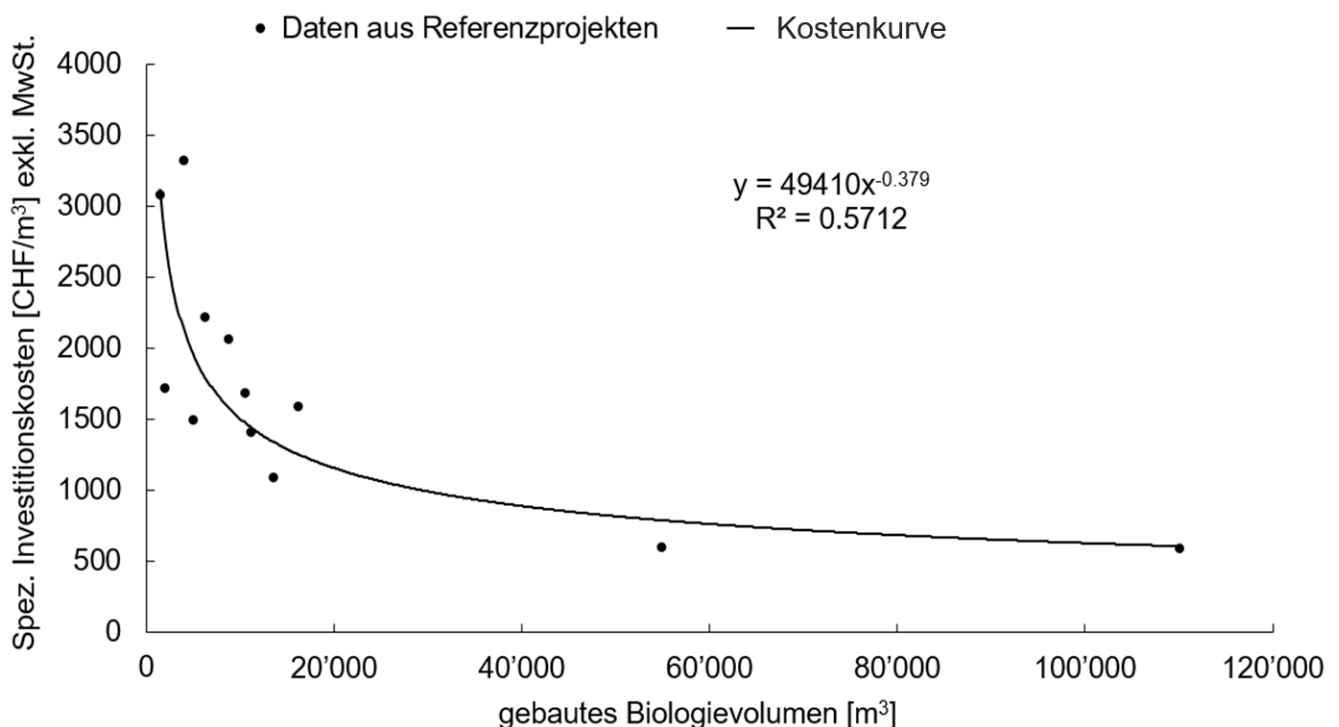
## Anhang

### Anhang A (Ammonium und Nitrit)



**Abbildung 24:** Ammonium- und Nitritkonzentrationen im Ablauf von 245 ARA in den Kantonen ZH, BE, VD (2020) (a) und von 54 ARA nur im Kanton Zürich (2020) (b).

Zur Berechnung der Betriebskosten, welche bei der Umsetzung einer schweizweiten stabilen Nitrifikation anfallen würden, wurde angenommen, dass sich die Betriebskosten in rein Kohlenstoff abbauenden ARA um 3.0 CHF/EW/a und in Kohlenstoff abbauenden ARA mit instabiler Nitrifikation um 1.5 CHF/EW/a erhöhen würden. Diese Annahme basiert auf folgenden Überlegungen: Wird eine rein Kohlenstoff abbauende ARA auf eine stabile Nitrifikation umgebaut wird mehr elektrische Energie zur Belüftung der Biologie benötigt und es kann weniger Klärgas produziert werden, da weniger Überschussschlamm anfällt. Gemäss Richtwerten aus dem VSA-Leitfaden Energie in ARA (2018), ist damit zu rechnen, dass eine Erhöhung des Schlammalters von < 6 d auf 13 d zu einer Erhöhung des elektrischen Energieverbrauchs von ungefähr 5-10 kWh/EW/a führt (zum Vergleich: mittlerer elektrischer Energieverbrauch in Schweizer ARA bei ungefähr 39 kWh/EW/a (Kind und Levy 2012)). Des Weiteren ist mit einer Abnahme der Klärgasproduktion um ungefähr 0.004 Nm<sup>3</sup>/EW/d zu rechnen (VSA, 2018). Wenn auf der ARA ein Blockheizkraftwerk eingesetzt wird, entspricht die Abnahme der Klärgasproduktion ungefähr einem Verlust von 3 kWh/EW/a an Elektrizität (Annahmen: Heizwert Klärgas ≈ 6.4 kWh/Nm<sup>3</sup>, Wirkungsgrad elektrisch Blockheizkraftwert ≈ 32%). Wird eine rein Kohlenstoff abbauende ARA auf eine stabile Nitrifikation umgebaut, ist davon auszugehen, dass die ARA ungefähr 8-13 kWh/EW/a mehr an elektrischer Energie einkaufen muss. Bei einem Strompreis von 0.22 CHF/kWh entspricht dies einer Betriebskostensteigerung von ungefähr 1.5 – 3.0 CHF/EW/a. Eine Betriebskostensteigerung von 1.5 – 3.0 CHF/EW/a wird relativiert, wenn die Gesamtkosten der Abwasserreinigung betrachtet werden, welche bei kleinen ARA (<1'000 EW<sub>dim</sub>) im Mittel bei 321 CHF/EW/a und bei grossen ARA (>50'000 EW<sub>dim</sub>) im Mittel bei 59 CHF/EW/a liegen (Binggeli, Schweizer, Diener, & Kobler, 2023).

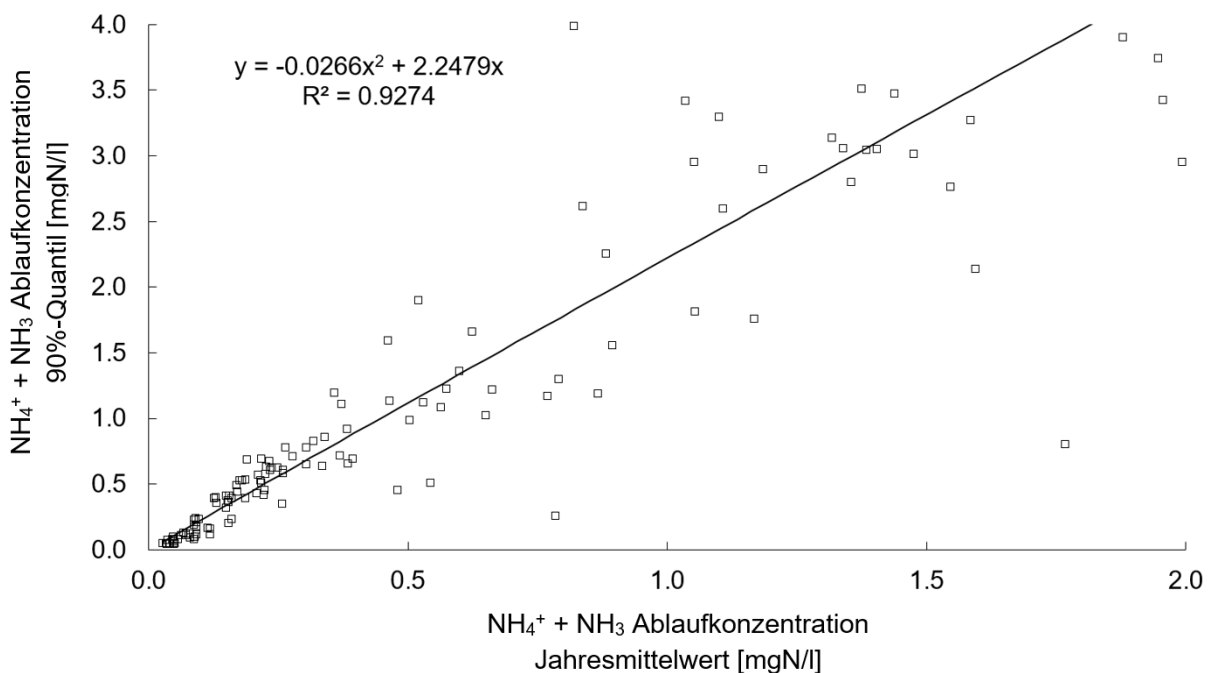


**Abbildung 25:** Kostenkurve für den Ausbau von Belebtschlammbiologien gemäss Investitionskosten aus Referenzprojekten.

**Tabelle 26: Datengrundlage für die Berechnung der Kostenkurve.**

ARA	Quelle	EW <sub>dim.</sub>	Verfahren	Gesamtkosten Biologie [CHF] exkl. MwSt.	Gebautes Beckenvolumen [m³]
D	HBT	115'000	SBR	25'800'000	16'200
E	HBT	33'000	BS	18'120'700	8'762
F	HBT	66'500	MBR & A/I	13'411'200	4'040
G	HBT	65'000	SBR	17'679'000	10'500
H	HBT	12'500	MBR	4'500'000	1'460
I	Daten BAFU	55'300	BS	14'682'388	13'500
J	Daten BAFU	39'000	Wirbelbett	13'759'526	6'200
K	Holinger AG	20'000	BS	7'488'000	5'008
L	AIB BL	30'000	BS	15'800'000	11'200
M	Daten BAFU	520'000	SBR	64'700'000	110'000
N	AIB BL	2'540	BS	3'312'000	1'931
O*		660'000	BS	33'000'000	54'940

\*ARA in Deutschland



**Abbildung 26: Ammonium-Ablaufkonzentrationen 90% Quantil vs. Jahresmittel (245 ARA in ZH, BE, VD).**

## Anhang B (Gesamtstickstoff)

### Ergebnisse Vertiefungsprojekt N-Elimination

Die folgenden Schlussfolgerungen stammen aus dem Vertiefungsprojekt zur Übertragbarkeit der Stickstoffelimination von gesamt Deutschland auf die Schweiz, durchgeführt von der Hunziker Betatech AG. (Steinegger & Meyer, 2022)

- Die Abwasserzusammensetzung der Schweiz ist bei Mischwassersystemen vergleichbar mit Deutschland und Österreich, sofern keine Trennsysteme eingesetzt werden (wie bspw. in Norddeutschland).

- Die Auslegung der Anlagen erfolgt in Deutschland nach DWA A-131. Bei der Auslegung wird neben der stabilen Nitrifikation auch die Denitrifikation bis 12°C berücksichtigt. Das Volumen für die Denitrifikation beträgt je nach CSB-Konzentration bis zu 60% des Gesamtvolumens. Auch im Winter werden 10-20% des Biologievolumens anoxisch betrieben.
- Die spezifischen totalen Biologievolumen liegen im Bereich von 150-200 L/EW.
- Verfahren: Bei der Auswahl der Verfahren sind regionale historische Entwicklungen ersichtlich. Neben der vorgeschalteten Denitrifikation werden auch Kaskadendenitrifikationen und Simultandenitrifikationen und Umlaufbecken eingesetzt. Die vorgeschalteten Denitrifikationen werden mit interner Rezirkulation betrieben und Kaskadendenitrifikationen werden mit meistens 3 Kaskaden betrieben.
- Bei der Auslegung der Vorklärung wird beachtet, dass genügend CSB für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Es gibt Fälle, wo Vorklärungsstrassen zeitweise ausser Betrieb genommen werden, um genügend CSB für die Denitrifikation zur Verfügung zu stellen.
- In Deutschland müssen die Anlagen einen Grenzwert für  $N_{\text{Tot}}$  nach Anlagengrösse erreichen. In Österreich wird eine Stickstoffelimination von 70% gefordert. Die Stickstoffeliminationen werden aus den Frachten im Zulauf und Ablauf berechnet, unter 12°C gelten die Anforderungen bezüglich Stickstoffelimination nicht mehr.

Der Rohabwasservergleich mit dem Schweizer Abwasser lässt die Schlussfolgerung zu, dass eine erhöhte  $N_{\text{tot}}$  Elimination auch mit dem Schweizer Abwasser möglich ist, dies bedingt jedoch gewisse bauliche und betriebliche Anpassungen.

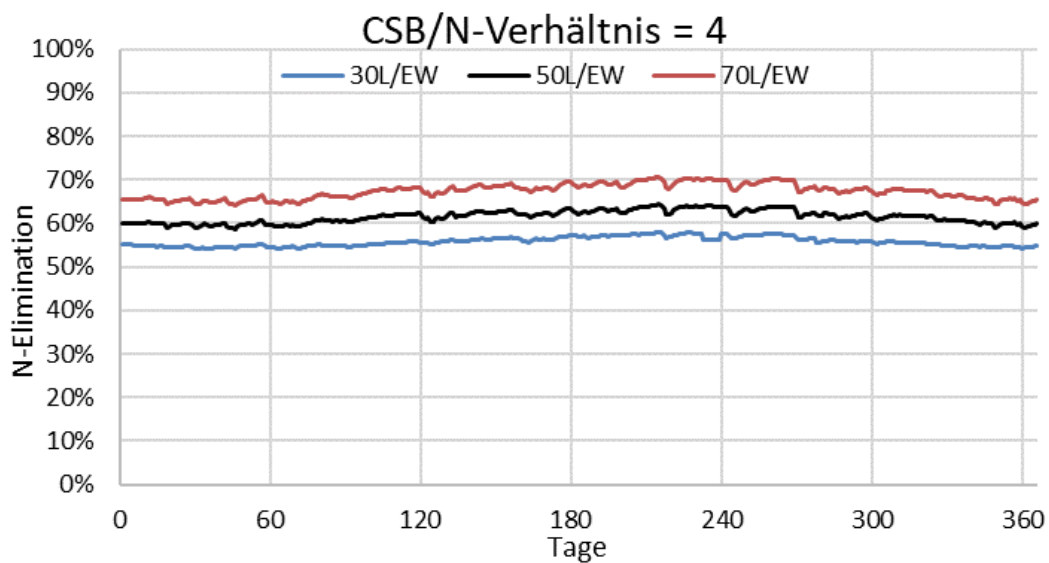
- Für eine Stickstoffelimination von über 70% muss das Biologiebeckenvolumen auf 150 l/EW<sub>dim</sub> erhöht werden.
- Die Aufenthaltszeit in der Anoxzone müsste durch Erhöhung der Denitrifikationszone auf  $V_D 0.4$  bzw. 70 l/EW<sub>dim</sub> vergrössert werden.
- Fremdwassereintrag langfristig vermindern
- Interne Rezirkulation implementieren/ optimieren → Inline-Nitrat Sensoren
- Faulwasserrückführung optimieren, so dass bei der Rückführung auch genügend CSB für die Denitrifikation verfügbar ist.

### **Benötigtes Volumen für die Denitrifikation**

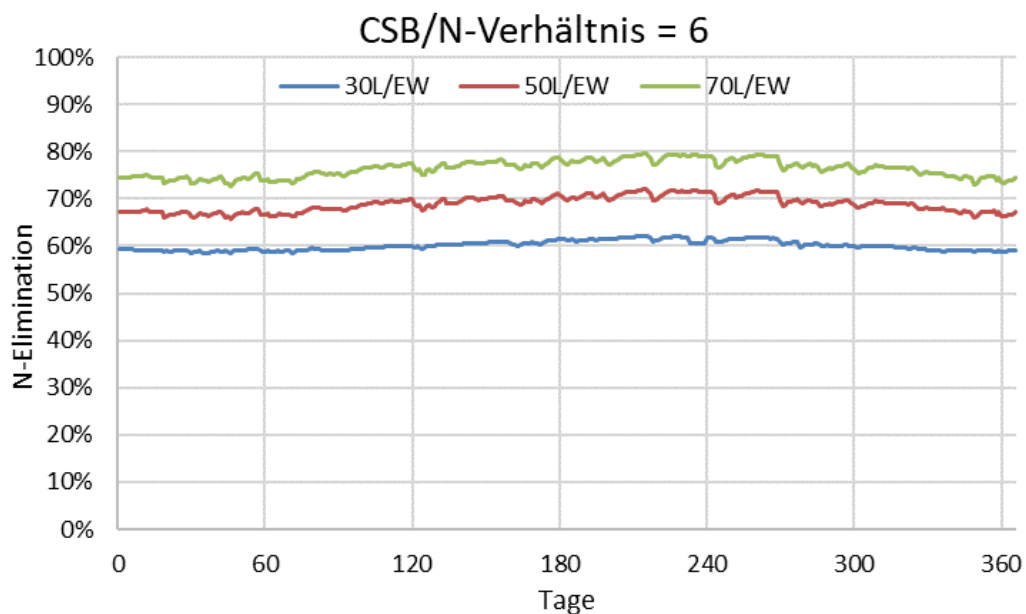
Das für die Denitrifikation verfügbare Volumen bestimmt die N-Elimination. Je höher das verfügbare Volumen, desto länger ist die Aufenthaltszeit des Abwassers. Durch die längere Aufenthaltszeit lässt sich mehr CSB hydrolysieren und als Substrat für die Denitrifikation zur Verfügung stellen.

Bei einem geringeren CSB/N-Verhältnis muss für dieselbe Denitrifikation mehr CSB hydrolysiert werden, da pro Gramm Stickstoff weniger abbaubarer CSB zur Verfügung steht, im Vergleich zu einem hohen CSB/N-Verhältnis. Neben dem CSB/N-Verhältnis spielt auch die CSB-Konzentration im Abwasser eine Rolle. Je höher der spezifische Abwasseranfall ist, desto geringer ist die Aufenthaltszeit in der Biologie, was wiederum nachteilig für die Hydrolyse ist.

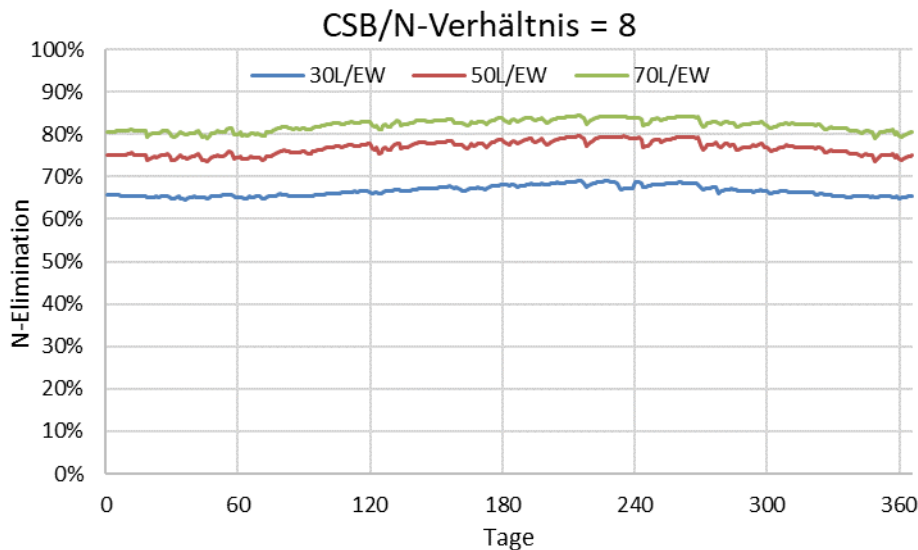




**Abbildung 27:** N-Eliminationen für unterschiedliche spezifische Denitrifikationsvolumen bei einem CSB/N-Verhältnis von 4 [gCSB/gN].. SA = 17d, Temperaturverlauf Kt Bern, CSB 250 = mg/L.

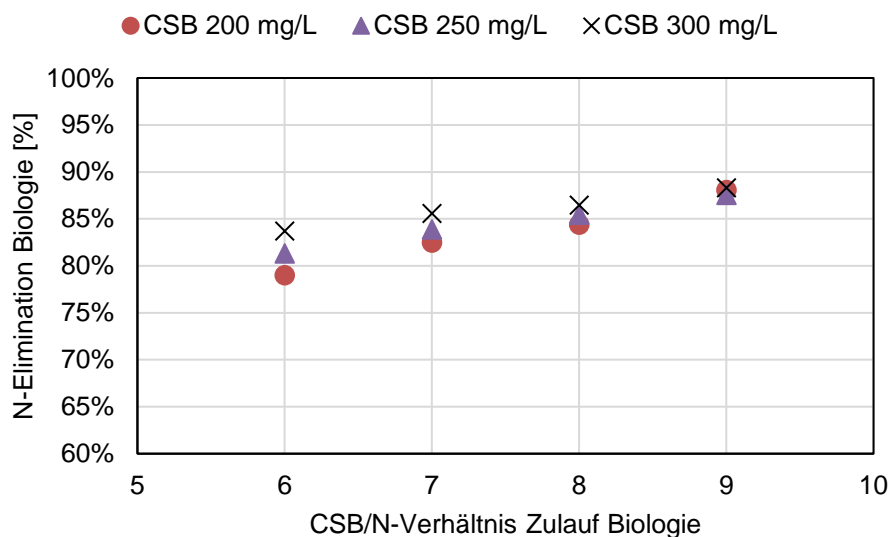


**Abbildung: 28:** N-Eliminationen für unterschiedliche Spez. Denitrifikationsvolumen bei einem CSB/N-Verhältnis von 6 [gCSB/gN]. SA = 17d, Temperaturverlauf Kt Bern, CSB = 250 mg/L.



**Abbildung 29:** N-Eliminationen für unterschiedliche Spez. Denitrifikationsvolumen bei einem CSB/N-Verhältnis von 8. SA 17d, Temperaturverlauf Kt. Be, CSB 250 mg/L.

Um eine N-Elimination >70% im Jahresmittel zu erreichen, benötigt man für unterschiedliche CSB/N-Verhältnisse unterschiedliche Volumen. Für CSB/N-Verhältnisse von 8 [gCSB/gN] und mehr reichen 50 L/EW. Für Verhältnisse zwischen 6 und 8 [gCSB/gN] werden zwischen 50 und 70 L/EW benötigt. Für CSB/N-Verhältnissen zwischen 4 und 6 [gCSB/gN] werden mindestens 70 L/EW benötigt um eine N-Elimination > 70% im Jahresmittel zu erreichen.



**Abbildung 30:** Einfluss des CSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie auf die N-Elimination in der Biologie. Die Modellierung erfolgte mit ASM3 unter statischen Bedingungen.

### Zusammenfassung Modellierung

Mithilfe der Simulationen kann gezeigt werden, dass eine N-Elimination >70% mit dem Schweizer Abwasser mittels vorgeschalteter Denitrifikation möglich ist.

Die Ergebnisse zeigen, dass für hohe N-Eliminationen gute CSB/N-Verhältnisse ( $\sim 8$  [gCSB/gN]) und höher konzentriertes Abwasser ( $C_{\text{CSB}} 300$  mg/L) von Vorteil sind. Ungünstige CSB-Verhältnisse können verbessert werden durch eine Anpassung/Umfahren der Vorklärung, Faulwasserbehandlung der Rückläufe aus der Schlammbehandlung, CSB-Zulaufmanagement (Industrie) und Faulwassermanagement. Die Konzentration des Abwassers kann langfristig erhöht werden durch eine konsequente Fremdwasserverminderung.

Die benötigten spezifischen Volumina sind abhängig von der CSB-Konzentration und vom vorliegenden CSB/N-Verhältnis. 150-200 L/EW werden benötigt, um eine stabile Nitrifikation zu erreichen bei einer N-Elimination  $>70\%$ .

Im Weiteren müssen die Rücklaufverhältnisse auf die vorliegenden CSB/N-Verhältnisse angepasst werden, um eine CSB-limitierte Denitrifikation zu erreichen. Die Daten des Kantons Zürich zeigen, dass bei bestehenden Anlagen durch Optimierung dieser Rückläufe, bereits deutlich bessere N-Eliminationen möglich sind. Die Modellierung zeigt, dass in den meisten Fällen eine Rezirkulation zwischen 2-3  $Q_{\text{in}}$  mit dem Schweizer Abwasser ausreichen sollte.

## Kosten Stickstoffelimination

**Tabelle 27: Investitionskosten für Variante 1 – Erweiterung des Biologiebeckenvolumens (exkl. Optimierungskosten der Variante 1, exkl. MwSt.)**

Klassierung ARA (EW <sub>dim</sub> )	Anzahl ARA CH (Total)	Anzahl be- troffene ARA	Investitions- kosten [Mio. CHF]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]	Betriebs- kosten [Mio. CHF/a]	Δ Reduktion N-Fracht (Vergleich zu 2020) [tN/a]
> 100'000	30	17	435	21	11	3'060
50'000 - 100'000	50	35	410	20	10	1'670
10'000 - 50'000	209	130	630	30	16	3'330
<b>Total CH</b>	<b>289</b>	<b>182</b>	<b>1'470</b>	<b>71</b>	<b>37</b>	<b>8'060</b>

**Tabelle 28: Investitionskosten Variante 2 – Erweiterung des Biologiebeckenvolumens (exkl. Optimierungskosten und exkl. MwSt.).**

Klassierung ARA (EW <sub>dim</sub> )	Anzahl ARA Total CH	Anzahl be- troffene ARA	Investitions- kosten [Mio. CHF]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]	Betriebskosten [Mio. CHF/a]	Δ Reduktion N- Fracht (Vergleich zu 2020) [tN/a]
> 100'000	30	27	765	37	19	4'710
50'000- 100'000	50	35	410	20	10	1'670
10'000- 50'000	209	130	630	30	16	3'330
< 10'000	229	159	238	11	6	480
<b>Total CH</b>	<b>737</b>	<b>351</b>	<b>2'043</b>	<b>98</b>	<b>51</b>	<b>10'190</b>

**Tabelle 29: Investitionskosten Variante 3 – Erweiterung des Biologiebeckenvolumens (exkl. Optimierungskosten und exkl. MwSt.).**

Klassierung ARA (EW <sub>dim</sub> )	Anzahl ARA Total CH	Anzahl be- troffene ARA	Investitions- kosten [Mio. CHF]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]	Betriebskosten [Mio. CHF/a]	Δ Reduktion N- Fracht (Vergleich zu 2020) [tN/a]
> 100'000	30	27	765	37	19	4'710
50'000- 100'000	50	48	650	31	16	2'520
10'000- 50'000	209	180	1'125	54	28	4'600
<b>Total CH</b>	<b>289</b>	<b>255</b>	<b>2'540</b>	<b>122</b>	<b>63</b>	<b>11'830</b>

**Tabelle 30: Investitionskosten Variante 4 – Erweiterung des Biologiebeckenvolumens (exkl. Optimierungskosten und Faulwasserentstickung der Variante 4, exkl. MwSt.).**

Klassierung ARA (EWdim)	Anzahl ARA total CH	Anzahl betroffene ARA	Investitionskosten [Mio. CHF]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]	Betriebskosten [Mio. CHF/a]	Δ Reduktion N-Fracht (im Vergleich zu 2020) [tN/a]
> 100'000	30	28	780	38	20	5'700
50'000-100'000	50	49	665	32	19	3'000
10'000-50'000	209	184	1'145	55	29	5'300
<b>Total CH</b>	<b>289</b>	<b>261</b>	<b>2'590</b>	<b>125</b>	<b>68</b>	<b>14'000</b>

### Optimierungskosten für die erhöhte Denitrifikation

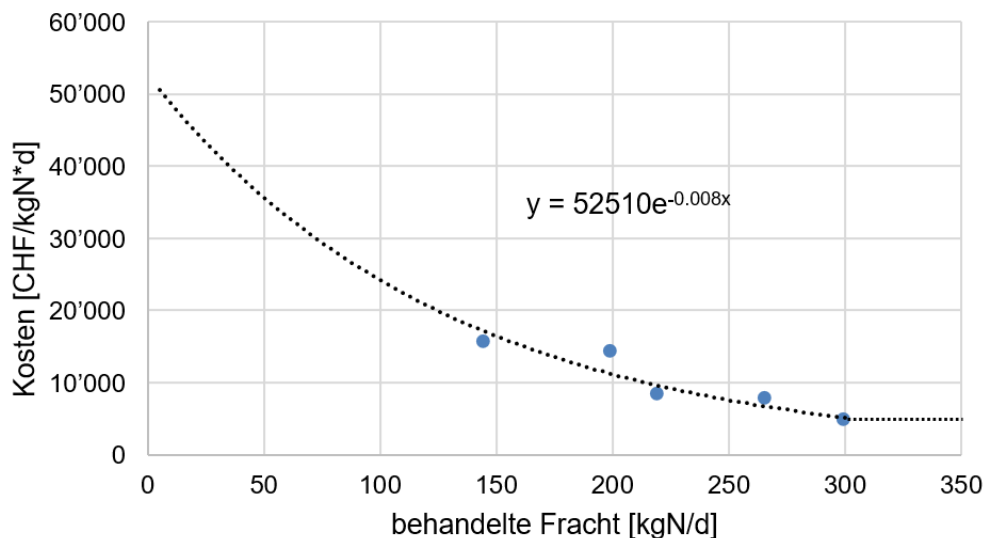
**Tabelle 31: Resultate Optimierungskosten Variante 1, 2 und 3 (exkl. Faulwasserbehandlung, exkl. MwSt.)**

Variante	Klassierung ARA EW <sub>dim</sub>	Anzahl betroffene ARA	Investitionskosten [Mio. CHF]	Betriebskosten [Mio. CHF/a]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]
1	> 100'000	7	96	2.4	6.4
	50'000- 100'000	6	32	0.8	2.1
	10'000 – 50'000	58	142	3.5	9.4
	<b>Total CH</b>	<b>71</b>	<b>270</b>	<b>6.7</b>	<b>18.0</b>
2	> 100'000	1	27	0.7	1.8
	50'000- 100'000	6	32	0.8	2.1
	10'000 – 50'000	58	142	3.5	9.4
	< 10'000	70	44	1.1	3.0
	<b>Total CH</b>	<b>135</b>	<b>244</b>	<b>6.1</b>	<b>16.4</b>
3	> 100'000	1	27	0.7	1.8
	50'000- 100'000	0	0	0.0	0.0
	10'000 – 50'000	25	84	2.1	5.7
	<b>Total CH</b>	<b>26</b>	<b>111</b>	<b>2.8</b>	<b>7.5</b>
4	> 100'000	1	27	0.7	1.8
	50'000- 100'000	1	10	0.2	0.6
	10'000 – 50'000	25	84	2.1	5.7
	<b>Total CH</b>	<b>27</b>	<b>121</b>	<b>3.0</b>	<b>8.1</b>

## Kosten Faulwasserentstickung

**Tabelle 32: Kosten für eine flächendeckende Faulwasserentstickung (Kostenrechnung basiert auf Projektkosten mit Anammox). Die Kapitalkosten (exkl. MwSt.) wurden analog der Nitrifikation mit 20 Jahren Laufzeit und 3% Zins berechnet. Die Betriebskosten wurden abgeschätzt aus den Daten einer bestehenden Anlage und beinhalten Energiekosten, Personalkosten und Kosten für Wartung und Unterhalt. Die Kosten belaufen sich auf 1.01 CHF/kg<sub>N</sub>.**

Klassierung ARA (EW <sub>dim</sub> )	Anzahl betroffene ARA	Δ Reduktion N-Fracht [t <sub>N</sub> /a]	Investitions- kosten [Mio. CHF]	Jährliche Kapitalkosten [Mio. CHF/a]	Jährliche Betriebs- kosten [Mio. CHF/a]	Spez. Jah- reskosten [CHF/kg <sub>N</sub> ]
> 100'000	18	1'300	41	3	1.4	3.4
50'000- 100'000	38	950	74	5	1	6.3
10'000- 50'000	182	1'650	211	14	1.8	9.6
<b>Total CH</b>	<b>238</b>	<b>3'900</b>	<b>326</b>	<b>22</b>	<b>4.2</b>	<b>6.7</b>



**Abbildung 31: Kostenkurve für Faulwasserentstickung basierend auf dem Anammox-Verfahren (fünf gebauten Faulwasserentstickungs-Anlagen mit Kapazitäten zwischen 50-300 kgN/d).**

Zusätzlich zur Faulwasserentstickung wurde für jede Anlage die bereits über eine Faulwasserentstickung (biologisch) oder für die eine vorgesehen ist mit einer Abluftbehandlung ausgestattet (regenerative thermische Oxidation, RTO). Die Investitionskosten für die RTO wurde mit 0.7 Mio. CHF resp. 1. Mio. CHF für Anlagen grösser 50'000 EW abgeschätzt gemäss den Angaben von B. Kobler (infraconcept).

## Lachgas

Die ARA wurden anhand ihrer Ablaufwerte in folgende Kategorien eingeteilt, analog der Einteilung von W. Gruber. Für die einzelnen Kategorien wurde die behandelte N-Fracht berechnet und die resultierende N-Ablauffracht. Die Berechnung der Lachgasemissionen basierte auf die erhobenen Daten von W. Gruber. Zusätzlich wurden die Lachgasemissionen im Ablauf der ARA berücksichtigt, die mit 0.5% der N-Ablauffracht angenommen wurden.

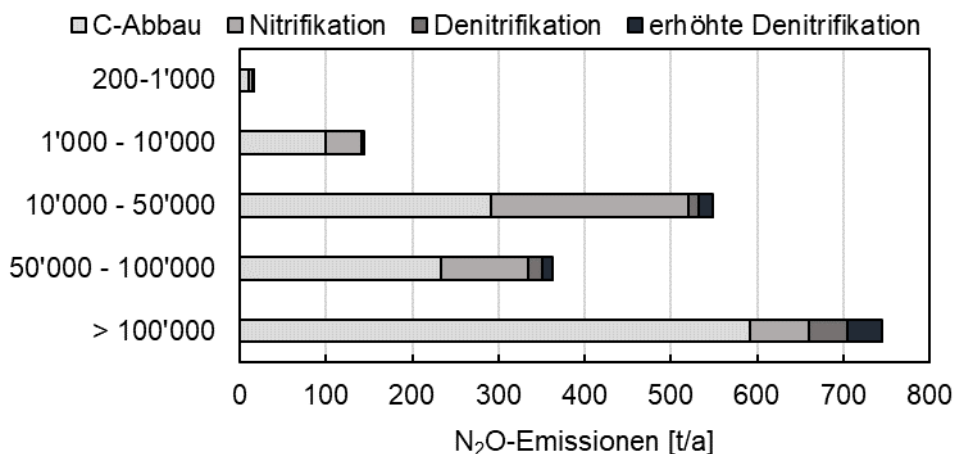
**Tabelle 33: Einteilung der ARA in Kategorien, basierend auf die  $\text{NH}_4$ -Ablauf-Konzentration, respektive N-Elimination.**

	$\text{NH}_4$ -N Ablauf [mg/L]	N-Elimination [%]
C-Abbau	-	-
Nitrifikation	< 0.9	-
Denitrifikation	< 0.9	> 65%
Erhöhte Denitrifikation	< 0.9	>75%

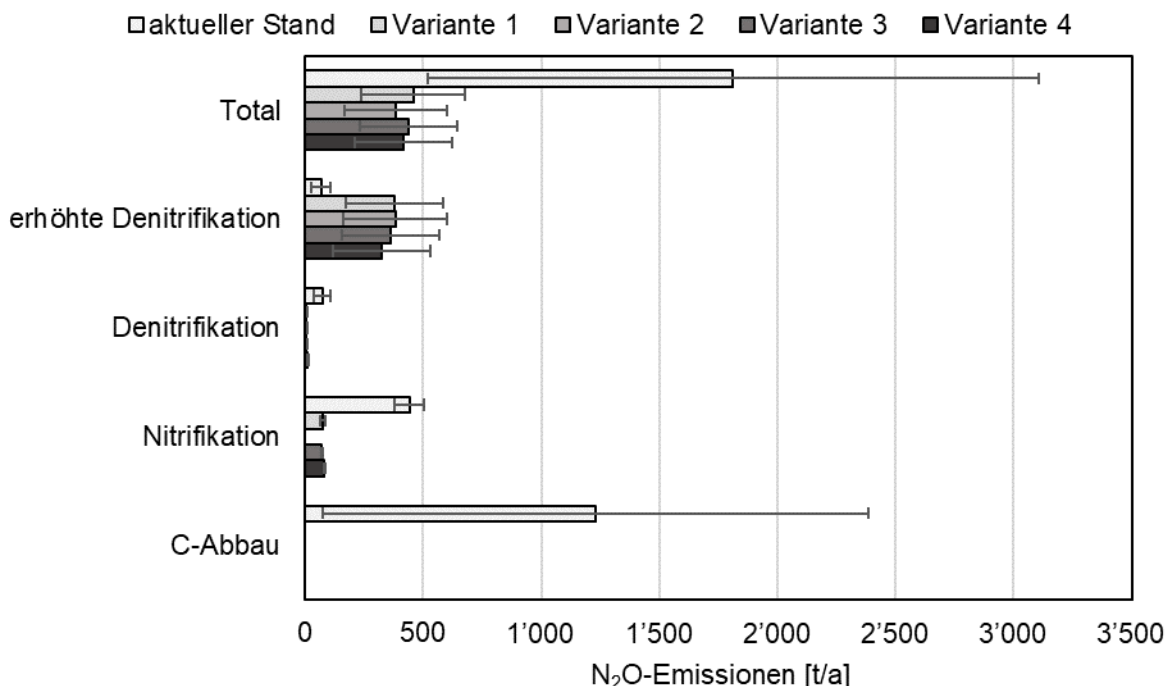
**Tabelle 34: Lachgasemissionsfaktoren EF in % für unterschiedliche Reinigungsleistungen (W. Gruber, 2021).**

	Full year nitrogen removal	All year nitrification	Carbon removal
Median (kg $\text{N}_2\text{O}$ -N / kgN)	0.4	1.8	4.3
Standard mean error (kg $\text{N}_2\text{O}$ -N / kgN)	0.3	0.3	4.3
Standard mean error relative to median (%)	71	17	98

## Lachgasemissionen: Ist-Zustand



**Abbildung 32:** Lachgasemissionen für die biologische Abwasserreinigung (Daten Stand 2020). Gemäss den Aktuellen Zahlen kann von einer Lachgasemission der biologischen Stufe im Bereich von 1'800 t/a ausgegangen werden. Der Grossteil der Emissionen fallen bei C-Abbauenden Anlagen an (68%). Nur nitrifizierende ARA sind für 24% der Emissionen verantwortlich. Denitrifizierende ARA führen zu 8% der Emissionen. 41% der Emissionen fallen bei ARA > 100'000 EW<sub>dim</sub>, 20% bei ARA 50'000-100'000 EW<sub>dim</sub>, 30% für ARA 10'000-50'000 EW<sub>dim</sub> und 8% respektive 1% in ARA <10'000 EW<sub>dim</sub> an.



**Abbildung 33:** Berechnete Lachgasemissionen [t/a] für alle ARA der Schweiz die in der biologischen Reinigung und im Gewässer via gelöstes Lachgas im Gewässer anfallen. Die Abschätzungen stellen den aktuellen Stand dar und zeigen den Effekt auf die Lachgasemissionen durch die Umsetzungen der vier Varianten. Die flächendeckende Nitrifikation führt zu einer Reduktion der totalen Lachgasemissionen um rund 670 t/a auf 1'140 t/a, da Nitrifizierende Anlagen einen tieferen Emissionsfaktor aufweisen als C-Abbauenden Anlagen. Die Varianten resultieren in 480 t N<sub>2</sub>O/a (Variante 1), 385 t N<sub>2</sub>O/a (Variante 2), 440 t N<sub>2</sub>O/a (Variante 3) und 420 t N<sub>2</sub>O/a (Variante 4).



## Nebeneffekt: Methanertrag

**Tabelle 35: Verwendete Werte für die Schlammproduktion für die unterschiedlichen ARA-Kategorien.**

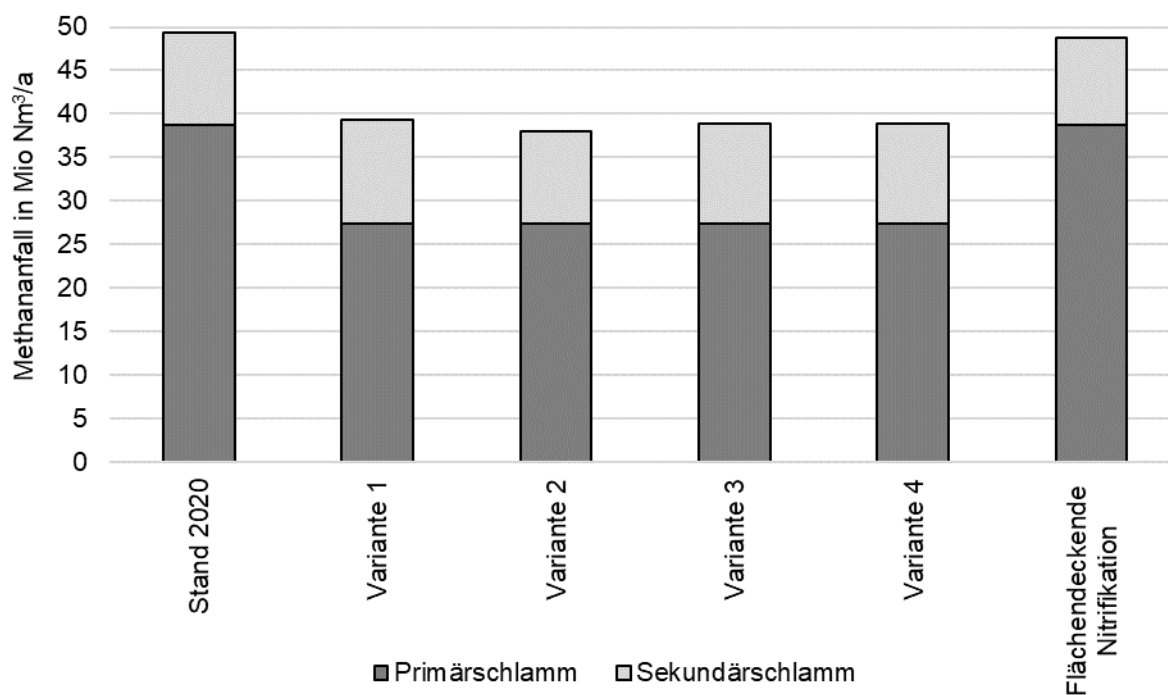
	Schlammertag ( $g_{TS}/g_{CSB}$ )
C-Abbau	0.7
Nitrifikation	0.6
Denitrifikation	0.55
Erhöhte Denitrifikation	0.5

**Tabelle 36: Glühverluste für den anfallenden Schlamm abhängig vom Schlammalter.**

	Schlammalter [d]	Glühverlust [%]
Primärschlamm	-	67% (DWA-M 368, 2014)
C-Abbau	5	75 (Krebbber, 2013)
Nitrifikation	10	72.5 (Krebbber, 2013)
Denitrifikation	15	70 (Krebbber, 2013)
Erhöhte Denitrifikation	20	67.5 (Krebbber, 2013)

**Tabelle 37: Berechnungsgrundlagen für den Methanertrag.**

DWA-M 368 (2014)	Primärschlamm	Sekundärschlamm
Gasertrag [ $Nm^3/kg$ oTR]	0.57 (DWA-M 368, 2014)	0.33 (DWA-M 368, 2014)
CH <sub>4</sub> -Gehalt [%]	67	67



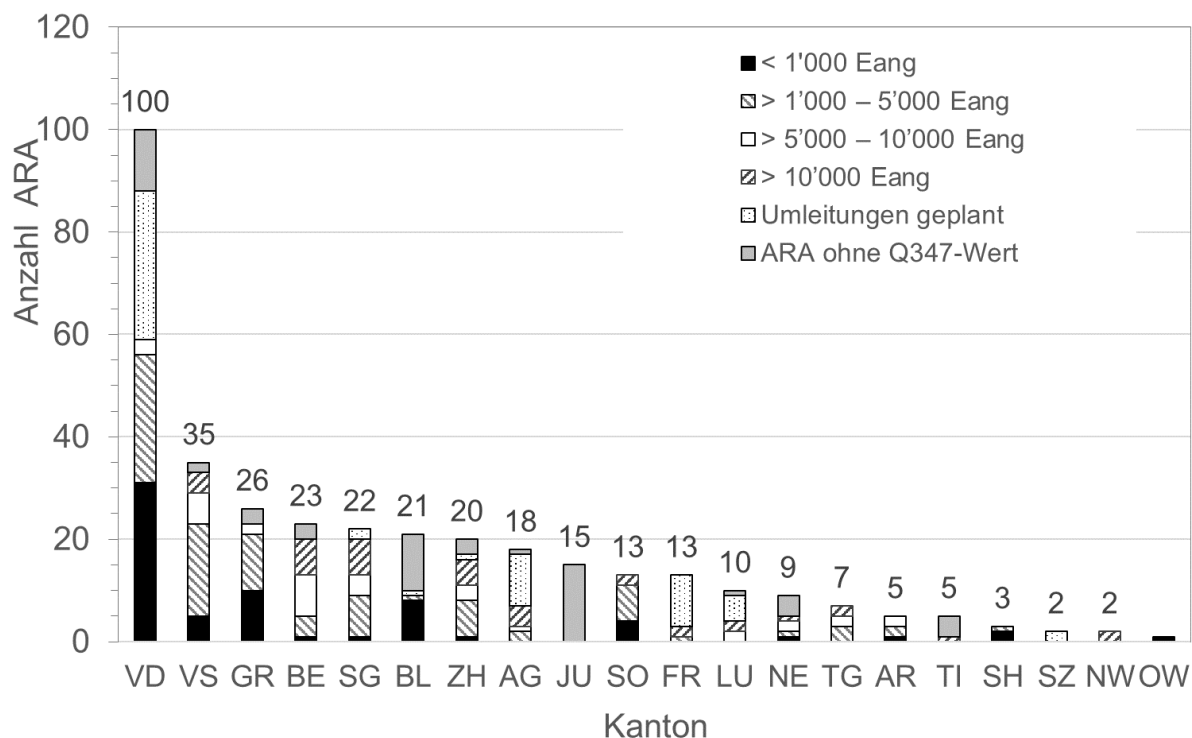
**Abbildung 34: Einfluss der flächendeckenden Nitrifikation und erhöhten Stickstoffelimination auf den zu erwartenden Methanertrag in  $Mio\ Nm^3/a$ .**

## Anhang C (EMV)

**Tabelle 38: Verfahrenstechnologien (biologischen Stufe) der neu mit EMV-Stufe auszubauenden ARA und Klassifizierung hinsichtlich Stickstoffabbau. Angaben für Szenario 2 (2 % Abwasseranteil).**

	ARA Grösse (E <sub>ang</sub> )	< 1'000	> 1'000 - 5'000	> 5'000 - 10'000	> 10'000	Gesamt	
	Anzahl ARA gesamt	66	91	35	39	231	
	Keine oder instabile Nitrifikation (Klassierung I+II)	36	38	12	10	96	
	Anteil in jeweiliger Grössenklasse	55%	42%	34%	26%	42%	
	(Semi)-stabile Nitrifikation (Klassierung III+IV)	29	52	21	28	130	
	Anteil in jeweiliger Grössenklasse	44%	57%	60%	72%	56%	
	Keine Daten	1	1	2	1	5	
	Anteil in jeweiliger Grössenklasse	2%	1%	6%	3%	2%	
Nitrifikationsklassierung							
I	C-Abbau	Anzahl	20	21	5	6	52
	Art der biologischen Stufe						
	Belebtschlamm		7	16	5	6	34
	SBR		3	1			4
	Tauchtropfkörper		5				5
	Tropfkörper		4	2			6
	Wirbelbett/ Hybridverfahren			2			2
	andere		1				1
II	C-Abbau mit instabiler Nitrifikation	Anzahl	16	17	7	4	44
	Art der biologischen Stufe						
	Belebtschlamm		9	9	6	1	25
	Festbett			1		1	2
	SBR		3		1		4
	Tauchtropfkörper		1				1
	Tropfkörper		2	1			3
	Wirbelbett/ Hybridverfahren		1	5		2	8
	andere			1			1
III	Semi-stabile Nitrifikation	Anzahl	23	36	12	18	89
	Art der biologischen Stufe						
	Alternierend/Intermittierend					1	1
	Belebtschlamm		10	25	9	12	56
	Festbett				1	1	2
	Hoch-Schwachlast			2			2
	Pflanzenkläranlage		1				1
	SBR		1	3		1	5
	Tauchtropfkörper		2	1			3
	Tropfkörper			1	2		3
	Wirbelbett/ Hybridverfahren		1	2		3	6
	Keine Angaben		8	2			10
IV	Stabile Nitrifikation	Anzahl	6	16	9	10	41
	Art der biologischen Stufe						
	Belebtschlamm		6	11	8	8	33
	Festbett					1	1
	Membranbioreaktor				1		1
	SBR			3		1	4
	Wirbelbett/ Hybridverfahren			2			2

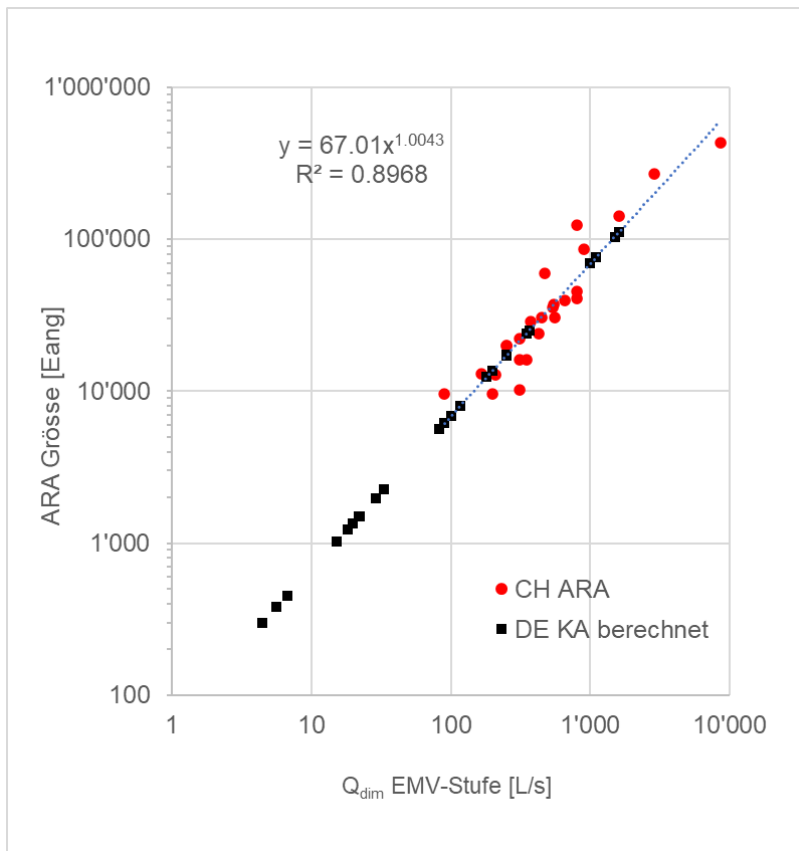
Anteil ARA (%) bezieht sich auf die Gesamtheit der neu auszubauenden ARA, für die noch keine Massnahmen vorgesehen sind.



**Abbildung 35:** Aufteilung der Anzahl ARA, die neu Massnahmen treffen müssen nach Grösseklasse (unter Szenario 2 mit Kriterium Überschreitung 2 % Abwasseranteil im Gewässer), und Kanton. Die Kategorie «ARA ohne Q347-Wert» umfasst alle ARA, für die kein Q347 Wert vorlag und somit mittels Stoffflussmodell kein Abwasseranteil im Gewässer errechnet werden konnte.

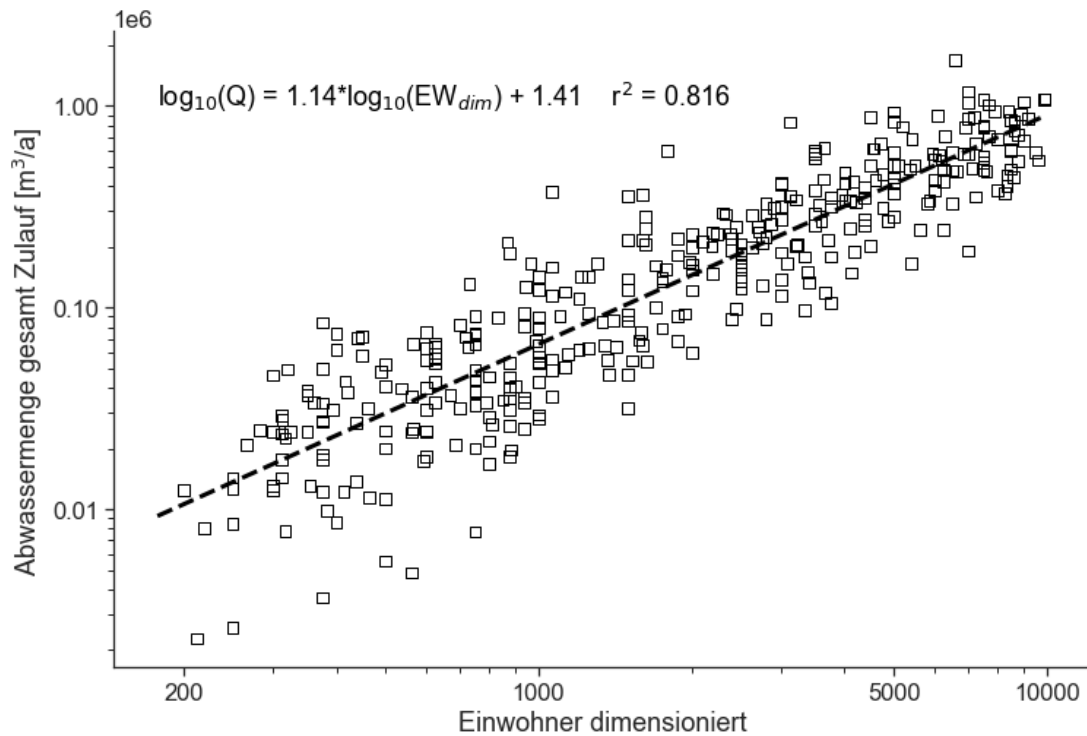
**Tabelle 39:** Spezifische Kosten für Betrieb und Energiebedarf von EMV-Stufen auf kleinen ARA. Daten aus HBT, 2023

		Spezifische Betriebskosten	spezifischer Energiebedarf
		CHF/E <sub>ang</sub> /a	kWh/m <sup>3</sup>
<b>ARA 1</b>	<b>2040 E<sub>ang</sub></b> <b>Q<sub>mittel</sub>: 126'100 m<sup>3</sup>/a</b>		
V1.1	PAK-Dosierung in Biologie + Tuchfilter	24.4	0.03
V1.2	GAK GFK*-Tanks	24.2	0.11
V1.3	GAK Stahltank	24.2	
V1.4	Ozonung + Sandfilter in GFK-Ausführung	22.8	0.14
V1.5	Ozonung + Sandfilter in Stahltanks	22.8	
	<b>Mittelwert</b>	<b>23.7</b>	
<b>ARA 2</b>	<b>6492 E<sub>ang</sub></b> <b>Q<sub>mittel</sub>: 883'000 m<sup>3</sup>/a</b>		
V2.1	GAK GFK Tanks	19.4	0.07
V2.2	GAK in Stahltanks	19.4	
V2.3	GAK Beton	19.4	
V2.4	Ozonung + Sandfilter in Beton	13	0.11
	<b>Mittelwert</b>	<b>17.8</b>	



**Abbildung 36:** Korrelation von dimensioniertem Volumenstrom der EMV-Stufe und ARA-Grösse  $E_{\text{ang}}$ . Daten aus realisierten und geplanten Schweizer Bauprojekten. Quelle Dimensionierungsgrösse: VSA (Projektsteckbriefe). Die Formel wird genutzt, um Angaben aus anderen Studien und Untersuchungen in «angeschlossene Einwohner» umzurechnen.

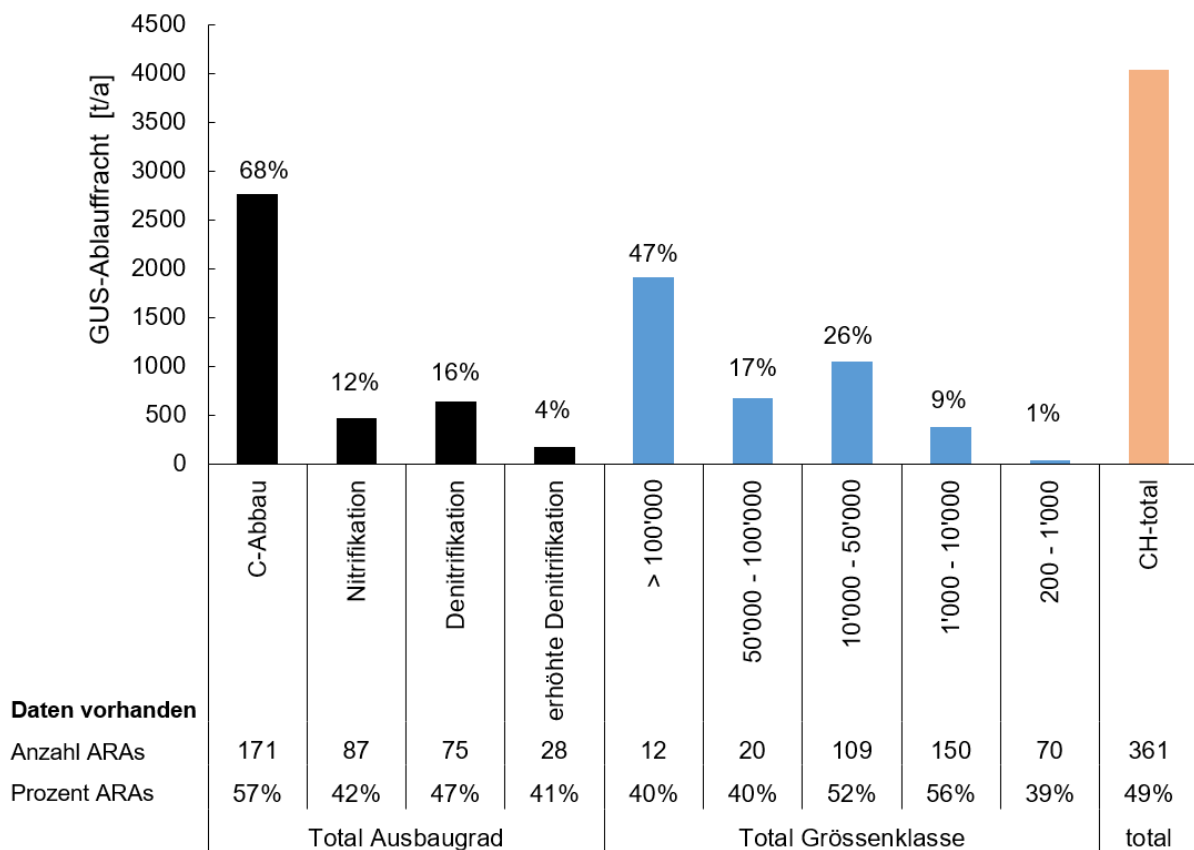
## Anhang D (GUS)



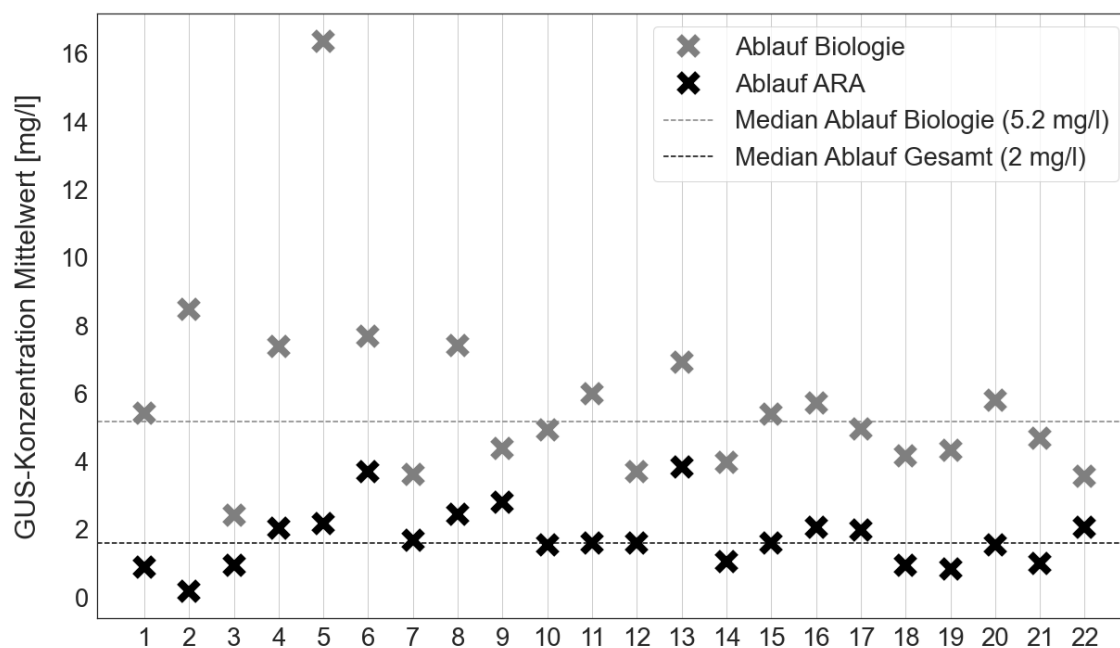
**Abbildung 37:** Korrelation zwischen behandelter Abwassermenge Zulauf und Dimensionierung. Nur Anlagen <10'000  $EW_{dim}$  wurden beachtet (367 ARA in BE, GR, SG VD, VS, ZH).

**Tabelle 40:** Median und 25%-Quantil der GUS-Ablaufkonzentration pro Grössenklasse und Ausbaustufe.

Grössenklasse [ $EW_{dim}$ , CSB, 120]	Filter	GUS-Ablaufkonzentration 25%-Quantil [mg/l]	GUS-Ablaufkonzentration 50%-Quantil [mg/l]
200 - 1'000	Ja	NA	NA
	Nein	6.5	10.0
1'000 - 10'000	Ja	1.0	1.8
	Nein	4.3	6.7
10'000 - 50'000	Ja	1.6	1.9
	Nein	3.8	5.6
> 50'000	Ja	0.9	1.7
	Nein	4.6	6.9



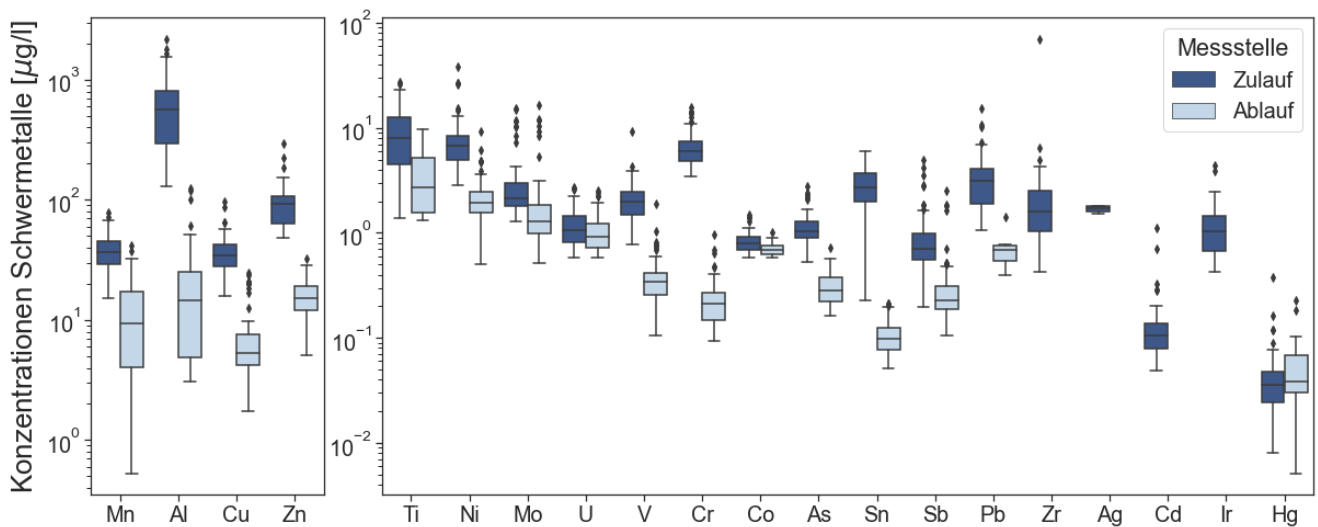
**Abbildung 38: Summierte GUS-Abflussfracht pro Ausbaustufe und Grössenklasse. Die Summe beinhaltet nur Anlagen, für welche Messwerte vorhanden waren. Dies entspricht 361 oder 49% aller Schweizer ARA. Prozentzahlen über den Säulen geben den Anteil an der Gesamtfracht an.**



**Abbildung 39: Effekt Filtration auf GUS-Ablaufkonzentrationen basierend auf Daten von 23 ARA.**

## Schwermetalle

Im Kanton Zürich wurde im Jahr 2022 Metalle und andere Elemente im Zu- und Abfluss von 14 Anlagen zu mehreren Zeitpunkten gemessen. Aluminium, Mangan, Kupfer und Zink wurden in den höchsten Konzentrationen gemessen. In der Regel kommt es zu einer klaren Elimination von Metallen in den Anlagen. Konzentrationen gewisser Stoffe, werden bis ums 100-fache reduziert. Ähnliche Ablaufkonzentrationen wie im Kanton Zürich wurden auch von Vriens et al. in einer schweizweiten Studie beobachtet (Vriens, et al., 2017). Zulaufkonzentrationen resp. Eliminationsleistungen wurden in dieser Studie jedoch nicht betrachtet.



**Abbildung 40:** Metallkonzentrationen in 14 ARA untersucht im Jahr 2022 mit 55-83 Proben pro Metall. Zulaufkonzentrationen wurden im Rohabwasser oder in der Vorklärung erhoben. Messwerte unter Bestimmungsgrenze wurden von der Analyse ausgeschlossen.

Bei der Metall-Messkampagne im Kanton Zürich, wurden keine GUS-Konzentrationen erhoben. Deshalb konnte nicht ermittelt werden, ob zwischen den beiden Parameter ein Zusammenhang besteht. Literaturdaten zeigen jedoch, dass viele Schwermetalle im Kläranlagenablauf mehrheitlich an Partikel gebunden sind. Chrom, Blei und Cadmium zum Beispiel, sind im nachgeklärten Abwasser zu ungefähr 90% im GUS und nur zu ungefähr 10% in der Wasserphase vorzufinden (Karvelas, Katsoyiannis, & Samara, 2003). Daher sollte eine Reduktion der Partikel bzw. GUS zu einer Reduktion der partikulären Metalle führen. Die Konzentrationen von partikulären Metallen im Abfluss sind jedoch nicht nur von GUS-Abflusskonzentrationen, sondern auch von anderen Parametern abhängig. Zum Beispiel davon, ob im Reinigungsprozess Faulwasser hinzugegeben wird, da dieses hohe Metallkonzentrationen aufweist. Ebenfalls spielt bereits die GUS-Konzentration in der Vorklärung eine Rolle, da diese entscheidend für das Sorptionsverhalten der Metalle ist. Zusätzlich können die GUS-Abflusskonzentration keine quantitativen Rückschlüsse auf die gelöste Metallkonzentration zulassen. Für die Elimination von gelösten Metallen sind besonders DOC-Konzentrationen wichtig, da Metalle bevorzugt mit organischen Verbindungen komplexieren. Um quantitativ zu beschreiben, welchen Effekt eine Reduktion von GUS-Abflusskonzentrationen auf die schweizerische Metallfracht hat, müssten deshalb ebenfalls weitere Parameter wie beispielsweise DOC erhoben werden. Für eine robuste Quantifizierung müssten ebenfalls mehr systematische Messungen von Metallkonzentrationen im Ablauf von Schweizer ARA vorhanden sein (Hargreaves, Constantino, Dotro, Cartmell, & Campo, 2018; Ziolk, Martin, Scrimshaw, & Lester, 2011).

## Anhang E (CSB)

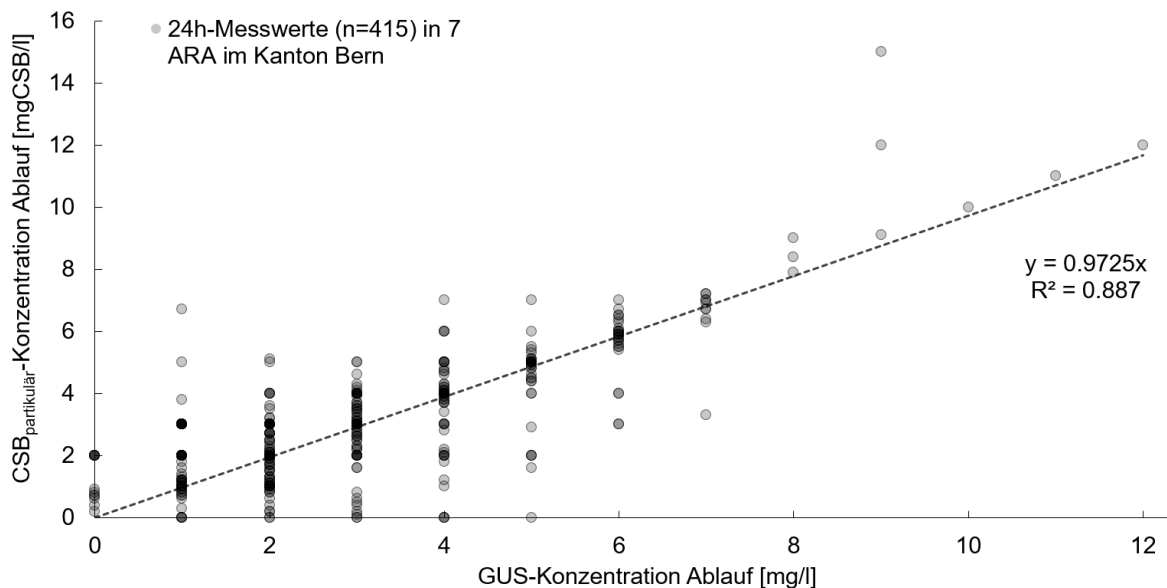


Abbildung 41: Korrelation zwischen GUS und partikulärem CSB im Ablauf von Schweizer ARA.

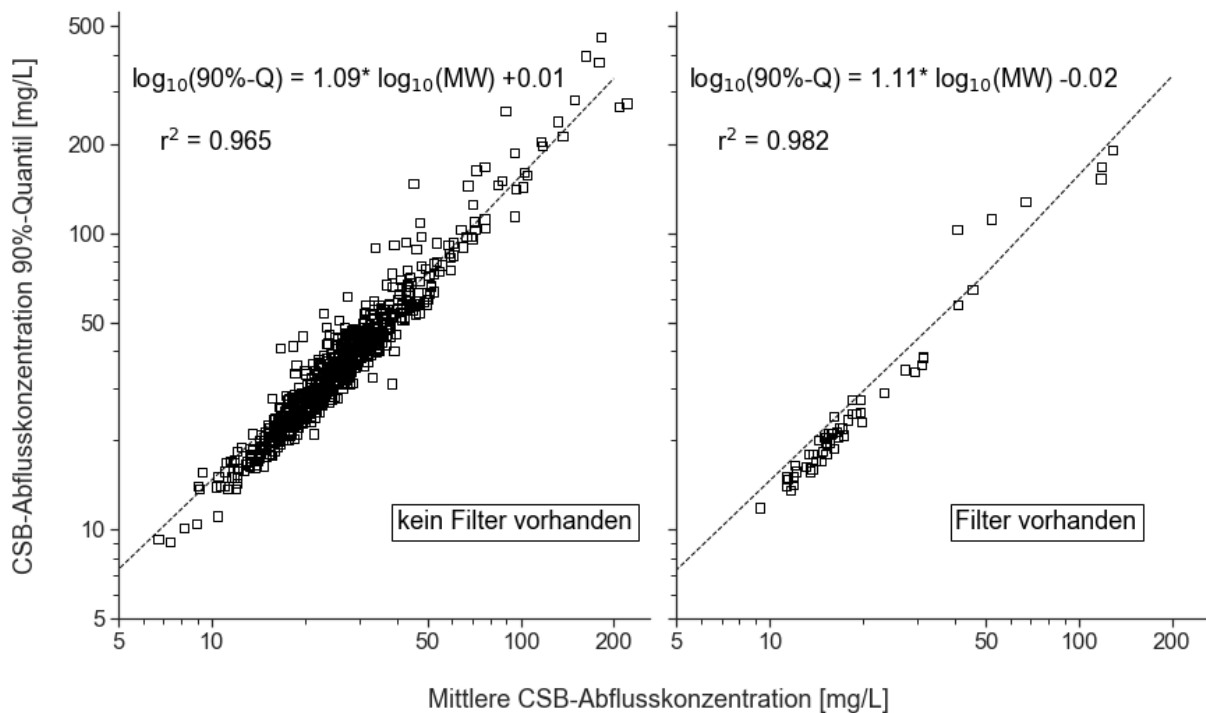
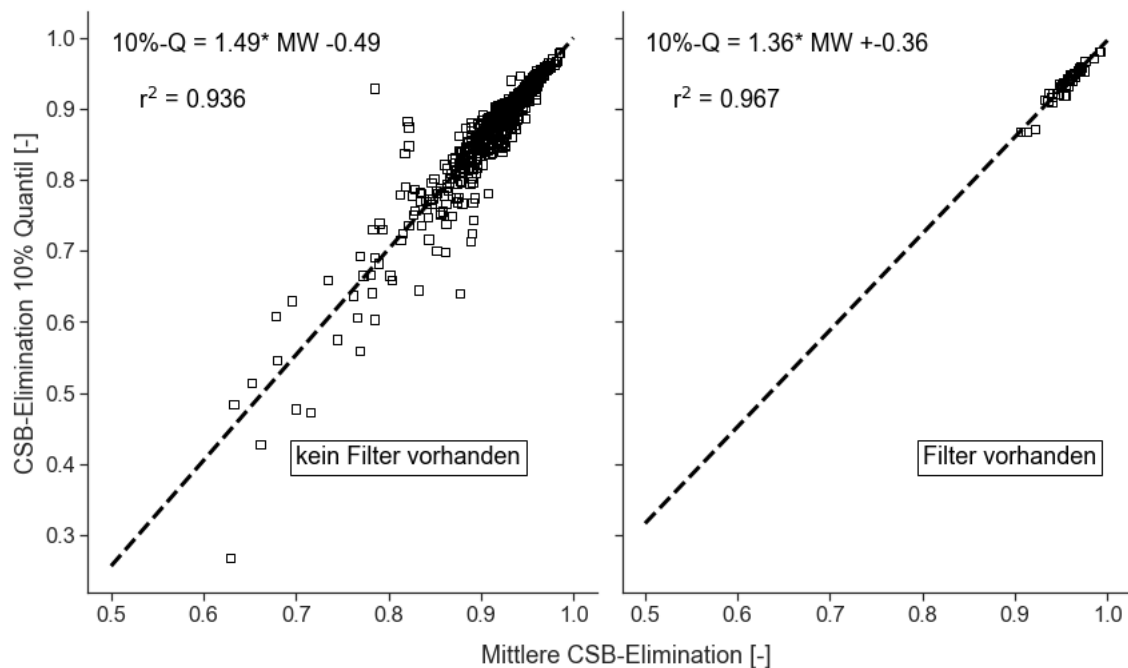
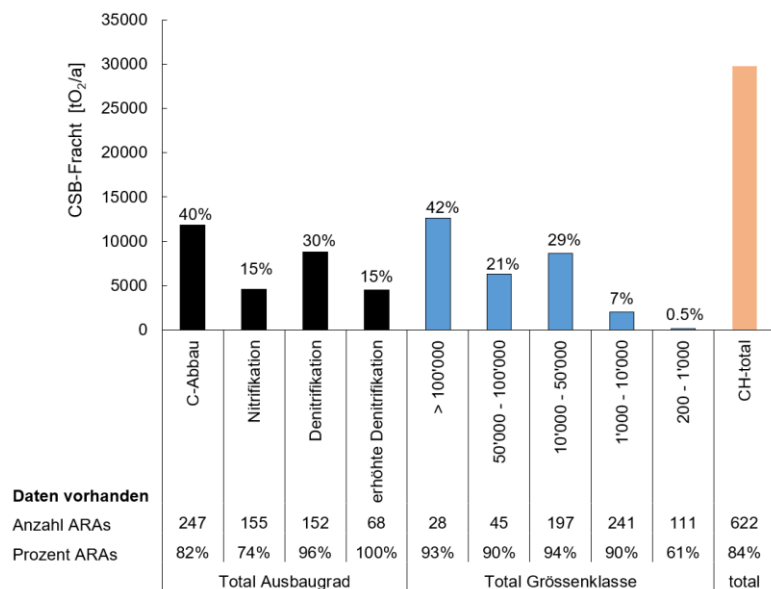


Abbildung 42: Korrelation zwischen jährlicher mittlerer CSB-Abflusskonzentration und 90%-Quantil der CSB-Abflusskonzentration. Links: Anlagen ohne Filter (753 Jahreswerte der Jahre 2019-2021 von 372 ARA in BE, GR, SG VD, VS, ZH). Rechts: Anlagen mit Filter (57 Jahreswerte der Jahre 2019-2021 von 42 ARA in BE, GR, SG VD, VS, ZH).

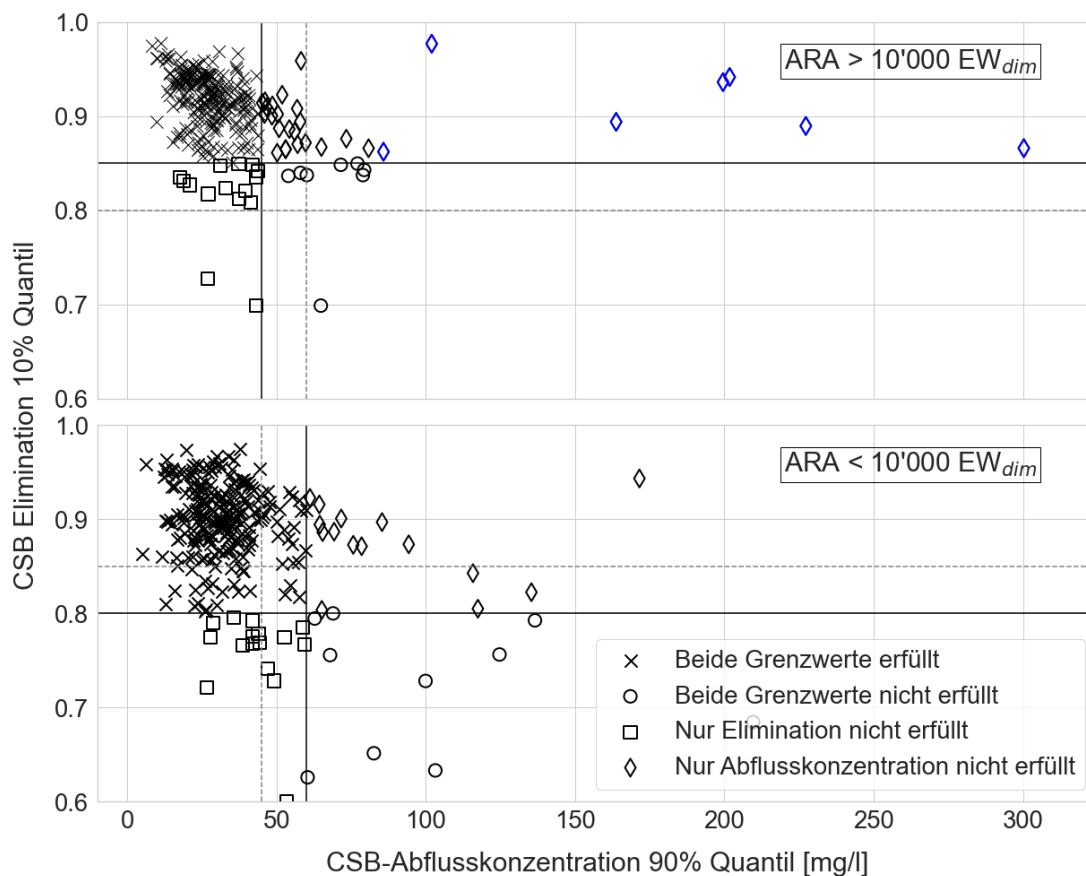




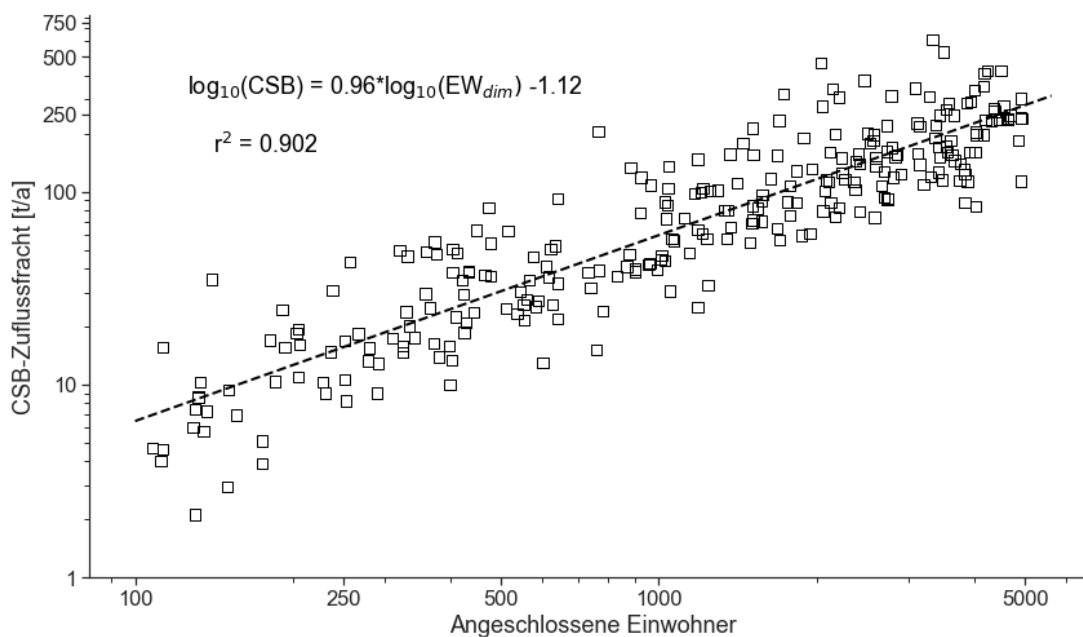
**Abbildung 43:** Korrelation zwischen mittlerer CSB-Eliminationsleistung und 10%-Quantil der CSB-Eliminationsleistung. Links: Anlagen ohne Filter (563 Jahreswerte der Jahre 2019-2021 von 273 ARA in BE, GR, SG VD, VS, ZH). Rechts: Anlagen mit Filter (46 Jahreswerte der Jahre 2019-2021 von 31 ARA in BE, GR, SG VD, VS, ZH).



**Abbildung 44:** Gesamtschweizer CSB-Ablauftracht. Für ca. 15% der Anlagen sind keine Daten vorhanden. Prozentzahlen über den Säulen geben den Anteil an der Gesamtfracht an.



**Abbildung 45: CSB-Elimination vs. CSB-Abflusskonzentration in Schweizer ARA ( $n_{ARA} = 435$ ). Grosse, industriell belastete Anlagen mit hohen Abflusskonzentrationen sind in blau markiert.**



**Abbildung 46: Korrelation zwischen CSB-Zuflussfracht und angeschlossenen EW. Nur ARA mit weniger als 5'000 angeschlossenen EW wurden für die Korrelation beachtet (269 ARA in BE, GR, SG VD, VS, ZH).**

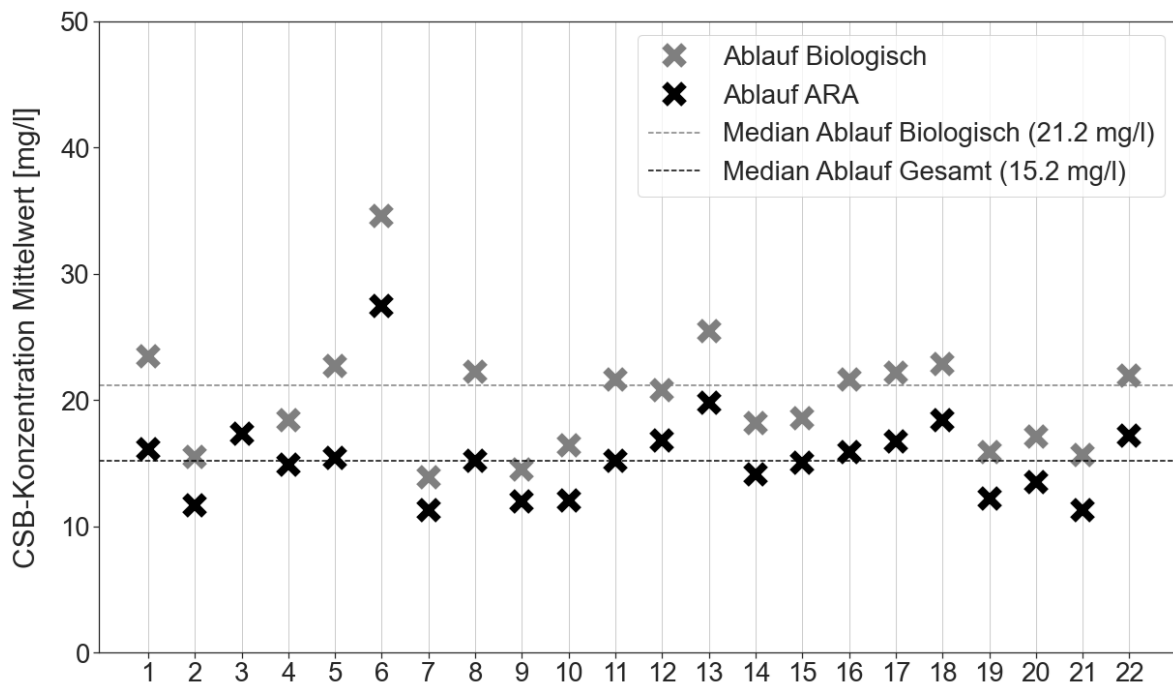
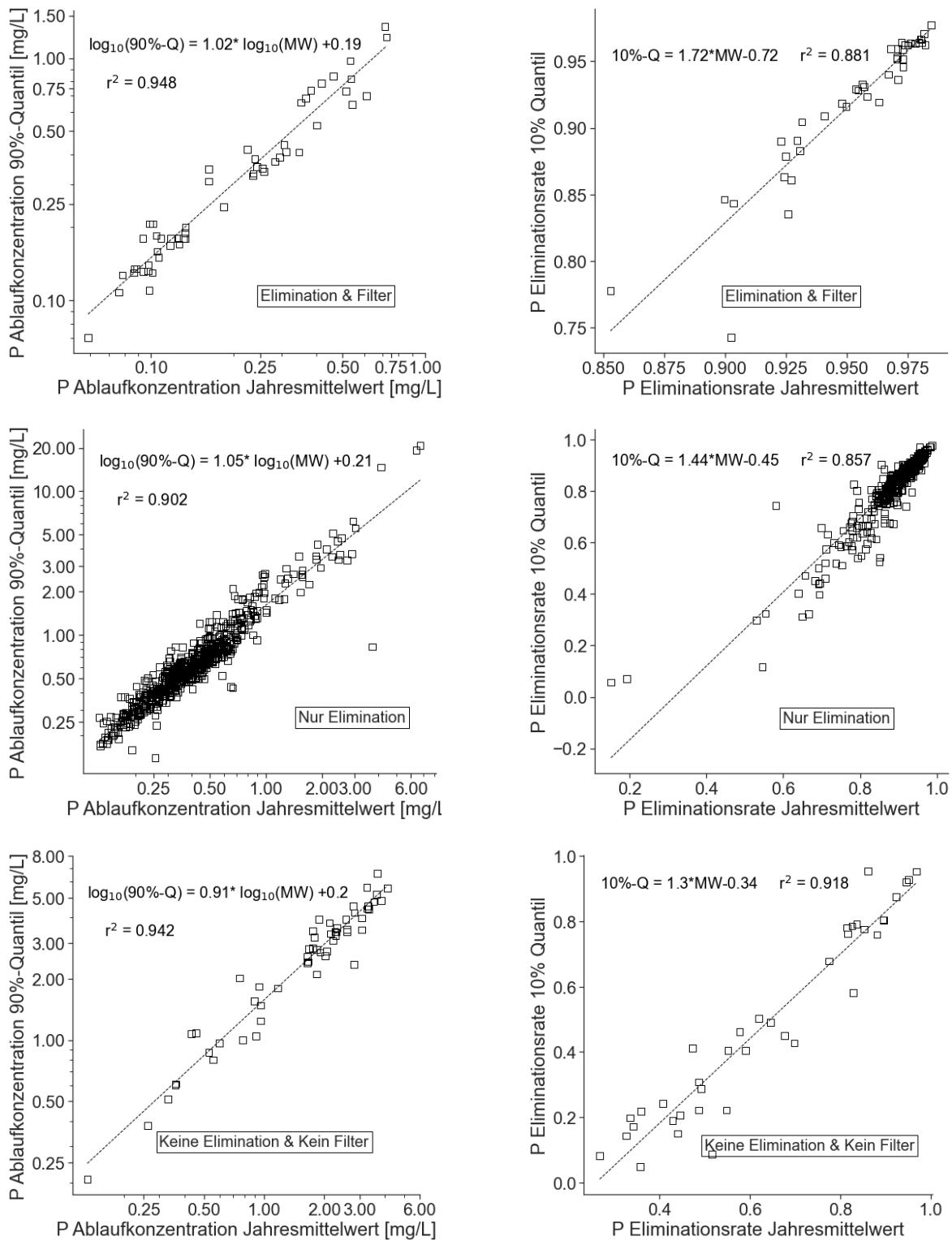


Abbildung 47: Effekt Filtration auf CSB-Ablaufkonzentrationen basierend auf Daten von 23 ARA.

## Anhang F (Phosphor)



**Abbildung 48:** Lineare Regressionen für die Berechnung des 90%-Quantil aus dem Jahresmittelwert der Phosphor-Abflusskonzentration (links) sowie für die Berechnung des 10%-Quantil aus dem Jahresmittelwert der Phosphor-Eliminationsrate (rechts).

$$\text{Mittelwert} \left[ \frac{t}{m^3} \right] = 10^{\frac{\log_{10}(90\text{-Quantil}[\frac{t}{m^3}]) - \beta}{\alpha}} \quad (\text{P1})$$

**Tabelle 41:** Regressionsparameter und berechnete Mittelwerte aus 90%-Quantilen für verschiedene Ausbaugrade der Phosphor-Elimination. Die Regressionsparameter  $\alpha$  und  $\beta$  hängen von der Ausbaustufe der Phosphorelimination ab, die Korrelationen sind in der vorangehenden Abbildung dargestellt. Für die Berechnung der Mittelwerte wurde Formel P1 verwendet.

Ausbaugrad	$\alpha$	$\beta$	Mittelwert Szenario 0.8 mg/l	Mittelwert Szenario 0.5 mg/l
Filter & Elimination	1.02	0.19	0.52	0.33
Nur Elimination	1.05	0.21	0.51	0.33
Kein Filter & keine Elimination	0.91	0.20	0.47	0.28

**Tabelle 42:** Beta-Werte für die Phosphorfällung entnommen aus Metcalf & Eddy (2013).

$P_{\text{gelöst}}$ -Konzentration [mg/l]	Beta-Wert
>1	1.0
$\geq 0.1$ - < 1	$-2.2 * \log_{10}(P_{\text{gel Ablauf}}) + 1$
<0.1	4.0