

Einfluss der Abwassereigenschaften und Platzverhältnisse einer ARA auf die Stickstoffelimination gemäss Motion 20.4261



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

17. Oktober 2025

Impressum

Begleitung seitens Bund

Damian Dominguez (Projektleitung, BAFU)

Fabian Soltermann, BAFU

Begleitgruppe / Fachausschuss

Adriano Joss, Eawag

Alain Meyer, Hunziker Betatech

Christoph Bitterli, Kanton Solothurn

Christian Abegglen, ERZ

Daniel Obrist, Kanton Wallis

Ingo Schoppe, ARA Thunersee

Michael Mattle, Holinger AG, VSA-CC Abwasserreinigung

Reto Manser, Kanton Bern, VSA-CC Abwasserreinigung

Sarina Schielke, Kanton Zürich

Simon Bitterwolf, VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen

Projektteam FHNW

Michael Thomann

Roman Schäfer

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

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	4
2	Stickstoffelimination	5
2.1	Gesetzliche Vorgaben EU	6
2.1.1	Europäische Union	6
3	Datengrundlage	7
4	Simulation mit ASM3h	7
5	Verteilung der Temperatur	9
6	Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffelimination	15
6.1	Einfluss auf die Abbauprozesse	15
6.2	Einfluss Temperatur auf das gesamte benötigte Biologievolumen	17
6.2.1	Korrelation Ammonium/Nitrit	17
6.2.2	Modellierungen Stickstoffelimination und benötigte Beckenvolumen	18
6.3	Anforderungen Stickstoffelimination Temperatur	19
7	CSB/N-Verhältnisse im Zulauf der Biologie	21
7.1	CSB-Elimination in der Vorklärung	21
8	Massnahmen bei knappen Platzverhältnissen	26
8.1	Verfahrenstechnische Möglichkeiten bei beschränkten Platzverhältnissen	26
8.2	Bauliche Massnahmen	29
9	Literaturverzeichnis	32
10	Abbildungsverzeichnis	32
11	Tabellenverzeichnis	33
Anhang		34

1 Zusammenfassung

In dieser Studie wurde untersucht, wie die Temperatur die Stickstoffelimination beeinflusst, und es wurde eine Übersicht über die Temperaturverteilung in den Schweizer Abwasserreinigungsanlagen (ARA) gegeben. Da innerhalb der VSA-Kennzahlenerhebung keine Temperaturdaten verfügbar waren, wurde eine Klassifizierung nach der durchschnittlichen Jahrestemperatur für alle Schweizer ARA mittels Korrelation zwischen der Höhenlage der ARA und der Biologietemperatur erstellt. Für rund 30 ARA mit einer Grösse von über 10'000 Einwohnerwerten (EW) sind durchschnittliche Jahrestemperaturen von unter 12°C zu erwarten. Die meisten ARA liegen in der Kategorie mit Temperaturen zwischen 14°-16°C.

Um den Einfluss der Temperatur auf die Denitrifikation zu untersuchen, wurden Simulationen mit dem Modell ASM3h durchgeführt. Um eine Stickstoffelimination von 70% im Jahresdurchschnitt zu erreichen und eine stabile Nitrifikation sicherzustellen, muss das biologische Volumen bei mittleren Temperaturen zwischen 12-16°C zwischen 120 und 150 L/EW liegen. Wenn eine Stickstoffelimination von 80% gefordert ist, erhöht sich das benötigte Volumen auf 170-220 L/EW für die unterschiedlichen mittleren Temperaturbereiche. Bei einer geforderten Stickstoffelimination von 80% hat die Temperatur einen grösseren Einfluss auf das Beckenvolumen im Vergleich zu 70% Stickstoffelimination.

Weiter wurde untersucht, wie das CSB/N-Verhältnis (im Zulauf zur Biologie) für die Schweizer Abwasserreinigungsanlagen verteilt ist. Da innerhalb der VSA-Kennzahlenerhebung keine Daten für den Zulauf zur Biologie vorhanden sind, wurde über die Aufenthaltszeit in der Vorklärung und die Schlammbehandlung für alle ARA mit über 10'000 EW ein CSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie abgeschätzt. Das Schweizer Rohabwasser weist im Durchschnitt ein CSB/N-Verhältnis von rund 11.5 g_{CSB}/g_N auf. Da in der Schweiz grosse Vorklärungen vorhanden sind (85% der ARA haben eine Aufenthaltszeit von über 2 Stunden unter Trockenwetterbedingungen), liegt eine hohe CSB-Elimination vor. Dies führt bei 20-35% der ARA zu einem CSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie von unter 6 g_{CSB}/g_N . Dieser Zustand kann jedoch durch Anpassungen der Vorklärbecken optimiert werden.

Wenn erhöhte Stickstoffeliminationen gefordert sind, führt dies zu einem grösseren Flächenbedarf aufgrund des erhöhten biologischen Volumens. Mithilfe von verfahrenstechnischen Anpassungen kann im Vergleich zur vorgeschalteten Denitrifikation der benötigte Flächenbedarf um bis zu 50-70% reduziert werden (Fläche benötigt für Biologische Reinigung und Nachklärbecken).

2 Stickstoffelimination

Die FHNW hat im Rahmen des Projekts «Gesamtbetrachtung Weiterentwicklung Reinigungsleistung ARA» (FHNW, 2024) die Daten von allen Schweizer ARA mit mehr als 200 angeschlossenen EW bezüglich der Reinigungsleistung ausgewertet und für verschiedene Szenarien die Effizienz und die anfallenden Kosten berechnet. Folgende Punkte wurden dabei untersucht:

- Es wurde abgeklärt, was der heute technisch mögliche Ausbaustandard für ARA ist (idealer Ausbaustandard)
- Basierend auf den Daten der Kennzahlenerhebung des VSA wurde der aktuelle Ausbaustandard und Reinigungseffekt der Schweizer ARA dokumentiert (Ist-Zustand).
- Das Optimierungspotential der heutigen Schweizer Abwasserreinigung wurde identifiziert.
- Kosten und Nutzen einer flächendeckenden Umsetzung des identifizierten Optimierungspotentials wurden evaluiert.

Es wurde ermittelt, welche Anforderungen an die Abwasserreinigung mit dem heute möglichen Ausbaustandard erfüllt werden können. Dabei wurde auf die in der Gewässerschutzverordnung Anhang 3.1 enthaltene Stoffpalette fokussiert. Zusätzlich wurden Lachgas- und Methanemissionen sowie energetische Anforderungen mitberücksichtigt.

Aus den Abklärungen ergaben sich folgende neue Fragestellungen, die in der vorliegenden Studie beantwortet werden:

Einfluss Temperatur auf die Denitrifikation

In der EU gelten die Anforderungen Ablaufwerte für die Stickstoffelimination ab 12°C. In der Schweiz gelten die Ablaufwerte für Ammonium ab einer Temperatur von 10°C. Es soll geklärt werden, wie sich die Temperatur auf die Stickstoffelimination auswirkt und welche Auswirkungen eine Temperaturvorgabe für die Denitrifikation bedeutet. Zudem soll die Auswirkung der Temperatur auf die Dimensionierung der Denitrifikation geklärt werden (insb. das Zusammenspiel Beckenvolumen für Nitrifikation resp. Denitrifikation)

Ausserdem soll ermittelt werden, wie die Temperaturverteilung in den Schweizer ARA aussieht, sprich wie viele ARA von kalten Temperaturen betroffen sind.

CSB/N-Verhältnis Zulauf Biologie

Weiter soll geklärt werden, welche CSB/N-Verhältnisse im Zulauf der Biologie der Schweizer ARA vorliegen und ob die ARA charakterisiert werden können anhand ihres CSB/N-Verhältnisses im Zulauf zur Biologie.

Massnahmen bei beschränkten Platzverhältnissen

Werden erhöhte Stickstoffeliminationen gefordert, führt das zu einem grösseren Flächenbedarf aufgrund des erhöhten biologischen Volumens. Es sollen Möglichkeiten diskutiert werden, um bei einem beschränkten Flächenbedarf trotzdem die Anforderungen an eine erhöhte Stickstoffelimination erfüllen zu können.

2.1 Gesetzliche Vorgaben EU

In der europäischen Union und Deutschland wurden die Richtlinien über die Behandlung von kommunalem Abwasser überarbeitet. Im folgenden Kapitel werden die Änderungen der Richtlinie der EU und der Kommunalwasserrichtlinie von Deutschland diskutiert.

2.1.1 Europäische Union

Parameter	Konzentration	Prozentuale Mindestverringerung (siehe Anmerkungen 1 und 2)	Referenzmessmethoden
Stickstoff-gesamt (siehe Anmerkung 4)	10 mg/l (10 000 EW und mehr, aber unter 150 000 EW) 8 mg/l (mehr als 150 000 EW) (Siehe Anmerkung 5)	80 (Siehe Anmerkung 3)	Molekulare Absorptions-Spektrophotometrie

Abbildung 1: Auszug aus der Richtlinie (EU) 2024/3019 Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Tabelle 2, Anhang Teil C, S. 48/59

In der neuen Richtlinie der Europäischen Union wird für Anlagen über 10'000 EW eine Stickstoffelimination von 80% im Jahresmittel gefordert. Zusätzlich darf die Stickstoffkonzentration im Ablauf nicht mehr als 10 mg_N/L betragen. (Das europäische Palrament und der Rater der Europäischen Union, 2024) Für ARA mit einer Ausbaugrösse von mehr als 150'000 EW gelten 8 mg_N/L Gesamtstickstoff im Ablauf und 80% Stickstoffelimination im Jahresmittel. Die Temperatur, ab welcher die Anforderungen gilt, ist in Anmerkung 5 präzisiert (Abbildung 2):

Anmerkung 5: Liegt die Temperatur im Abwasser des biologischen Reaktors unter 12 °C, so können die Ergebnisse der entnommenen Proben bei der Berechnung des Jahresmittelwerts für Stickstoff gemäß Teil C Nummer 4 Buchstabe c dieses Anhangs unberücksichtigt bleiben, wenn alle folgenden Nachweise erbracht werden können:

1. es wird gewährleistet, dass es keine schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt gibt;
2. um die Werte für Stickstoff in Tabelle 2 zu erreichen, wären übermäßige Kosten oder ein übermäßiger Energieverbrauch erforderlich.

Liegt die Temperatur im Abwasser des biologischen Reaktors unter 5 °C, so können die Ergebnisse der entnommenen Proben bei der Berechnung des Jahresmittelwerts für Stickstoff gemäß Teil C Nummer 4 Buchstabe c dieses Anhangs unberücksichtigt bleiben.

Abbildung 2: Anmerkung 5 zu Tabelle 2 aus Auszug aus der Richtlinie (EU) 2024/3019 Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Anhang Teil C, S. 49/59

Gemäss der aktuellen Fassung gelten die Anforderungen bezüglich der Stickstoffelimination ab einer Temperatur von 5°C in der Biologie. Falls nachgewiesen werden kann, dass es keine schädliche Auswirkung auf die Umwelt gibt und übermässige Kosten und Energieverbräuche auftreten, gelten die Anforderungen ab einer Temperatur von 12°C. In der Richtlinie wird nicht näher beschrieben wie die Punkte 1 und 2 der Anmerkung geklärt werden sollen und wie damit umgegangen werden soll.

3 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 Jahresmittelwerte, 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 höher aufgelöste Zulauf- und Ablaufkonzentrationen (Tagesmittelwerte) 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 abzuschätzen, für welche nicht alle Daten vorhanden waren.

4 Simulation mit ASM3h

Da die Stickstoffelimination sehr dynamisch abläuft und beeinflusst wird von verschiedenen Parametern (Aufenthaltszeit, Temperatur, CSB/N-Verhältnis im Zulauf, Rücklaufverhältnisse von Rücklaufschlamm und interner Rezirkulation) wurde mithilfe von dynamischer Simulation der Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffelimination untersucht. Die Simulationen basieren auf dem Modell ASM3h und wurden mit Simba 5.0 modelliert. Die verwendeten Parameter finden sich im Anhang A. Die Kalibration und Validierung erfolgten mit den Parametern von Koch et al. (2012). Das Modell mit der Kalibration wurde bereits in verschiedenen Projekten eingesetzt (Kalibration erfolgte über die Schlammproduktion). Die Simulation wurde für die Auswertungen im Kapitel 5 verwendet.

Zur Untersuchung des Effektes «Einfluss der Temperatur auf den Betrieb der ARA» wurde eine Muster-ARA folgendermassen im SIMBA abgebildet:

- 8 Biologiebecken, davon 1 anoxisches Becken, 3 bivalente Becken und 4 belüftet Becken (Abbildung 3). Es wurde bewusst mit drei bivalent Zonen simuliert, damit bei unterschiedlichen Temperaturen die einzelnen Becken belüftet oder anoxisch betrieben werden können. Die Anzahl Becken war bei allen Simulationen identisch das Volumen der einzelnen Becken wurden jedoch angepasst. Es wurde mit 4 belüfteten Becken simuliert, da im Modell ein gerührtes Becken simuliert wird und mittels Aufteilung des Volumens in verschiedene Kompartimente, Konzentrationsgradienten abgebildet werden können.
- Der Durchfluss des Rücklaufschlammes entspricht dem Zulauf. Ab einer Rücklaufschlammmenge von 2-fachem Q_{TW} wurde der Rücklaufschlamm konstant gehalten.
- Eine interne Rezirkulation wurde als Stofffluss aus dem letzten belüfteten Becken (Aerob 4) in die anoxische Zone (Anox 1) modelliert. Aktuell verfügen nur bestimmte ARA, über eine interne Rezirkulation. Um keine Nitratlimitierung in der anoxischen Zone zu verhindern und hohe Stickstoffeliminationen zu erreichen bedarf es eine erhöhte Rezirkulation.
- Die interne Rezirkulation wurde über die Nitratablaufkonzentration der Bivalentzone geregelt. Die Rezirkulation war limitiert auf maximal 3 Q_{TW} und die eingestellte Soll-Ablaufkonzentration im Ablauf der anoxischen Zone sollte $1\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ betragen.
- Die Regelung der Bivalentzone erfolgt über die Ammoniumablaufkonzentration nach der belüfteten Zone, sobald die Ammoniumablaufkonzentration über einem festgelegten Wert (0.5 mgN/L , 0.8 mgN/L , 1 mgN/L) lag, wurde die Bivalentzone belüftet.

- Die Sauerstoffkonzentration in den belüfteten Kompartimenten wurde konstant bei 2.0 mgO₂/L gehalten.
- Der TS-Gehalt wurde auf 2.5 gTS/L geregelt, das Schlammalter war flexibel. Der TS-Gehalt wurde bewusst eher tief gewählt, um einen Sicherheitsfaktor zu gewährleisten.
- Die Phosphatfällung wurde berücksichtigt und der Belebtschlamm weist somit auch einen anorganischen Bestandteil (Fällschlamm) auf.

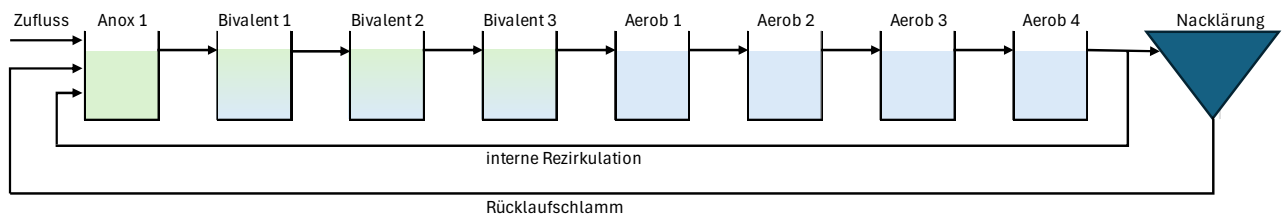


Abbildung 3: Schematische Darstellung der simulierten ARA mit Simba

Die einzelnen Varianten wurden jeweils über den Zeitraum eines Jahres modelliert. Die Stickstoffelimination wurde über die N_{Ges} -Konzentration im Zulauf zur Biologie (gemäss Modell wird der Stickstoff fraktioniert in die einzelnen CSB-Fractionen und Ammonium (Koch et al. 2012)) und die N_{Ges} -Konzentration (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, und gebundener Stickstoff im GUS) im Ablauf ermittelt und als Mittelwert über die 365 Tage angegeben.

Es wurden von 2 ARA die realen Zulaufdaten verwendet. ARA 1 ist eine ARA >100'000 EW während die ARA 2 in die Grössenkatgorie 50'000-100'000 EW fällt. ARA1 zeigt für die Schweiz durchschnittliche Bedingungen bezüglich des maximalen behandelten Zulaufes bei Regenwetter ($\sim 3.0 Q_{d,TW,mittel}$), während ARA 2 bei Regenwetter mehr Abwasser behandelt ($\sim 4.5 Q_{d,TW,mittel}$) und einen hohen Fremdwasseranteil von 60% aufweist. Die Details zu den Zulaufverhältnissen der ARA 1 und 2 finden sich im Anhang B.

Aus den Zulaufdaten wurde ein Zulauf generiert, der einer Belastung von 10'000 EW entspricht. Für Tage, für die keine Messwerte vorlagen, wurden für die fehlenden Stickstoff- und CSB-Konzentrationen mittels Korrelation mit der Zulaufmenge abgeleitet.

Das CSB/N-Verhältnis wurde fixiert auf 6 g_{CSB}/g_N im Zulauf zur Biologie basierend auf die Stickstofffracht im Zulauf zur Biologie aus den realen Daten. Ein CSB/N-Verhältnis von 6 g_{CSB}/g_N ist für eine erhöhte Stickstoffelimination ausreichend, führt jedoch zu einem erhöhten Biologievolumen aufgrund der benötigten Hydrolyse für den partikulären CSB (Fraktionierung CSB gemäss Koch et al. 2012).

Die mittlere Jahrestemperatur wurde variiert, während der Temperaturverlauf konstant war. Die Temperaturverläufe finden sich im Anhang C.

5 Verteilung der Temperatur

Die Kennzahlendaten lassen keine Rückschlüsse zur Temperatur in der Biologie zu, da diese Daten nicht im Datensatz enthalten sind. Aus den kantonalen Daten sind für die Jahre 2019 und 2020 die Jahresmitteltemperaturen bekannt für die meisten ARA des jeweiligen Kantons. Basierend auf diesen Daten wurde eine Korrelation für die geografische Höhe der ARA und die mittlere Temperatur in der Biologie abgeleitet.

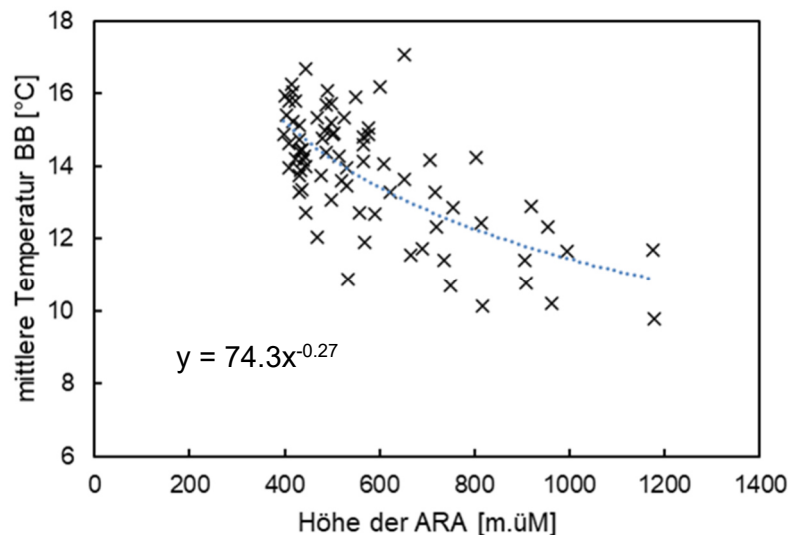


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen der mittleren Abwassertemperatur und der Lage der ARA (Höhe über Meer).

Abbildung 4 zeigt den Zusammenhang zwischen der mittleren Temperatur in der Biologie und der Höhe über Meer der ARA. Ein Zusammenhang ist deutlich zu erkennen, jedoch ist eine recht grosse Streuung in den Daten zu beobachten. Die Streuung ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen:

- Industrielle Einleiter, welche wärmeres Abwasser einleiten
- Grösse und Lage des Einzugsgebietes
- Lage des Kanalnetzes in Bezug auf die Grundwasserspiegel
- Fremdwasser

Mithilfe von GIS und den Koordinaten der ARA wurde für jede ARA der Schweiz die Höhenlage, sprich Höhe über Meer ausgewertet. Mit der in Abbildung 4 dargestellten Korrelation konnte so für alle ARA die mittleren Biologietemperaturen abgeschätzt werden.

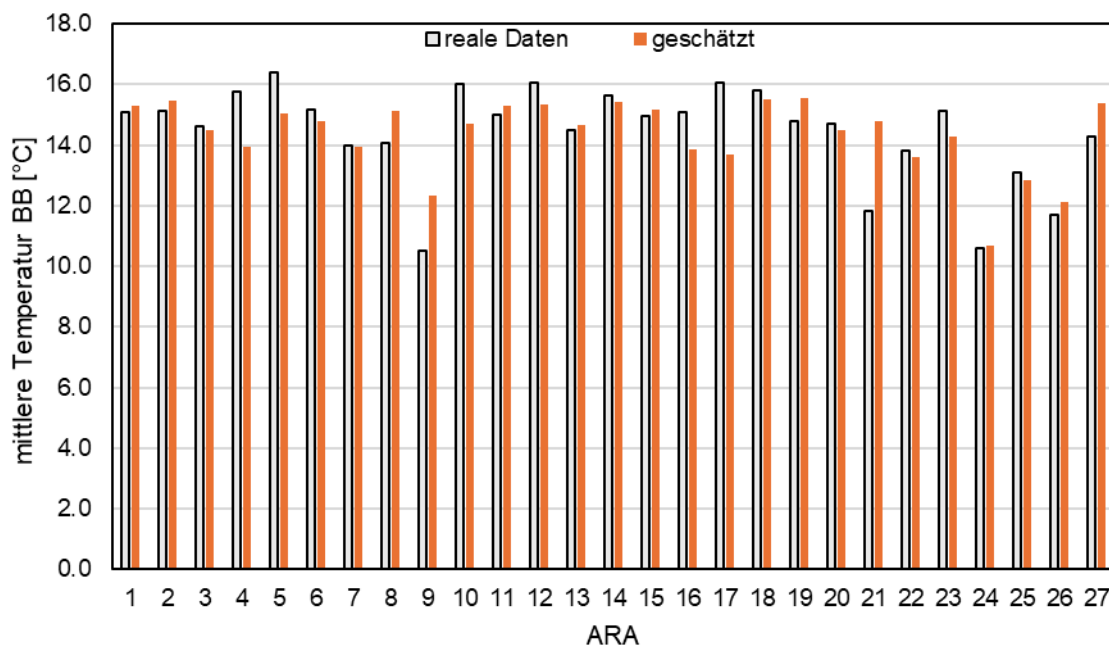


Abbildung 5: Überprüfung der prognostizierten mittleren Temperatur in der Biologie ermittelt mit der Korrelation.

In Abbildung 5 sind die realen Daten der mittleren Temperatur dargestellt und die abgeschätzten Temperaturen. Die Überprüfung der Korrelation erfolgte mit Daten von 27 ARA von einem Kanton, dessen Daten nicht in die Korrelation (Abbildung 4) eingeflossen sind. Die meisten ARA weisen geringe Differenzen auf im Bereich zwischen $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$. Die ARA 4 und 5 weisen einen höheren Industrieanteil auf und dies führt dazu, dass die Korrelation die Temperatur unterschätzt. Die ARA 16 und 17 sind städtische Anlagen, die ein relatives kleines Einzugsgebiet aufweisen und einen relativ hohen Industrieanteil haben. Bei den ARA 8, 9 und 21 handelt es sich um ARA, die im Tal gelegen sind und ein Einzugsgebiet aufweisen, welches deutlich höher gelegen ist. Die höher gelegenen Einzugsgebiete führen dazu, dass für diese ARA die Temperatur in der Biologie tendenziell überschätzt werden, da für die Bestimmung der mittleren Temperatur die Höhenlage der ARA verwendet wird.

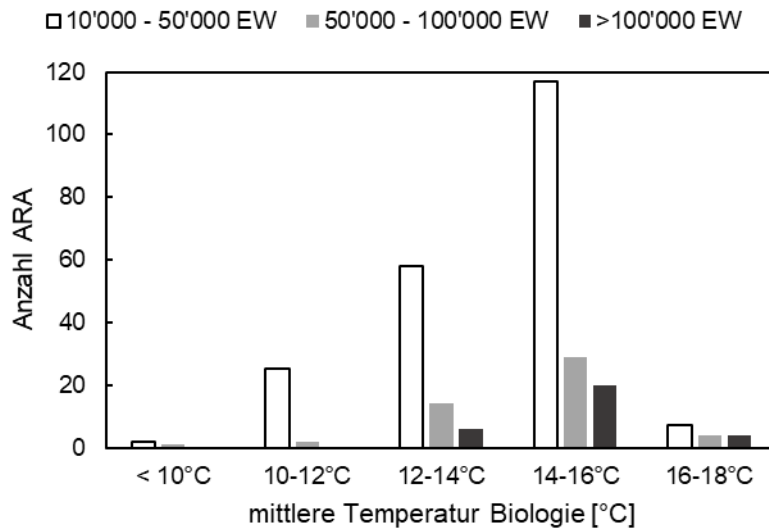


Abbildung 6: Verteilung der Schweizer ARA (Anzahl) bezüglich der ermittelten mittleren Temperatur

Nur bei drei ARA über 10'000 EW in der Schweiz sind mittlere Temperaturen in der Biologie unter 10°C zu erwarten. Für 27 ARA sind mittlere Temperaturen im Bereich zwischen 10-12°C zu erwarten. ARA der Grössenklasse >100'000 EW finden sich im Bereich zwischen 12-18°C. Rund 60% der Schweizer ARA weisen eine mittlere Temperatur von über 14°C auf.

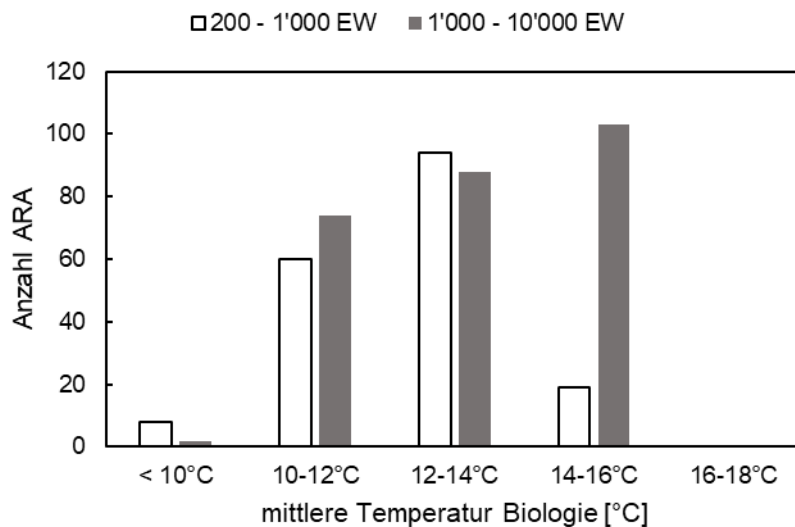


Abbildung 7: Geschätzte Temperaturverteilung der Schweizer ARA <10'000 EW.

Bei den kleinen ARA mit weniger als 10'000 EW sieht die Verteilung anders aus. Rund 70% der kleineren ARA weisen mittlere jährliche Temperaturen im Bereich von 10°C bis 14°C auf. Das lässt sich damit erklären, dass viele der kleineren ARA in Regionen mit einer geringen Bevölkerungsdichte angesiedelt sind, welche tendenziell häufiger in höher gelegenen Gebieten der Schweiz liegen.

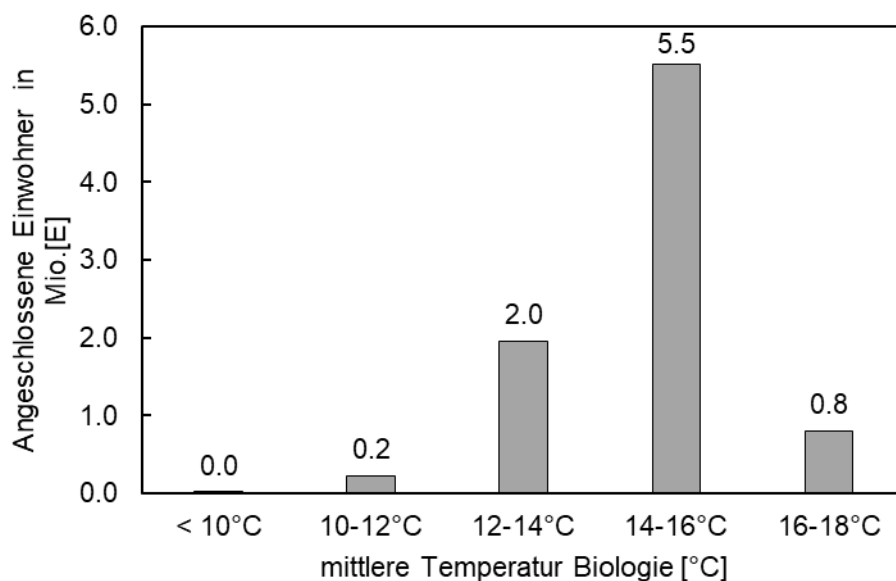


Abbildung 8: Angeschlossene Einwohner der ARA für die unterschiedlichen mittleren Biologietemperaturen.

In Abbildung 8 sind die angeschlossenen Einwohner an ARA mit unterschiedlichen Temperaturbereichen dargestellt. Das Abwasser von rund 0.2 Mio. Einwohner wird auf ARA mit einer mittleren Temperatur im Bereich von 10-12°C behandelt. Die ARA mit einer mittleren Temperatur im Bereich zwischen 12-14°C behandeln das Abwasser von knapp 2 Mio. Einwohner. Das Abwasser von rund 5.5 Mio. Einwohnern wird in ARA mit einer durchschnittlichen Temperatur zwischen 14-16°C behandelt und das Abwasser von knapp 1 Mio. Einwohner wird in ARA mit einer Temperatur von über 16°C behandelt.

Tabelle 1: Behandelte Stickstofffracht nach ARA gemäss der mittleren Biologietemperatur.

Klassierung mittlere Temperatur Biologie (°C)	Behandelte Stickstofffracht	
	absolut (tN/a)	relativ (%)
< 10°C	150	0.3%
10-12°C	680	1.5%
12-14°C	4'600	10%
14-16°C	31'800	68%
16-18°C	6'180	13.5%

In der Schweiz liegt die jährliche Stickstofffracht im Zulauf aller ARA bei rund 46'600 t N/a. 43'200 t N/a werden von ARA >10'000 EW behandelt. Rund 1.8% der Stickstofffracht werden auf ARA behandelt, die eine mittlere Temperatur von unter 12°C aufweisen. Rund 10% der Stickstofffracht wird auf ARA mit einer mittleren Temperatur im Bereich zwischen 12 und 14°C behandelt, während die restlichen 82% von ARA mit einer mittleren Temperatur von über 14°C behandelt werden (Tabelle 1). Rund 1.8% der anfallenden Stickstofffracht wird in ARA behandelt, die eine mittlere Temperatur unter 12°C aufweisen und aufgrund der Temperatur für die stabile Nitrifikation und eine erhöhte Stickstoffelimination ein deutlich grösseres biologisches Volumen benötigen.

Basierend aus den Daten (Kantonsdaten 2019 und 2020) wurde ein mittlerer Jahresverlauf für die Temperatur abgeleitet.

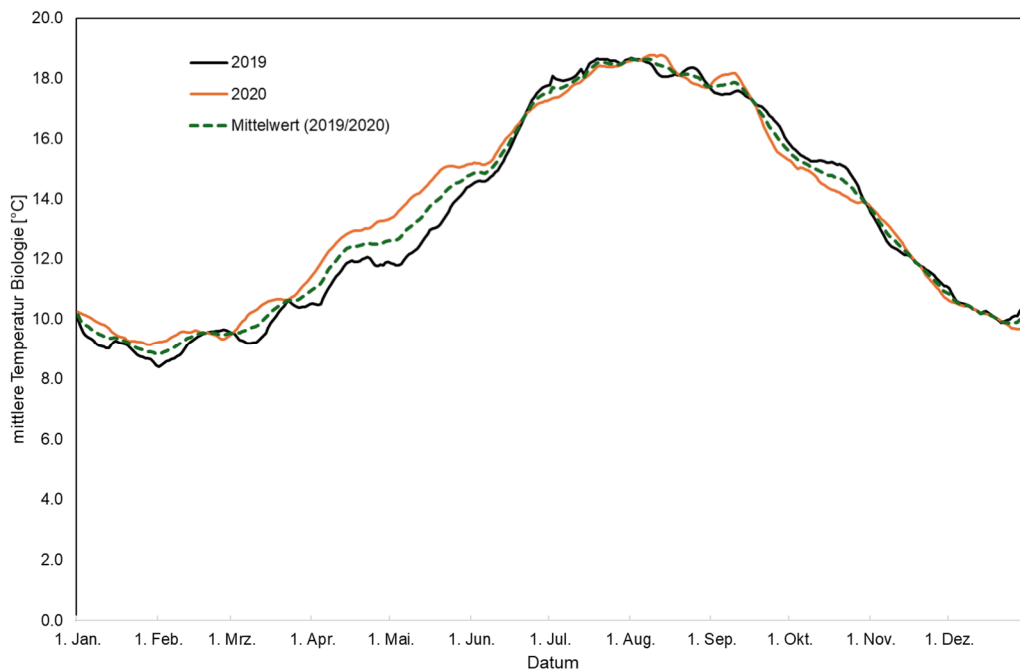


Abbildung 9: Mittlerer Temperaturverlauf der Biologie von 36 ARA für das Jahr 2019 und 2020.

In Abbildung 9 ist der Temperaturverlauf für das Jahr 2019 und 2020 (Mittelwert von 36 ARA) in unterschiedlichen Regionen (Jura, Mittelland, Bergegebiete) dargestellt. Der mittlere Temperaturverlauf für die beiden Jahre ist vergleichbar. Die niedrigsten Temperaturen treten im Januar, Februar auf, während die höchsten Temperaturen im Juli, August und September beobachtet werden. Grössere Unterschiede zeigen sich im Frühling (April-Juni).

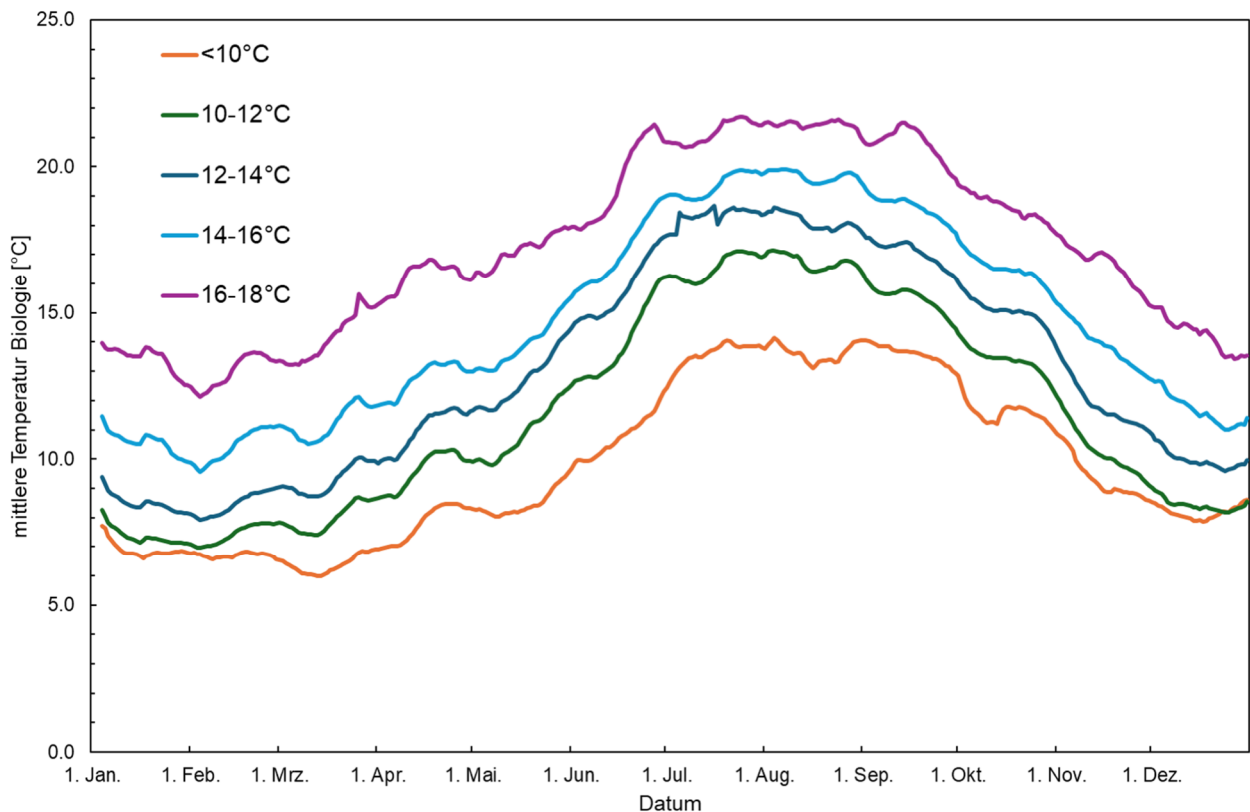


Abbildung 10: Temperaturverläufe von 44 ARA über das Jahr für unterschiedliche mittlere Temperaturen in der Biologie

Abbildung 10 zeigt die Temperaturverläufe für die ARA klassiert nach mittlerer Temperatur der Biologie. Die Temperaturverläufe sind für die verschiedenen mittleren Temperaturen vergleichbar. ARA mit einer mittleren Temperatur im Bereich von $<10^{\circ}\text{C}$ weisen pro Jahr rund 200 Tage mit Temperaturen unter 10°C aus. Ab einer mittleren Temperatur von $14-16^{\circ}\text{C}$ sind noch an rund 15 Tagen Temperaturen unter 10°C zu erwarten. Bei einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von $16-18^{\circ}\text{C}$ ist unter normalen Bedingungen nicht mit Temperaturen unter 10°C zu rechnen.

6 Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffelimination

6.1 Einfluss auf die Abbauprozesse

Die Stickstoffelimination einer ARA setzt sich aus verschiedenen Prozessen zusammen. Dazu zählen die Denitrifikation und der Einbau von Stickstoff in die Biomasse.

Die Denitrifikation des Stickstoffs setzt die Hydrolyse des partikulären CSB voraus. Im Ablauf der Vorklärung, ist ein Teil des CSB partikulär vorliegend und kann nicht direkt von der Biomasse in biologischen Prozessen umgesetzt werden. Die Hydrolyse ist wie die Aktivität der heterotrophen Biomasse temperaturabhängig.

Bei kalten Temperaturen ist sowohl die Hydrolyse als auch die Aktivität der Biomasse verlangsamt. Die Temperaturabhängigkeit kann mit folgenden Exponentialfunktionen beschrieben werden:

Wachstum heterotrophe Biomasse (Gujer, 1993): $e^{(-0.069 \cdot (T - 10^\circ\text{C}))}$

Hydrolyse und Absterberate (Gujer, 1993): $e^{(-0.11 \cdot (T - 10^\circ\text{C}))}$

Die Hydrolyse ist bei tiefen Temperaturen stark vermindert. Daraus lässt sich ableiten, dass die Hydrolyse der limitierende Faktor bei der Denitrifikation ist. Auf der anderen Seite führt die stark verlangsamte Hydrolyse und Absterberate auch zu einer höheren Schlammproduktion. Da ein Teil des Stickstoffs in die Biomasse eingebaut wird, führt das dazu, dass unter kalten Bedingungen im Vergleich zu warmen Temperaturen mehr Stickstoff in die Biomasse eingebaut wird und die verlangsamte Denitrifikation zum Teil kompensieren kann.

Um den Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffelimination untersuchen zu können, wurde mit dem Modell ASM3h mit Simba modelliert (siehe Kapitel 4).

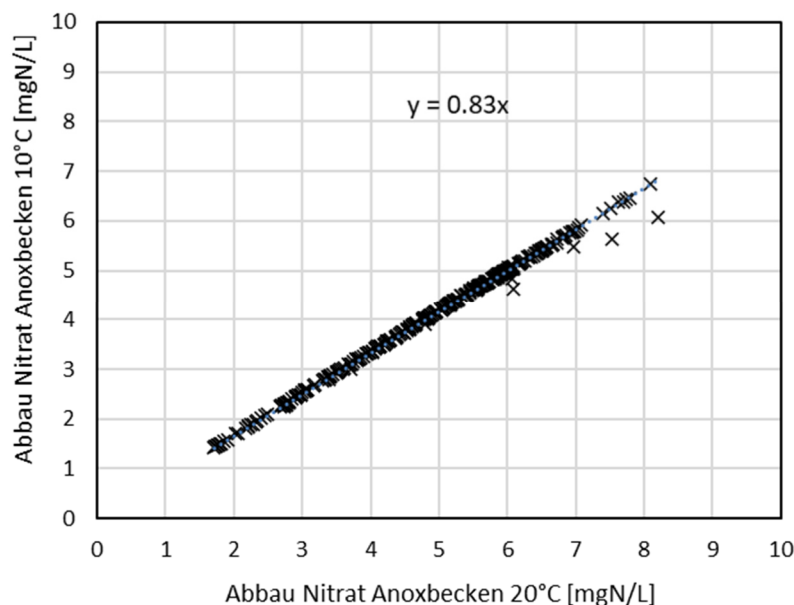


Abbildung 11: Modellierter Abbau (mgN/L) für das anoxische Becken bei 10°C und 20°C unter variierenden Zulaufverhältnissen (Zulaufmenge und Konzentrationen).

Abbildung 11 zeigt die Denitrifikation nur über das Anoxbecken bei dynamischen Zulaufverhältnissen (variierende Konzentrationen und Zulaufmengen) bei konstanten Temperaturen von 10°C resp. 20°C. Die Stickstoffelimination wurde berechnet über die Nitrat-Konzentration im Zulauf resp. Ablauf der anoxischen Zone. Bei 20°C werden unter den gegebenen Bedingungen im Mittel 5 mgNO₃-N/L im

Anoxbecken denitrifiziert. Bei 10°C sind es im Mittel 4.1 mg NO₃-N/L. Das heisst die Denitrifikation bei 10°C ist im Vergleich zu 20°C um rund 18% weniger effizient.

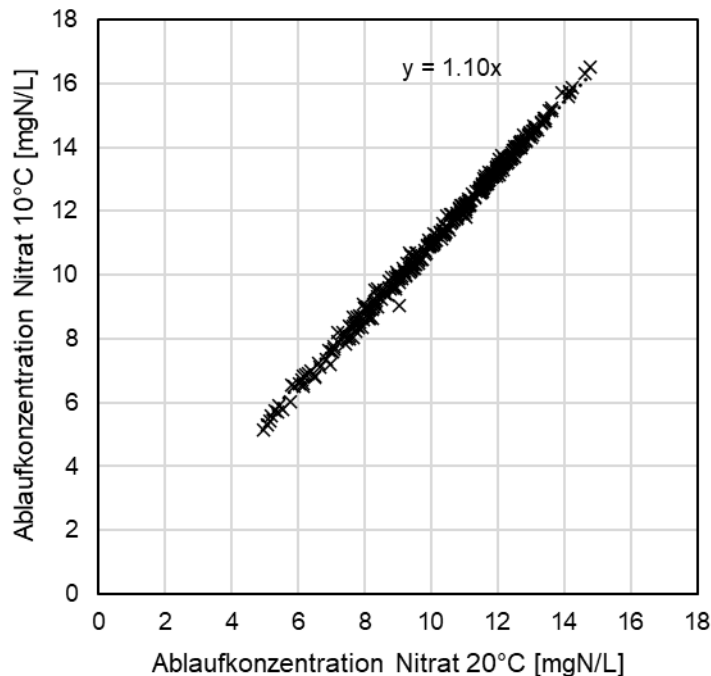


Abbildung 12: Modellierte Ablaufkonzentrationen für Nitrat im Nachklärbecken unter variierenden Zulaufverhältnissen (Zulaufmenge und Konzentrationen) bei 10°C und 20°C.

In Abbildung 12 sind die Ablaufkonzentrationen Nachklärung bei 10°C und 20°C dargestellt für die gleichen Konfigurationen wie die Daten dargestellt in Abbildung 11. Über die gesamte ARA betrachtet, resultiert bei einer Temperatur von 10°C eine um 10% höhere Nitrat-Ablaufkonzentration als bei 20°C.

Tabelle 2: Stickstoffelimination bei unterschiedlichen Temperaturen (10 und 20°C). Simulation mittels 150 resp. 200L/EW und fixer anoxischer Zone. Die N-Elimination wurde berechnet über die N_{tot}-Konzentration im Zulauf zur ARA und die N_{tot}-Konzentration im Ablauf der ARA.

Temperatur	Nitrat Ablauf [NO ₃ -N mg/L]	Denitrifikation [N ₂ -N mg/L]	N-Einbau Biomasse [mgN/L]	N-Elimination
Simulation mit 150 L/EW, V _D /V _{BB} 0.4				
10°C	10.6	19.3	5.1	68%
20°C	10.0	21.2	4.0	70%
Differenz	5%	10%	-20%	2%
Simulation mit 200 L/EW, V _D /V _{BB} 0.4				
10°C	6.7	22.8	4.9	77%
20°C	6.1	25.1	4.0	80%
Differenz	9%	9%	-19%	3%

Die Tabelle 2 zeigt, wie sich unterschiedliche Temperaturen auf die Stickstoffelimination auswirken. Die Modellierung einer Anlage mit ca. 70% Stickstoffelimination wurde mit einem biologischen Volumen von 150 L/EW durchgeführt, um 80% Stickstoffelimination zu erreichen wurde mit einem Volumen von 200 L/EW modelliert. Bei konstanten Temperaturen von 10°C in der Biologie ergeben sich im Vergleich zu 20°C eine um 2% resp. 3% verminderte Stickstoffelimination. Bei 20°C wird deutlich

mehr Nitrat denitrifiziert, jedoch ist der Einbau in die Biomasse bei 10°C rund 20% höher als bei 20°C. Die erhöhte Schlammproduktion unter kalten Temperaturen hilft der Stickstoffelimination durch Einbau von Stickstoff in die Biomasse und ist so in der Lage, einen Teil der verminderten Denitrifikation zu kompensieren. Nicht betrachtet wurden die Rückläufe aus der Schlammbehandlung und wie die höhere Schlammproduktion sich auf die Ammoniumrückläufe bei einer allfälligen Faulung mit Faulwasserrückführung auswirken.

Der Einfluss der Temperatur auf die Stickstoffelimination ist gering. Beim Szenario mit einer geforderten Stickstoffelimination von 80% kann eine tiefere mittlere Temperatur zu einem höheren benötigten Biologievolumen führen im Vergleich zu einer Anlage mit höheren Temperaturen.

6.2 Einfluss Temperatur auf das gesamte benötigte Biologievolumen

In diesem Kapitel wird der Einfluss der Temperatur auf das benötigte Beckenvolumen diskutiert, um die geforderte Stickstoffelimination bei einer stabilen Nitrifikation zu gewährleisten.

Das benötigte Volumen wird sowohl durch die Nitrifikation als auch durch die Denitrifikation beeinflusst. Die Nitrifikation ist stark temperaturabhängig, was bedeutet, dass bei niedrigen Temperaturen ein grösseres biologisches Volumen belüftet werden muss, um eine stabile Nitrifikation sicherzustellen. Soll zusätzlich denitrifiziert werden, muss aufgrund der langsameren Denitrifikation auch ein erhöhtes biologisches Volumen für die Denitrifikation vorhanden sein. Eine dynamische Regelung ermöglicht es jedoch, bei kalten Temperaturen mehr des zur Verfügung stehenden Volumens für die Nitrifikation zu nutzen. Dies führt zu tieferen Stickstoffeliminationen im Winter. Unter warmen Bedingungen kann das Volumen, das nicht für die Nitrifikation benötigt wird, für die Stickstoffelimination verwendet werden. Damit lassen sich im Sommer höhere Stickstoffeliminationen erreichen und die im Winter geringeren Stickstoffeliminationen können kompensiert werden. Dieser Effekt wird im folgenden Kapitel ausführlich diskutiert.

6.2.1 Korrelation Ammonium/Nitrit

Das ASM3h-Modell berücksichtigt die Bildung von Nitrit nicht und stellt die Nitrifikation als einen einstufigen Prozess dar, bei dem Ammonium direkt zu Nitrat umgewandelt wird. Daher lassen sich mit dem ASM3h-Modell keine Aussagen über die zu erwartende Nitritkonzentration im Ablauf treffen. Weiterentwicklungen wie das Modell von Kälin et al. (2009) ermöglichen es, die Nitrifikation als zweistufigen Prozess inklusive Nitritbildung darzustellen. Dieses Modell konnte jedoch für das Projekt nicht eingesetzt werden, weil Probleme beim Aufsetzen des Modelles auftraten.

Deshalb wurde der Ansatz gewählt, die Korrelation zwischen der Nitritkonzentration im Ablauf und der Ammoniumkonzentration zu untersuchen. Dazu wurden die Jahresdaten für Ammonium und Nitrit von 41 Kläranlagen eines Kantons ausgewertet. Die Analyse wurde für Kläranlagen durchgeführt, die ein konventionelles Belebungsverfahren anwenden und ganzjährig ein ausreichend hohes Schlammalter für eine stabile Nitrifikation aufweisen.

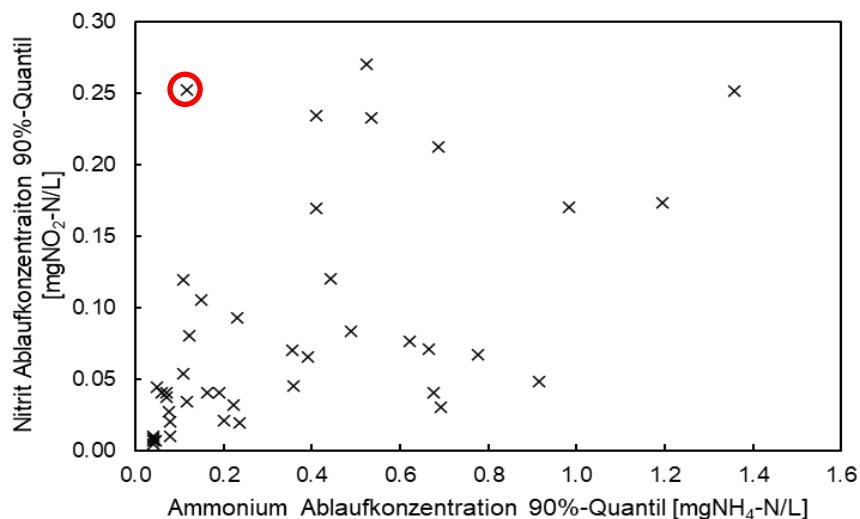


Abbildung 13: Datenanalyse des Zusammenhangs zwischen der Nitrit-Ablaufkonzentration und Ammonium-Ablaufkonzentration (jeweils 90%-Quantile). Der rot markierte Wert passt nicht ins Bild und es handelt sich vermutlich um einen Ausreisser.

Die Datenauswertung in Abbildung 13 zeigt, dass bei einem 90% Ablaufquantil $<0.4 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ für Ammonium, tiefe Nitritkonzentrationen im 90%-Quantil von weniger als $0.15 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ auftreten (mit einer Ausnahme, siehe Kreis in Abb. 14). Ab einem 90%-Quantil von $>0.4 \text{ mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$ resultieren tendenziell höhere Nitrit-Ablaufkonzentrationen im 90%-Quantil. Aber der Grenzwert für Nitrit von $0.3 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ wurde bei allen untersuchten Fällen eingehalten. Aufgrund dieser stark vereinfachenden Datenauswertung wurde, um eine stabile Nitrifikation auch in Bezug auf Nitrit zu gewährleisten ein $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -90%-Quantil im Ablauf der Nachklärung von $0.4 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ als Obergrenze definiert.

6.2.2 Modellierungen Stickstoffelimination und benötigte Beckenvolumen

Mit den im Kapitel 3 beschriebenen Parametern wurde modelliert, um das benötigte Beckenvolumen für 70% resp. 80% Stickstoffelimination für unterschiedliche mittlere Temperaturen zu definieren. Die Modellierungen erfolgten gemäss der Beschreibung im Kapitel 3. Das Beckenvolumen wurde so bestimmt, dass die geforderte Stickstoffelimination im Jahresmittel erreicht wird und die Ammoniumablaufkonzentration im 90%-Quantil unter $0.4 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ liegt. Damit sollte auch der Richtwert für Nitrit von $0.3 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ eingehalten werden können (siehe Kap. 5.2). Das Verhältnis V_D/V_B und das gesamte Biologievolumen wurde so variiert resp. angepasst, damit die Anforderung an die Nitrifikation und an die Stickstoffelimination eingehalten werden konnten.

Tabelle 3: Benötigte Beckenvolumen einer vorgeschalteten Denitrifikation, um bei unterschiedlichen mittleren Temperaturen 70% Stickstoffelimination in der Biologie zu erreichen. Die Bewirtschaftung der Bivalentzone erfolgte so, dass das 90% Quantil für Ammonium unter $0.4 \text{ mg}_\text{N}/\text{L}$ liegt. Datengrundlage ARA 1.

Jahresmittel (Jahresganglinie)	12°C	14°C	16°C
Biologievolumen L/EW	150	140	120
Biologievolumen anox/bivalent L/EW	70	70	70
Biologievolumen belüftet L/EW	80	70	50
Stickstoffelimination (Biologie)	70%	70%	70%
Ammoniumablaufkonzentration			
Mittelwert [$\text{mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$]	0.19	0.15	0.12
90%-Quantil [$\text{mg}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$]	0.36	0.31	0.18

Die Tabellen 3 zeigt, wie viel Volumen benötigt wird, um im Jahresmittel 70% N-Elimination und eine stabile Nitrifikation zu erreichen. Soll ein Ammonium 90%-Quantil von unter 0.4 mgN/L eingehalten werden, ist ein Biologievolumen zwischen 120-150 L/EW ausreichend, um im Jahresmittel 70% N-Elimination zu erreichen, wenn das biologische Volumen dynamisch bewirtschaftet wird.

Bei einer geforderten Stickstoffelimination von 70% wird für ARA im Schweizer Mittelland mit mittleren Temperaturen im Bereich von 14-18°C ein biologisches Volumen von mindestens 140 L/EW benötigt, um im Jahresmittel 70% Stickstoffelimination zu erreichen. Die Simulation verfügt über keinen Sicherheitsfaktor und die Biologie wurde optimal betrieben (dynamische interne Rezirkulation, Regelung Bivalentzonen). Die benötigten Volumina beziehen sich auf ein fixes CSB/N-Verhältnis von 6 (Zulauf zur Biologie). Das heisst, die Denitrifikation und die N-Elimination liesse sich noch verbessern durch ein höheres CSB/N-Verhältnis. Das Volumen bezieht sich ausserdem auf das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation. Das benötigte Biologische Volumen lässt sich reduzieren durch Verfahren, die eine effizientere Denitrifikation ermöglichen oder im Vergleich zu der vorgeschalteten Denitrifikation mit einer höheren Schlammkonzentration gefahren werden können (MBR-Verfahren, granulierter Belebtschlamm, Kaskadendenitrifikation).

Tabelle 4: Benötigte Beckenvolumen, um bei unterschiedlichen mittleren Temperaturen 80% Stickstoffelimination in der Biologie zu erreichen. Die Bewirtschaftung der Bivalentzone erfolgte so, dass das 90% Quantil für Ammonium unter 0.4 mg/L liegt. Datengrundlage ARA 1

Jahresmittel (Jahresganglinie)	12°C	14°C	16°C
Biologievolumen L/EW	220 ¹	190	170
Biologievolumen anox/bivalent L/EW	120	100	90
Biologievolumen belüftet L/EW	100	90	80
Stickstoffelimination (Biologie)	80%	80%	80%
Ammoniumablaufkonzentration			
Mittelwert [mg _{NH4-N} /L]	0.2	0.19	0.17
90%-Quantil [mg _{NH4-N} /L]	0.32	0.29	0.24

Um eine N-Elimination von 80% im Jahresmittel zu erreichen, beträgt das benötigte Biologievolumen 170-220 L/EW (Tabelle 4). Das benötigte Volumen für die Nitrifikation erhöht sich leicht aufgrund der höheren internen Rezirkulation. Das für die Denitrifikation benötigte Volumen erhöht sich bei tieferen Jahresmitteltemperaturen, da die Hydrolyse bei kalten Temperaturen mehr Zeit, sprich Volumen benötigt. Bei einer geforderten Stickstoffelimination von 80% wird für ARA im Schweizer Mittelland mit mittleren Temperaturen im Bereich von 14-18°C ein biologisches Volumen von mindestens 190 L/EW benötigt, um im Jahresmittel 80% Stickstoffelimination zu erreichen.

6.3 Anforderungen Stickstoffelimination Temperatur

In der Schweiz gilt die Vorgabe für die Nitrifikation ab einer Temperatur von 10°C. Das heisst bei Temperaturen in der Biologie unter 10°C müssen die Anforderungen bezüglich der Ammoniumablaufkonzentration nicht eingehalten werden. Die Kantone können aber in begründeten Fällen eine Einhaltung der Anforderungen unter 10°C verlangen. Die 10°C gehen unter anderem auf toxikologische Untersuchungen zurück. Bei kalten Temperaturen verschiebt sich das Ammonium/Ammoniak-Gleichgewicht im Gewässer Richtung Ammonium. Das heisst auch bei leicht alkalischen Bedingungen im betroffenen Gewässer liegt vor allem Ammonium vor und es wird weniger für Fische toxisches Ammoniak gebildet als bei hohen Temperaturen.

¹ Im Bericht «Gesamtbetrachtung Weiterentwicklung Reinigungsleistung ARA» wurden die Kosten für die Schweiz mit einem benötigten Biologischen Volumen von 200L/EW abgeschätzt. In der Kostenschätzung wurden Spezialfälle (tiefe Temperaturen) nicht berücksichtigt.

Wird eine Stickstoffelimination bei jeder Temperatur angestrebt, muss auch unter kalten Bedingungen nitrifiziert werden, um die geforderte Stickstoffelimination zu erreichen. Dies führt über die gesamte Anlage gesehen zu einem grösseren benötigten Beckenvolumen.

In der Europäischen Union und Deutschland wurde bis anhin die Stickstoffelimination ab 12°C gefordert. Gemäss der überarbeiteten Richtlinie wird die Temperatur auf 5°C gesenkt und nur noch in Ausnahmefällen gelten die 12°C.

Mithilfe einer Modellierung (siehe Kapitel 4) wurde untersucht, wie sich eine Temperatur Untergrenze von 10°C resp. 12°C auf das benötigte Biologievolumen auswirkt. Dabei wurde die ARA so simuliert, dass bei Temperaturen unter 10°C resp. 12°C das biologische Volumen für die Nitrifikation verwendet wird (belüftet) und die Stickstoffelimination im Jahresmittel wurde ermittelt ohne Berücksichtigung der Tage, an denen die Temperatur in der Biologie unter der Temperatur Untergrenze lag. Der Effekt einer Temperatur Untergrenze wurde simuliert für eine ARA mit einer Jahresmitteltemperatur von 12°C und für eine ARA mit einer Jahresmitteltemperatur von 14°C (Tabelle 5).

Tabelle 5: Einfluss einer geforderten Stickstoffelimination ab 10°C resp. 12°C für eine ARA mit einer Jahresmitteltemperatur von 12°C und 14°C.

	Benötigtes Biologievolumen	Stickstoffelimination Jahresmittel (exkl. Werte unter jeweiliger Temperaturgrenze)	Stickstoffelimination Jahresmittel (inkl. Werte unter jeweiliger Temperaturgrenze)
ARA mit Jahresmitteltemperatur von 12°C			
ganzjährig	220 L/EW	80%	80%
>10°C	190 L/EW	80%	76%
>12°C	165 L/EW	80%	74%
ARA mit Jahresmitteltemperatur von 14°C			
ganzjährig	170 L/EW	80%	80%
>10°C	160 L/EW	80%	77%
>12°C	140 L/EW	80%	75%

Die Tabelle 5 zeigt, dass Anlagen mit tiefen Temperaturen von einer Temperaturuntergrenze profitieren würden und deutlich geringere Biologievolumen benötigt werden. Bei einer Temperatur Untergrenze von 10°C reduziert sich das benötigte Volumen für 80% N-Elimination im Jahresmittel um rund 14%. Berücksichtigt man hingegen alle Daten, unabhängig von der Temperatur, so resultiert eine Stickstoffelimination im Jahresmittel von 76%. Falls eine Temperaturuntergrenze von 12°C gelten würde, kann das biologische Volumen um rund 25% verkleinert werden und es resultiert im Jahresmittel eine Stickstoffelimination von rund 74%.

Für eine ARA mit einer mittleren Temperatur von 14°C, führt eine Temperaturvorgabe zu einem kleineren benötigten biologischen Beckenvolumen. Wie bei der ARA mit einer mittleren Temperatur von 12°C vermindert sich dadurch das benötigte Beckenvolumen. Die mögliche Reduktion des benötigten Volumens ist für diesen Fall geringer da nicht so niedrige Temperaturen auftreten, wie bei der ARA mit 12°C Jahresmitteltemperatur und weniger häufig die Temperatur Untergrenze unterschritten wird.

Eine Temperaturuntergrenze von 10°C resp. 12°C für die Stickstoffelimination führt dazu, dass das benötigte biologische Volumen unabhängig von der mittleren Temperatur im Zulauf sich angleicht. Von einer Temperatur Untergrenze würden vor allem ARA in höheren Lagen profitieren.

7 CSB/N-Verhältnisse im Zulauf der Biologie

Für die Stickstoffelimination ist das CSB/N-Verhältnis im Ablauf der Vorklärung entscheidend, falls eine Vorklärung vorhanden ist. Je höher das CSB/N-Verhältnis ist, desto weniger partikulärer CSB muss für die Denitrifikation hydrolysiert werden. Da die Hydrolyse abhängig ist von der Aufenthaltszeit in der Biologie und der Belebtschlamm-Konzentration, führt ein höheres CSB/N-Verhältnis zu einem geringeren benötigten anoxischen Volumen. Das CSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie sollte $> 6 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ sein.

Einflussfaktoren auf das CSB/N-Verhältnis im Zulauf der Biologie

- Dimensionierung der Vorklärung: Je nach Grösse der Vorklärung ergibt sich eine mittlere Aufenthaltszeit des Abwassers in der Vorklärung. Je länger die Verweilzeit des Abwassers in der Vorklärung, desto grösser ist die CSB-Elimination.
- Überschussschlammabzug über Vorklärung: Wird der Überschussschlamm über die Vorklärung abgezogen und mit dem Primärschlamm abgezogen, zeigen sich höhere CSB-Eliminationsraten als ohne Belebtschlammrückführung. Die Gründe dafür sind eine verstärkte Adsorption und der Effekt einer Vorfällung durch die Rückführung von Fällmitteln.
- Phosphorfällung in der Vorklärung: Wird ein Teil des Fällungsmittels bereits in der Vorklärung dosiert, führt dies zu höheren CSB-Eliminationen über die Vorklärung (Vorfällung).
- In der Vorklärung wird gemäss Literatur rund 10% des Stickstoffes mittels Sedimentation abgeschieden. Die Aufenthaltszeit in der Vorklärung spielt dabei eher eine untergeordnete Rolle.
- Art der Schlammbehandlung: Verfügt die ARA über keine Schlammbehandlung werden 10-15% des Stickstoffes über die Vorklärung eliminiert. Ist eine Schlammbehandlung vorhanden, werden mittels der Rückläufe ein Teil des Stickstoffs wieder in die Biologie zurückgebracht und führt zu einer höheren gelösten Stickstofffracht.

7.1 CSB-Elimination in der Vorklärung

Abbildung 14 zeigt die Auswertung verschiedener Vorklärbecken in Kläranlagen eines Schweizer Kantons für unterschiedliche Betriebsweisen. Im Durchschnitt ist die CSB-Elimination höher, wenn der Überschussschlamm über die Vorklärung abgezogen (entwässert) wird. Diese VKB weisen im Durchschnitt eine CSB-Elimination von ~53% auf. Bei den Anlagen mit direktem Abzug des Überschussschlammes, liegt die CSB-Elimination über die Vorklärung im Durchschnitt bei knapp 40%. Bei drei Kläranlagen wird ein Teil oder die gesamte Menge (genauer Wert ist nicht bekannt) des Fällmittels in

die Vorklärung dosiert. Diese Kläranlagen, die über eine Vorfällung verfügen, zeigen eine leicht höhere CSB-Elimination von durchschnittlich 45%.

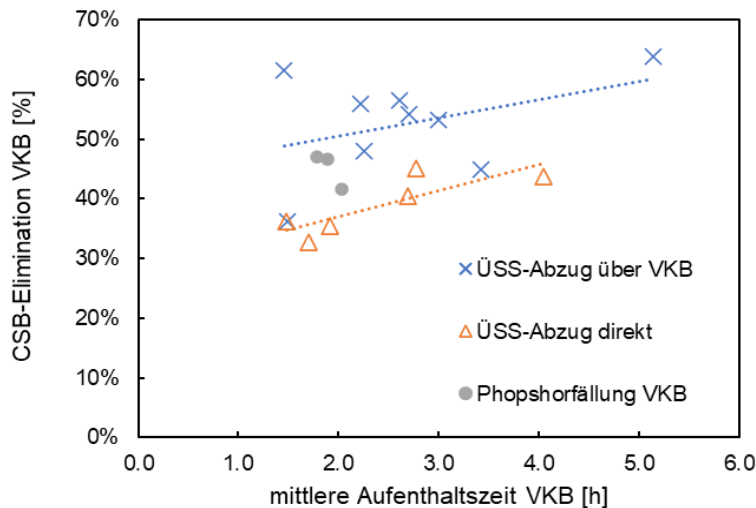


Abbildung 14: Mittlere CSB-Elimination über die Vorklärung für ARA mit ÜSS-Abzug über die Vorklärung, ÜSS-Abzug direkt und Phosphorfällung in die Vorklärung.

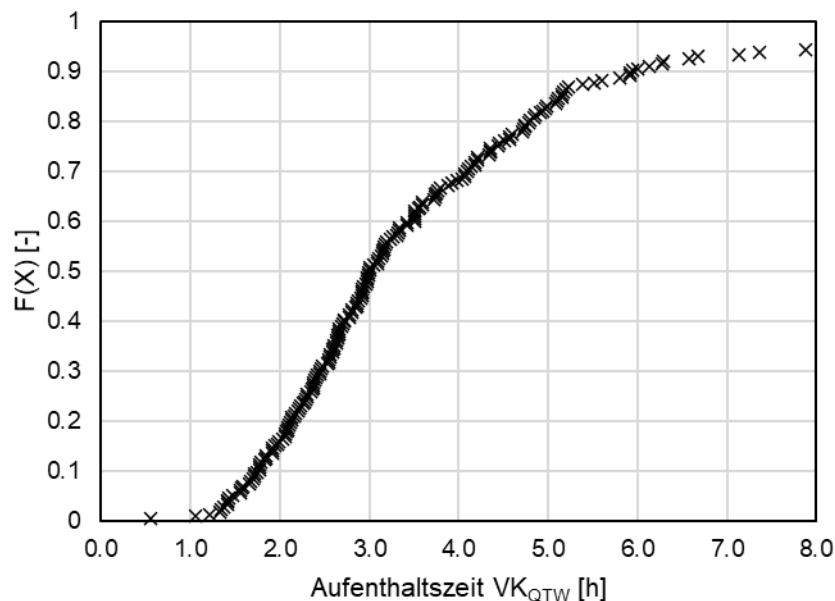


Abbildung 15: Verteilung der Aufenthaltszeit im Vorklärbecken unter Trockenwetter-Bedingungen. ARA >10'000 EW (n=214)

Die DWA empfiehlt für Kläranlagen mit Stickstoffelimination eine Aufenthaltszeit von 0.5 - 1 Stunde. Aus Abbildung 15 geht hervor, dass die Kläranlagen in der Schweiz unter Trockenwetterbedingung deutliche längere Aufenthaltszeiten (1-8h) aufweisen. Die lange Aufenthaltszeit in der Vorklärung resultiert in einer höheren CSB-Elimination. Nur knapp 20% der Kläranlagen haben eine mittlere Aufenthaltszeit bei Trockenwetter von weniger als 2 Stunden. Etwa 50% der untersuchten Kläranlagen weisen eine Aufenthaltszeit bei Trockenwetterbedingungen von über 3.0 Stunden auf.

Die Daten aus der VSA-Kennzahlenerhebung (2020) beinhalten die Information zum CSB/N-Verhältnis im Zulauf zu der ARA. Die Verteilung der Verhältnisse sind in Abbildung 16 dargestellt. Mithilfe der Korrelation (Abbildung 14) wurde für die jeweilige ARA das CSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie

abgeschätzt für den Fall, dass der Überschussschlammabzug über die Vorklärung erfolgt und direkt erfolgt. Dabei wurde die resultierende CSB-Konzentration über die Aufenthaltszeit in der Vorklärung abgeschätzt. Da nur Daten zur Stickstofffracht im Rohabwasser vorhanden waren, wurden die Stickstofffracht im Zulauf zur Biologie abgeschätzt über die Angabe, ob eine Faulung vorhanden ist und im Fall der Faulung, ob eine Faulwasserentstickung vorgenommen wird.

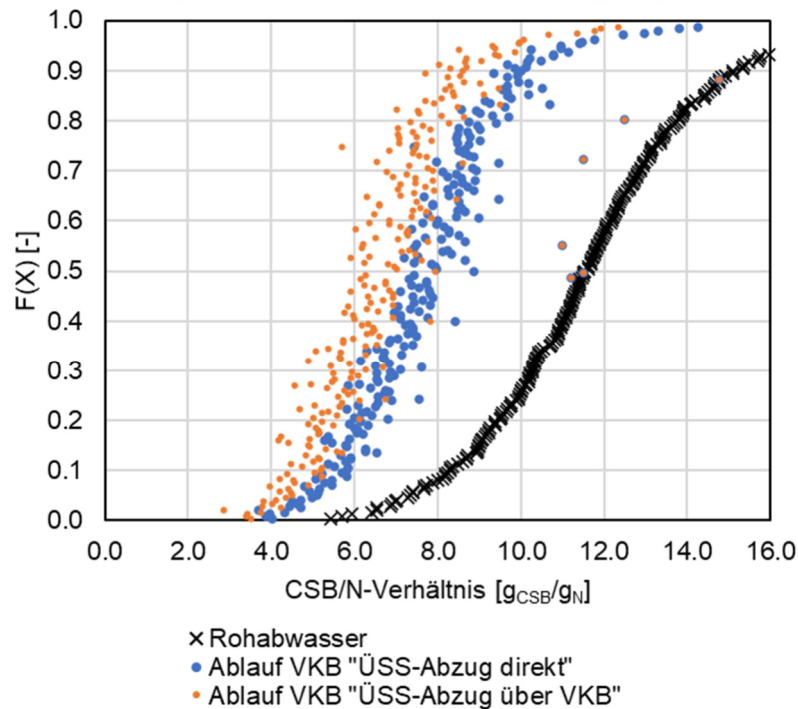


Abbildung 16: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse im Zulauf der ARA (schwarz), Ablauf VKB mit der Annahme, dass der ÜSS-Abzug direkt erfolgt (blau) und Ablauf VKB unter Annahme, dass der ÜSS-Abzug über die Vorklärung erfolgt (orange).

Beinahe alle ARA die im Rohabwasser ein CSB/N-Verhältnis $>12 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ aufweisen werden im Zulauf zur Biologie ein CSB/N-Verhältnis $>6 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ aufweisen. CSB/N-Verhältnis $<6 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ treten vermehrt auf für ARA, die im Rohabwasser ein CSB/N-Verhältnis $<10 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ aufweisen.

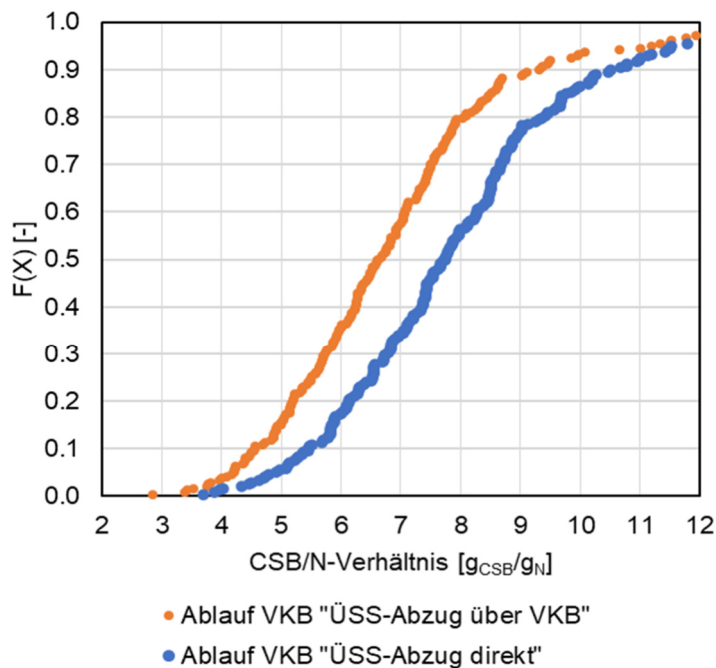


Abbildung 17: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse im Ablauf VKB mit der Annahme, dass der ÜSS-Abzug direkt erfolgt (blau) und Ablauf VKB unter Annahme, dass der ÜSS-Abzug über die Vorklärung erfolgt (orange). ARA >10'000 EW (n=238)

Die Auswertung umfasst 238 Kläranlagen, was etwa 82% der Anlagen >10.000 EW entspricht. Unter der Annahme, dass der Überschussschlamm-Abzug über die Vorklärung erfolgt, weisen etwa 35% der Kläranlagen im Durchschnitt CSB/N-Verhältnisse im Zulauf zur Biologie von $<6 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ auf (Abbildung 17). Erfolgt der Überschussschlamm-Abzug hingegen direkt und nicht über die Vorklärung, sind bei nur etwa 18% der Kläranlagen ungünstige CSB/N-Verhältnisse $<6 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ im Zulauf zur Biologie zu erwarten, was die Denitrifikation negativ beeinflusst. Bei CSB/N-Verhältnissen $<6 \text{ g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ muss mit einem höheren Volumenbedarf für die Denitrifikation gerechnet werden.

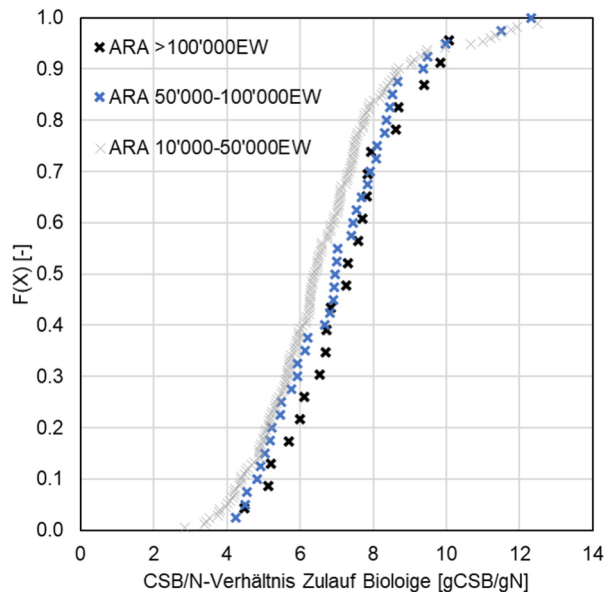


Abbildung 18: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse, falls der Überschussschlammabzug über die Vorklärung erfolgt, nach Grössenklasse.

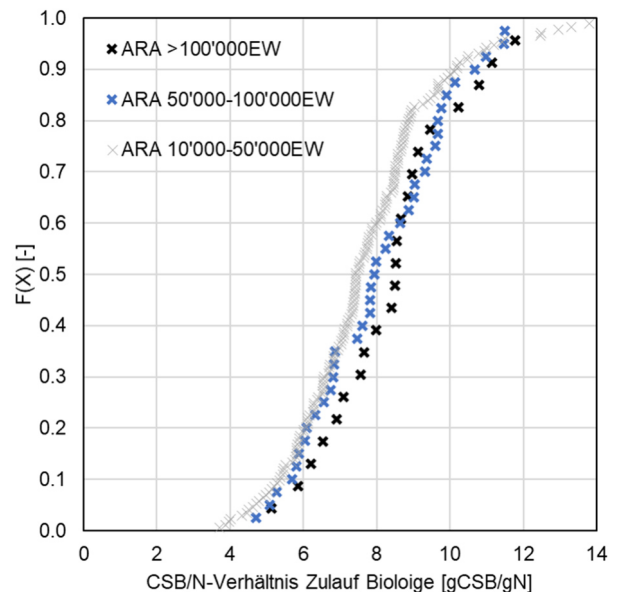


Abbildung 19: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse im Zulauf zur Biologie, wenn Überschussschlammabzug direkt erfolgt, nach Grössenklasse.

Abbildung 18 und 19 zeigen, dass die grösseren ARA > 50'000 EW tendenziell bessere CSB/N-Verhältnisse im Zulauf der Biologie aufweisen im Vergleich mit den kleineren ARA. Der Anteil ARA mit einem CSB/N-Verhältnis < 6 ist aber vergleichbar.

Die geschätzten CSB/N-Verhältnisse im Zulauf zur biologischen Reinigung von Kläranlagen (> 10.000 EW) zeigen, dass wahrscheinlich 18% bzw. 35% der Anlagen ungünstige Bedingungen für die Denitrifikation aufweisen. Der Vergleich mit dem Rohabwasser, welches deutlich höhere CSB/N-Verhältnisse aufweist, deutet darauf hin, dass diese ungünstigen Verhältnisse hauptsächlich durch die Vorklärung entstehen, welche rund 3-mal grösser dimensioniert werden als z.B. in Deutschland. Massnahmen zur Verkürzung der Aufenthaltszeit in der Vorklärung, direkter Überschussschlammabzug aus der Biologie ohne Eindickung über die Vorklärung und Teilumfahrung der Vorklärung mittels Pumpen können bei den betroffenen Kläranlagen helfen.

Wird die Vorklärung bei einer bestehenden Anlage verändert, ergeben sich unterschiedliche Effekte. Durch die höhere CSB-Belastung erhöht sich die Schlammproduktion, was bei gleichbleibendem Trockensubstanzgehalt in der Belebung zu einem geringeren Schlammalter führt. Zusätzlich muss mehr CSB biologisch abgebaut werden, was den Energiebedarf für die Belüftung erhöht.

8 Massnahmen bei knappen Platzverhältnissen

8.1 Verfahrenstechnische Möglichkeiten bei beschränkten Platzverhältnissen

In diesem Kapitel wird auf verschiedene Verfahren genauer eingegangen, die im Vergleich zu der vorgeschalteten Denitrifikation eine erhöhte Stickstoffelimination erreichen können bei einem geringeren Platzbedarf.

Hintergrund:

Durch strengere Auflagen bezüglich der Stickstoffelimination, der Nitrifikation und der Entfernung von Mikroverunreinigungen müssen viele ARAs in der Schweiz neue Massnahmen ergreifen. Die Erhöhung des biologischen Volumens zur Verbesserung der Stickstoffelimination ist eine gängige Methode. Allerdings können Platzmangel und Nutzungskonflikte (z.B. Naturschutzgebiete), die Umsetzung erschweren. Daher werden innovative Verfahren benötigt, die trotz geringem Platzbedarf eine hohe Effizienz in der Stickstoffelimination bieten.

In dieser Studie werden Festbettverfahren und Wirbelbettverfahren nicht thematisiert, da sie derzeit nicht die geforderten Eliminationsleistungen in Bezug auf eine erhöhte Stickstoffelimination (N-Elimination) erreichen können. Obwohl sie hinsichtlich des Platzbedarfs interessante Alternativen darstellen würden, erfüllen sie die voraussichtlichen Leistungsanforderungen nicht.

MBR-Verfahren: Das Membranbioreaktorverfahren (MBR) nutzt Membranfiltration, um das gereinigte Abwasser vom Belebtschlamm zu trennen. Im Gegensatz zur konventionellen Biologie mit Nachklärung, bei der die Sedimentation den Trockensubstanzgehalt (TS) vorgibt, können beim MBR deutlich höhere TS-Gehalte erreicht werden. Diese liegen typischerweise zwischen 6-8 gTSS/L, was etwa doppelt so hoch ist wie in Belebtschlammssystemen mit Nachklärung. Daher kann das biologisch benötigte Volumen halb so gross gebaut werden, wodurch Platz eingespart wird. Zusätzlich ist der Platzbedarf der Filtrationskammer im Vergleich zur Nachklärung geringer.

Jedoch sind die Investitions- und Betriebskosten beim MBR-Verfahren höher. Der Energieverbrauch für die Filtration und die Belüftung der Membranen ist ebenfalls erhöht, was zu einem nahezu doppelt so hohen spezifischen Energieverbrauch im Vergleich zur konventionellen Belebung führt.

Kaskadendenitrifikation: Bei der Kaskadendenitrifikation werden mehrere vorgeschaltete Denitrifikationen in Serie geschaltet. Der gesamte Rücklaufschlamm wird in die erste anoxische Zone geleitet, während das Abwasser auf die verschiedenen Kaskaden aufgeteilt wird. Durch die reduzierte Verdünnung mit Abwasser wird der Trockensubstanzgehalt erhöht, was bemessungstechnisch zu einem geringeren benötigten Beckenvolumen im Vergleich zur herkömmlichen vorgeschalteten Denitrifikation führt. Die Belastung der Nachklärung bleibt jedoch identisch wie bei der vorgeschalteten Denitrifikation. Je nach Aufteilung der Becken und der Anzahl der Kaskaden ist der mittlere TS-Gehalt um rund 10-30% erhöht. Aufgrund der Kaskadierung wird in jeder Kaskade Nitrat gebildet, deshalb kann in den meisten Fällen auf eine interne Rezirkulation verzichtet werden.

Verfahren mit granuliertem Schlamm (Durchfluss)

Aktuell sind zwei Verfahren bekannt, die eine Granulierung des Schlammes auch im Durchflussverfahren ermöglichen. Dabei wird der Überschussschlamm über Hydrozyklone geleitet, in welchen der Belebtschlamm aufgrund der Dichte in zwei Fraktionen getrennt wird. Leichte Bestandteile (flockiger Schlamm) werden als Überschussschlamm aus dem System entfernt, während die Granulen in die Biologie zurückgeführt werden. Eine vollständige Granulierung ist nicht möglich, aber unter guten Bedingungen können etwa 50% der Trockensubstanz (TS) in Form von Granulen vorliegen.

Die Granulierung verbessert die Absetzeigenschaften des Schlammes durch eine höhere Sinkgeschwindigkeit und einen niedrigeren Schlammvolumenindex (SVI). Dies ermöglicht es, die Biologie mit

einem höheren TS-Gehalt zu betreiben. Bei einer konservativen Auslegung mit einem SVI von 80 ml/g gemäss DWA-A-131 kann der TS-Gehalt von 2.5 gTS/L auf 3.75 gTS/L gesteigert werden. (Fumasoli & Probst, 2024)

SBR-Verfahren

Beim Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren findet die biologische Reinigung und die Nachklärung im gleichen Reaktor statt. Die einzelnen Phasen sind zeitlich voneinander getrennt. Unter Trockenwetterbedingungen nehmen Sedimentation und Dekantierprozesse in der Regel zwischen 25 und 33% der Zykluszeit ein. Ein wesentlicher Vorteil des SBR-Verfahrens ist die Möglichkeit, höhere Becken mit einem höheren Wasserspiegel zu bauen und die Prozesse mittels Sensoren dynamisch zu regeln, was die Effizienz der Anlage steigern kann.

Verfahren mit granuliertem Schlamm im SBR (Nereda®)

Die Granulierung gestaltet sich im Sequencing Batch Reactor (SBR) einfacher, wodurch grössere Granulen gebildet werden können und ein Grossteil des Belebtschlammes granuliert werden kann. Dadurch kann der Nereda SBR mit einem deutlich höheren Trockensubstanzgehalt (TS) betrieben werden. Die höhere Sinkgeschwindigkeit der Granulen ermöglicht es zudem, die Sedimentationszeit zu verkürzen, was mehr Zeit für die reaktiven Phasen zur Verfügung stellt. Eine höhere Leistung des Belebtschlammes wurde in der Berechnung des Flächenbedarfs nicht berücksichtigt. Auch die Vorteile des SBR-Verfahrens, wie die Möglichkeit, höhere Becken zu bauen, kommen zum Tragen.

A/I-Verfahren

Das A/I-Verfahren (Alternierend/intermittierend) ermöglicht eine effizientere Denitrifikation, da flexibel auf unterschiedliche Bedingungen reagiert werden kann. Durch die bedarfsgerechte Steuerung können die gleichen Stickstoffeliminationen erreicht werden wie bei der vorgeschalteten Denitrifikation, allerdings mit einem geringeren biologischen Volumen.

Faulwasserentstickung

Verfügt eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) über eine Faulung, wird etwa 50% des in der Biomasse eingebauten Stickstoffs wieder freigesetzt und als Ammonium in die biologische Stufe zurückgeführt. Alternativ kann das Faulwasser entstickt werden, wodurch die Stickstoffbelastung der Biologie um etwa 15-20% sinkt, was zu einem kleineren benötigten biologischen Volumen führt. Zusätzlich erhöht sich dadurch das CSB/N-Verhältnis im Zulauf zur Biologie. Die Faulwasserentstickung benötigt jedoch eigenen Platz und es handelt sich dabei um eine mehrstufige Anlage, welche spezielles Know-how seitens des Betreibers erfordert.

Der Effekt auf den Platz wurde grob abgeschätzt mit einem Vergleich mit einer Referenz-ARA (vorgeschaltete Denitrifikation) mit folgenden Dimensionierungen:

- Biologiebecken: spezifisches Biologievolumen 200 L/EW, 4m Beckentiefe, 2.5g_{TSS}/L
- Nachklärbecken: 100 L/EW, 4m Beckentiefe

Die Beckentiefe wurde mit 4m eher konservativ angenommen, da in der Vergangenheit oft Beckentiefen im Bereich von 4m gebaut wurden. Bei neugebauten Anlagen liegt die Beckentiefe in der Regel im Bereich zwischen 5-6m. Da davon ausgegangen wird, dass bei einem Ausbau wegen der steigenden Anforderung der Stickstoffelimination, ein Grossteil der bestehenden Infrastruktur wiederverwendet wird, wurde der Flächenbedarf mittels einer Beckentiefe von 4m berechnet.

Tabelle 6: Überblick über die verschiedenen verfahrenstechnischen Möglichkeiten, um bei einem beschränkten Platzbedarf eine hohe Stickstoffelimination zu erreichen.

Verfahren	Effekt	Verminderter Flächenbedarf im Vergleich zur vorgeschalteten Denitrifikation inklusive NKB
MBR-Verfahren	höherer TS-Gehalt, mehr Leistung pro Volumen	50 - 70%
Kaskaden-Denitrifikation	höherer TS-Gehalt, mehr Leistung pro Volumen	10 - 20%
Granulierter Schlamm (Durchfluss)	höherer TS-Gehalt, mehr Leistung pro Volumen	10 - 20%
SBR-Verfahren	tieferer Becken möglich	40 - 50%
Granulierter Schlamm (SBR, Nereda®)	höherer TS-Gehalt, mehr Leistung pro Volumen, tieferer Becken möglich	40 - 60%
A/I-Verfahren	Effizientere Denitrifikation	10 - 20%
Faulwasserentstickung	geringere Stickstofffracht in Biologie	5 - 10%

Tabelle 6 zeigt mit welchen verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Flächenbedarf im Vergleich zur vorgeschalteten Denitrifikation vermindert werden kann. Mit dem MBR und dem SBR-Verfahren sind die grössten Reduktionen hinsichtlich des Flächenbedarfes möglich.

8.2 Bauliche Massnahmen

Neben verfahrenstechnischen Massnahmen können auch bauliche Massnahmen vorgenommen werden, um eine ARA möglichst platzsparend zu realisieren.

- Gestaltung der Becken: Rechteckige Bauweise bevorzugen (Belebungsbecken, Vorklärung Nachklärung. Mit einer rechteckigen Gestaltung der Becken kann die Grundfläche besser ausgenutzt werden und Restflächen werden vermieden.

Beispiele mit rechteckigen SBR-Becken:

- ARA Brienz
- ProRheno Basel
- ARA Aarburg

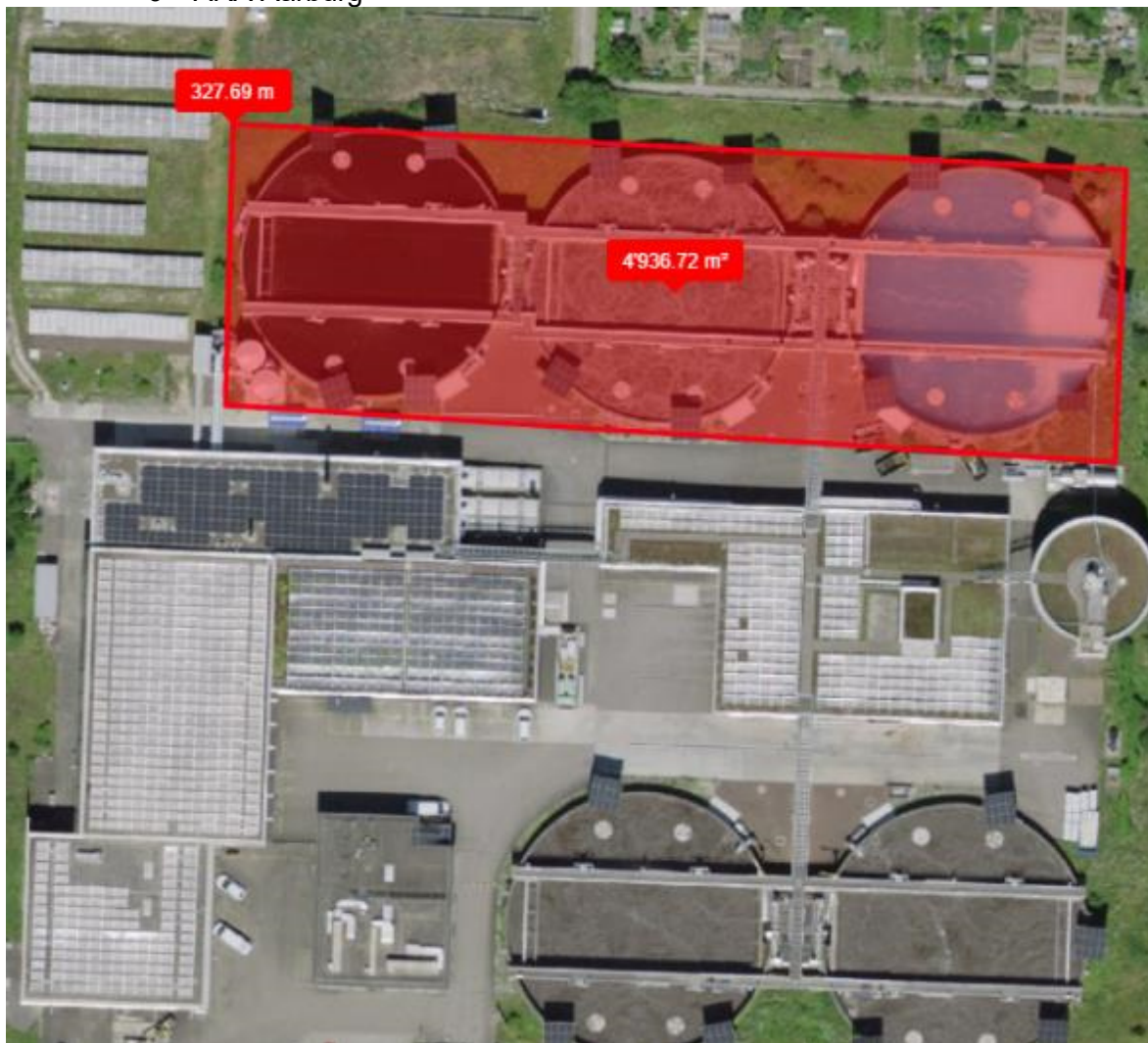


Abbildung 20: Beispiel von runden SBR-Becken der ARA Birs in Birsfelden. Die Oberfläche beträgt rund 3'000m², während die beanspruchte Fläche rund 4'900m² beträgt. © Data: swisstopo

Das Beispiel der ARA Birs (Abbildung 20) zeigt, dass rund 65% der beanspruchten Fläche für die biologische Reinigung verwendet wird, die restliche Fläche lässt sich bedingt durch die gewählte Bauweise nur beschränkt nutzen.

- Bau von unterirdischen Becken und Speicherbecken: Anlagenteile wie Regenrückhaltebecken, Vorklärbecken und Vorlagen können unterirdisch gebaut werden (falls der Grundwasserspiegel genug tief liegt), wodurch der Platz darüber anderweitig genutzt werden kann (Beispiel ProReno, Abbildung 21). Dabei muss der Zugang zu den Becken berücksichtigt werden, um sicherzustellen, dass Arbeiten nicht eingeschränkt sind und Revisionen problemlos durchgeführt werden können, beispielsweise durch Revisionsklappen oder ähnliche Vorrichtungen. Ein weiterer Vorteil der unterirdischen Bauweise besteht darin, dass die Becken eingehaust sind und eine Abluftbehandlung bei Bedarf einfach umgesetzt werden kann.



Abbildung 21: Beispiel für unterirdische Becken der ProReno Basel. Gut sichtbar sind die Revisionsklappen beim Sand-/Fettfang und Vorklärbecken. Der Platz über dem Vorklärbecken wird für die Werkstatt genutzt. © Data: swisstopo

- Eine weitere Möglichkeit besteht darin, 2-stöckige Becken übereinander zu bauen. Dadurch kann der Flächenbedarf um Faktor 2 reduziert werden. Beispiele dafür sind die ARA Neugut (Dübendorf) (Abbildung 22) und die ARA Erzo (Oftringen) die bereits über Biologien resp. Nachklärbecken auf 2 Stockwerken verfügen.

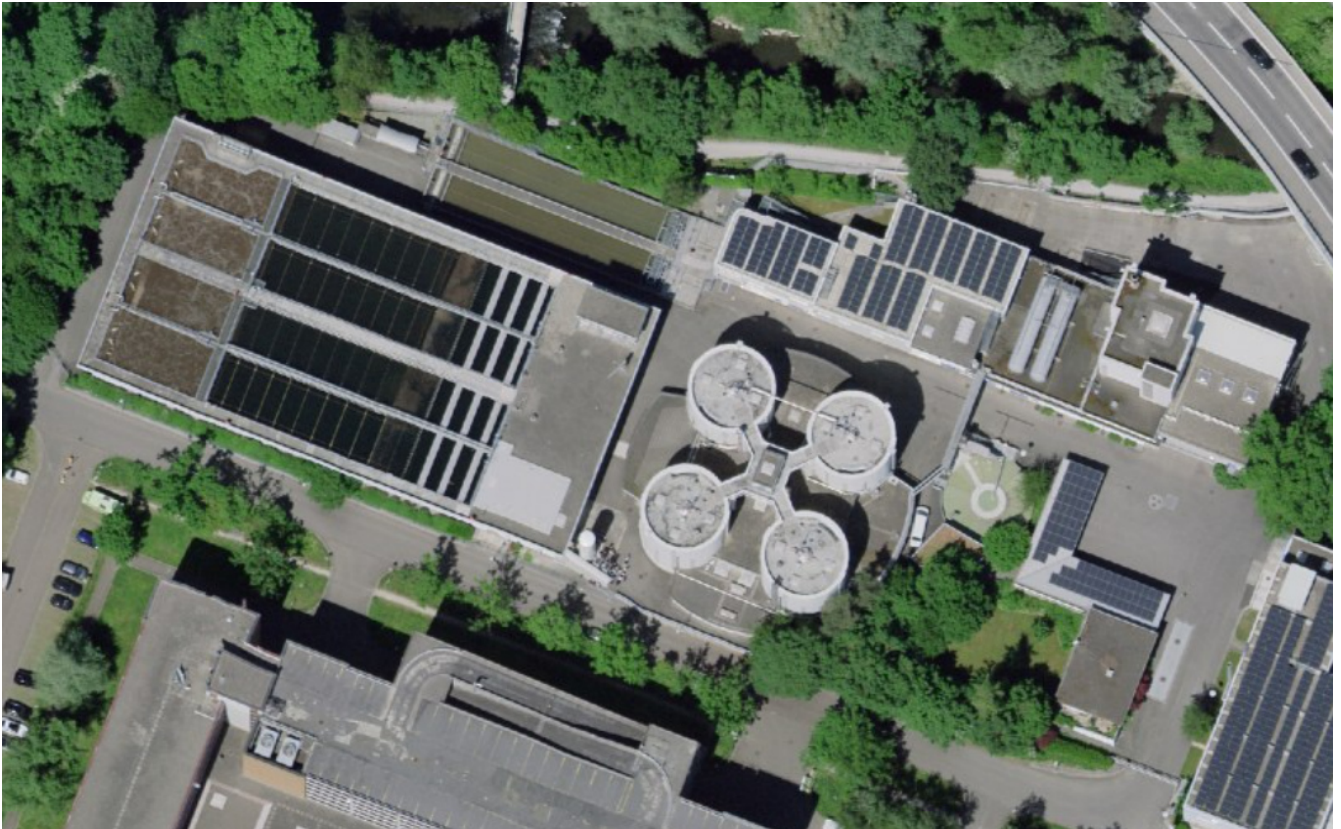


Abbildung 22: Beispiel einer Biologie über zwei Stockwerke der ARA Neugut in Dübendorf. Im Erdgeschoss befinden sich die Denitrifikationsbecken, Bivalentzone und 2 belüftete Becken. Im 1. Obergeschoss ist jeweils ein belüftetes Becken und die Nachklärung angeordnet. © Data: swisstopo

Nachteilig bei mehrstöckigen Betrieben ist die zusätzliche benötigte Pumpenergie, um das Abwasser ins obere Stockwerk zu pumpen.

9 Literaturverzeichnis

- "Kläranlagen-Nachbarschaften", D.-A. B.-1. (2024). *Auswirkung der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie auf die erforderliche Nährstoffelimination*. Korrespondenz Abwasser, Abfall.
- DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT UND DER RAT DER EUROPÄISCHEN UNION. (2024). *RICHTLINIE (EU) 2024/3019 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über die Behandlung von kommunalem Abwasser*. Brüssel: Europäische Union.
- FHNW, F. N. (2024). *Gesamtbetrachtung Weiterentwicklung Reinigungsleistung ARA*. Bern/Muttenz: Bundesamt für Umwelt.
- Fumasoli, A., & Probst, M. (Januar 2024). Indense Verfahren für Granulierten Schlamm. *Aqua und Gas*, S. 32-39.
- Gujer, W. (1993). *Grundlagen der Nitrifikation und der Denitrifikation in Belebungsanlagen*. Dübendorf: VSA.

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Auszug aus der RICHTLINIE (EU) 2024/3019 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Tabelle 2, Anhang Teil C, S. 48/59.....	6
Abbildung 2: Anmerkung 5 zu Tabelle 2 aus Auszug aus der RICHTLINIE (EU) 2024/3019 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Anhang Teil C, S. 49/59.....	6
Abbildung 3: Schematische Darstellung der simulierten ARA mit Simba.....	8
Abbildung 4: Zusammenhang zwischen der mittleren Abwassertemperatur und der Lage der ARA (Höhe über Meer).....	9
Abbildung 5: Überprüfung der prognostizierten mittleren Temperatur in der Biologie ermittelt mit der Korrelation.	10
Abbildung 6: Verteilung der Schweizer ARA (Anzahl) bezüglich der ermittelten mittleren Temperatur	11
Abbildung 7: Geschätzte Temperaturverteilung der Schweizer ARA <10'000 EW.....	11
Abbildung 8: Angeschlossene Einwohner der ARA für die unterschiedlichen mittleren Biologietemperaturen.....	12
Abbildung 9: Mittlerer Temperaturverlauf der Biologie von 36 ARA für das Jahr 2019 und 2020.....	13
Abbildung 10: Temperaturverläufe von 44 ARA über das Jahr für unterschiedliche mittlere Temperaturen in der Biologie.....	14
Abbildung 11: Modellierter Abbau (mgN/L) für das anoxische Becken bei 10°C und 20°C unter variierenden Zulaufverhältnissen (Zulaufmenge und Konzentrationen).	15
Abbildung 12: Modellierte Ablaufkonzentrationen für Nitrat im Nachklärbecken unter variierenden Zulaufverhältnissen (Zulaufmenge und Konzentrationen) bei 10°C und 20°C.	16
Abbildung 13: Datenanalyse des Zusammenhangs zwischen der Nitrit-Ablaufkonzentration und Ammonium-Ablaufkonzentration (jeweils 90%-Quantile). Der rot markierte Wert passt nicht ins Bild und es handelt sich vermutlich um einen Ausreisser.	18
Abbildung 14: Mittlere CSB-Elimination über die Vorklärung für ARA mit ÜSS-Abzug über die Vorklärung, ÜSS-Abzug direkt und Phosphorfällung in die Vorklärung.....	22
Abbildung 15: Verteilung der Aufenthaltszeit im Vorklärbecken unter Trockenwetter-Bedingungen. ARA >10'000 EW (n=214).....	22
Abbildung 16: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse im Zulauf der ARA (schwarz), Ablauf VKB mit der Annahme, dass der ÜSS-Abzug direkt erfolgt (blau) und Ablauf VKB unter Annahme, dass der ÜSS-Abzug über die Vorklärung erfolgt (orange).....	23

Abbildung 17: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse im Ablauf VKB mit der Annahme, dass der ÜSS-Abzug direkt erfolgt (blau) und Ablauf VKB unter Annahme, dass der ÜSS-Abzug über die Vorklärung erfolgt (orange). ARA >10'000 EW (n=238).....	24
Abbildung 18: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse, falls der Überschussschlammabzug über die Vorklärung erfolgt, nach Grössenklasse.....	25
Abbildung 19: Verteilung der CSB/N-Verhältnisse im Zulauf zur Biologie, wenn Überschussschlammabzug direkt erfolgt, nach Grössenklasse.....	25
Abbildung 20: Beispiel von runden SBR-Becken der ARA Birs in Birsfelden. Die Oberfläche beträgt rund 3'000m ² , während die beanspruchte Fläche rund 4'900m ² beträgt. © Data: swisstopo.....	29
Abbildung 21: Beispiel für unterirdische Becken der ProRhenio Basel. Gut sichtbar sind die Revisionsklappen beim Sand-/Fettfang und Vorklärbecken. Der Platz über dem Vorklärbecken wird für die Werkstatt genutzt. © Data: swisstopo.....	30
Abbildung 22: Beispiel einer Biologie über zwei Stockwerke der ARA Neugut in Dübendorf. Im Erdgeschoss befinden sich die Denitrifikationsbecken, Bivalentzone und 2 belüftete Becken. Im 1. Obergeschoss ist jeweils ein belüftetes Becken und die Nachklärung angeordnet. © Data: swisstopo.....	31
Abbildung 24: Zulauf ARA 1	35
Abbildung 25: Konzentration für CSB und Gesamtsickstoff im Zulauf zur Biologie für die ARA 1	35
Abbildung 26: Zulauf ARA 2	36
Abbildung 27: Konzentration für CSB und Gesamtsickstoff im Zulauf zur Biologie für die ARA 2	36
Abbildung 28: Temperaturverlauf für die verschiedenen Temperaturen (Temperatur im Jahresmittel) für die Simulation	37
Abbildung 29: CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser bei ARA>10'000EW.....	38
Abbildung 30: CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser ARA>10'000EW für die einzelnen Grössenkategorien.....	39

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Behandelte Stickstofffracht nach ARA gemäss der mittleren Biologietemperatur.....	12
Tabelle 2: Stickstoffelimination bei unterschiedlichen Temperaturen (10 und 20°C). Simulation mittels 150 resp. 200L/EW und fixer anoxischer Zone. Die N-Elimination wurde berechnet über die N _{tot} - Konzentration im Zulauf zur Biologie und die N _{tot} -Konzentration im Ablauf der ARA	16
Tabelle 3: Benötigte Beckenvolumen einer vorgeschalteten Denitrifikation, um bei unterschiedlichen mittleren Temperaturen 70% Stickstoffelimination in der Biologie zu erreichen. Die Bewirtschaftung der Bivalentzone erfolgte so, dass das 90% Quantil für Ammonium unter 0.4 mgN/L liegt.....	18
Tabelle 4: Benötigte Beckenvolumen, um bei unterschiedlichen mittleren Temperaturen 80% Stickstoffelimination in der Biologie zu erreichen. Die Bewirtschaftung der Bivalentzone erfolgte so, dass das 90% Quantil für Ammonium unter 0.4 mg/L liegt.....	19
Tabelle 5: Einfluss einer geforderten Stickstoffelimination ab 10°C resp. 12°C für eine ARA mit einer Jahresmitteltemperatur von 12°C und 14°C.....	20
Tabelle 6: Überblick über die verschiedenen verfahrenstechnischen Möglichkeiten, um bei einem beschränkten Platzbedarf eine hohe Stickstoffelimination zu erreichen.	28
Tabelle 7: Parameter für die Simulation mit Simba und ASM3h.....	34

Anhang

Anhang A

Tabelle 7: Parameter für die Simulation mit Simba und ASM3h.

Parameters			
	Name	Default Description	Unit
Nitrogen	<i>iNSI</i>	0.01 N content of inert soluble COD SI	g N/ g COD
	<i>iNSS</i>	0.03 N content of readily biodegradable substrate	g N/g COD
	<i>iNXI</i>	0.04 N content of inert particulate COD XI (HSGold 0.045)	g N/g COD
	<i>iNXS</i>	0.03 N content of slowly biodegradable substrate	g N/g COD
	<i>iNBM</i>	0.07 N content of biomass, XH, XA (HSG old 0.08)	g N/g COD
	<i>iVSS,XI</i>	$\frac{1}{1.33}$ VSS to COD ratio XI	g /g COD
	<i>iVSS,XS</i>	$\frac{1}{1.8}$ VSS to COD ratio XS	g /g COD
	<i>iVSS,STO</i>	0.6 VSS to COD ratio XSTO	g /g COD
	<i>iVSS,BM</i>	$\frac{1}{1.42}$ VSS to COD ratio biomasse	g /g COD
	<i>iTSS,VSS,BM</i>	$\frac{1}{0.92}$ TSS to VSS ratio biomasse	g /g
	<i>fISS,BM,prod</i>	1 -	-
Stoichiometry	<i>fSI</i>	0 Production of SI in hydrolysis	g COD/g COD
	<i>YH_{2er}</i>	0.8 Yield coefficient for heterotrophs in aerobic growth	g COD/g COD
	<i>YH_{2nox}</i>	0.65 (Koch 0.65, HSG old 0.7) Yield coefficient for heterotrophs in anoxic growth	g COD/g COD
	<i>YSTO_{2er}</i>	0.8375 (0.8) Yield coefficient for STO in aerobic growth	g COD/g COD
	<i>YSTO_{2nox}</i>	0.7 (Koch 0.7 , HSG old 0.803) bzw 0.72 Yield coefficient for STO in anoxic growth	g COD/g COD
	<i>fXI</i>	0.2 Fraction of inert COD generated in biomass lysis	g COD/g COD
	<i>YA</i>	0.24 Yield coefficient for autotrophs	g COD/g COD
Kinetics Heterotrophs	<i>Kh20</i>	9 Hydrolysis rate constant at 20°C	1/d
	<i>KY</i>	1 Saturation/inhibition coefficient for particulate COD	g XS/g XH
	<i>k_{sto20}</i>	12 Maximum storage rate at 20°C	1/d
	<i>muH20</i>	3 Maximum growth rate on substrate at 20°C	g XS/(g XH*d)
	<i>etaHNO3</i>	0.5 0.5 Reduction factor for denitrification	-
	<i>bH20</i>	0.33 (0.24) Rate constant for lysis and decay at20°C	1/d
	<i>etaHend</i>	0.5 (0.33) Reduction factor for bH under anoxic conditions	-
	<i>KHO2</i>	0.2 Saturation/inhibition coefficient for oxygen, het. growth	g O2/m ³
	<i>KHSS</i>	10 Saturation/inhibition coefficient for readily biodegradable substrates	g COD/m ³
	<i>KHNO3</i>	0.5 Saturation/inhibition coefficient for nitrate	g N/m ³
	<i>KHNH4</i>	0.01 Saturation/inhibition coefficient for ammonium (nutrient)	g N/m ³
	<i>KHALK</i>	0.1 Saturation coefficient for alkalinity (HCO3-)	mole HCO3-/m ³
	<i>KHSTO</i>	0.1 0.1 Saturation coefficient for storage products	g COD/m ³
Kinetics autotrophs	<i>muAUT20</i>	1.12 Maximum growth rate of XAUT at 20°C	1/d
	<i>bAUT20</i>	0.18 Decay rate of XAUT at 20°C	1/d
	<i>etaVend</i>	0.5 Reduction factor for bAUT under anoxic conditions	-
	<i>KNO2</i>	0.5 Saturation coefficient for oxygen, aut. growth	g O2/m ³
	<i>KNNH4</i>	0.7 Saturation coefficient for ammonium (substrate), aut. growth	g N/m ³
	<i>KNALK</i>	0.5 Saturation coefficient for alkalinity (HCO3-), aut. growth	mole HCO3-/m ³

Anhang B – Zulauf ARA 1 und ARA 2

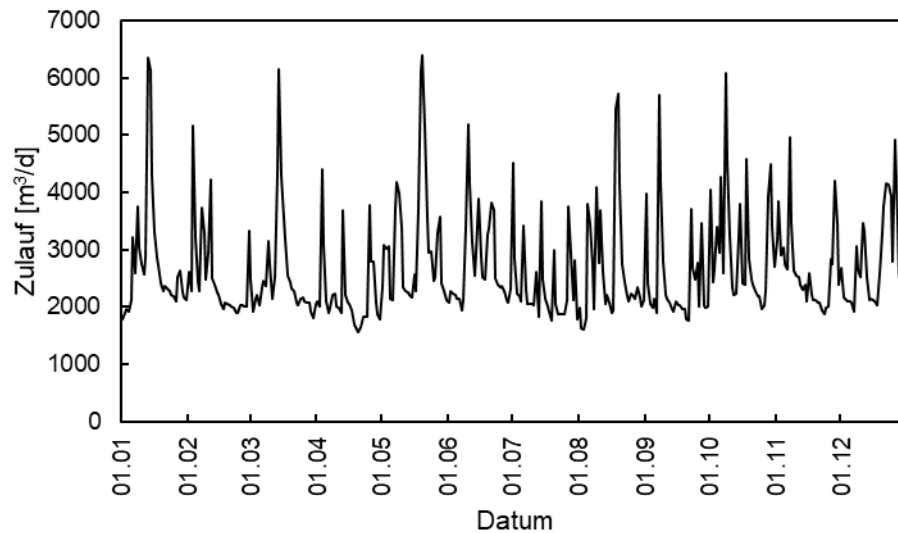


Abbildung 23: Zulauf ARA 1

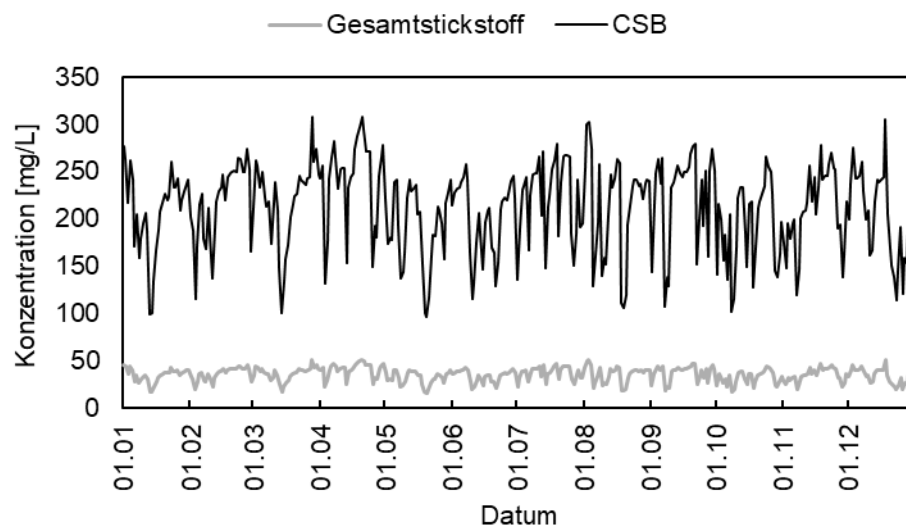


Abbildung 24: Konzentration für CSB und Gesamtsickstoff im Zulauf zur Biologie für die ARA 1

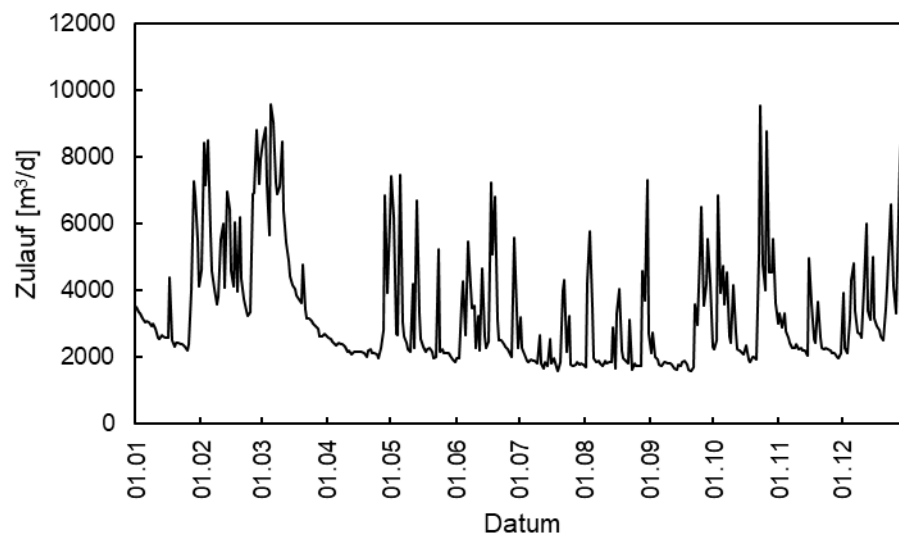


Abbildung 25: Zulauf ARA 2

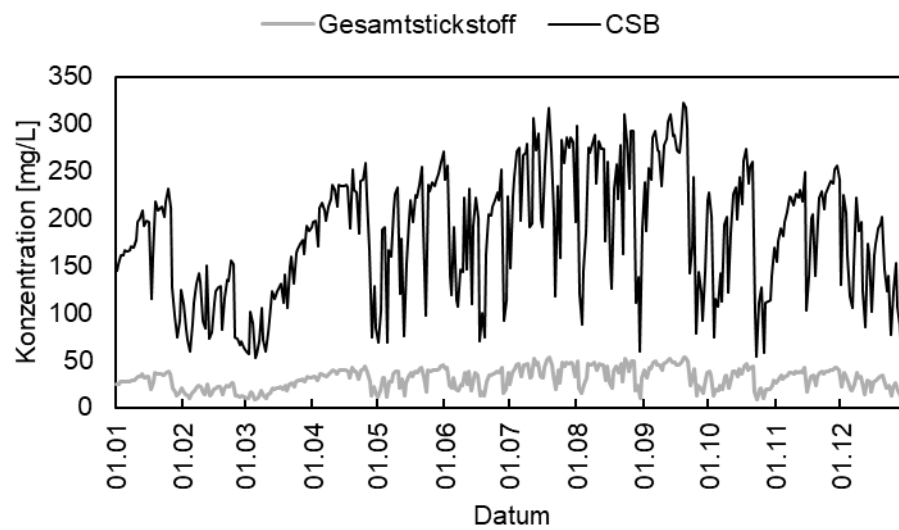


Abbildung 26: Konzentration für CSB und Gesamtsickstoff im Zulauf zur Biologie für die ARA 2

Anhang C – Temperaturverlauf

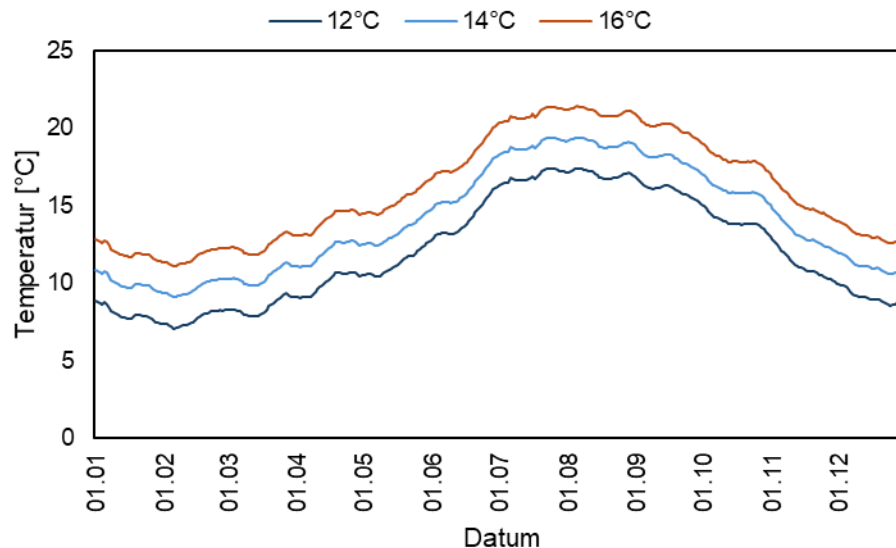


Abbildung 27: Temperaturverlauf für die verschiedenen Temperaturen (Temperatur im Jahresmittel) für die Simulation

Anhang D - CSB/N-Verhältnisse

Im Datensatz sind für die meisten der ARA >10'000EW Informationen zum CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser vorhanden. Im Median liegt das CSB/N-Verhältnis von diesen ARA bei 11.7 $\text{g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$. Rund 22% der ARA weisen im Rohabwasser ein CSB/N-Verhältnis <10 $\text{g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ auf. Von den untersuchten ARA weisen 5% ein CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser <8 $\text{g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ auf.

Gemäss Literatur sollte das CSB/N-Verhältnis im Zulauf im Bereich von 11 $\text{g}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{N}}$ (120 $\text{g}_{\text{CSB}}/\text{d}^*\text{EW}$ und 11 $\text{g}_{\text{N}}/\text{d}^*\text{EW}$) liegen. Folgende Einflussfaktoren können das CSB/N-Verhältnis im Zulauf der ARA beeinflussen:

- Industrieabwasser: Falls im Einzugsgebiet industrielles Abwasser mit einer hohen CSB-Fracht anfällt, kann dies zu einem höheren CSB/N-Verhältnis führen. Falls es sich um Industrien mit hoher Stickstofffracht handelt, kann dies aber auch zu einem tieferen CSB/N-Verhältnis im Abwasser führen.
- Grösse des Einzugsgebietes: Bei grossen Einzugsgebieten und daraus resultierenden langen Aufenthaltszeiten in der Kanalisation, kann dies zu einem Abbau von CSB führen. Dies führt zu tendenziell geringeren CSB/N-Verhältnissen im Rohabwasser. Dieser Effekt lässt sich vorwiegend bei warmen Temperaturen beobachten, wenn die biologischen Prozesse in der Kanalisation schneller ablaufen.
- Regionen mit hohen Nitratkonzentrationen im Wasser. Falls in einer Region sehr nitrathaltiges Wasser vorliegt oder nitrathaltiges Grundwasser vorliegt, welches als Fremdwasser die Kanalisation infiltriert, kann dies in einem tieferen CSB/N-Verhältnis resultieren.

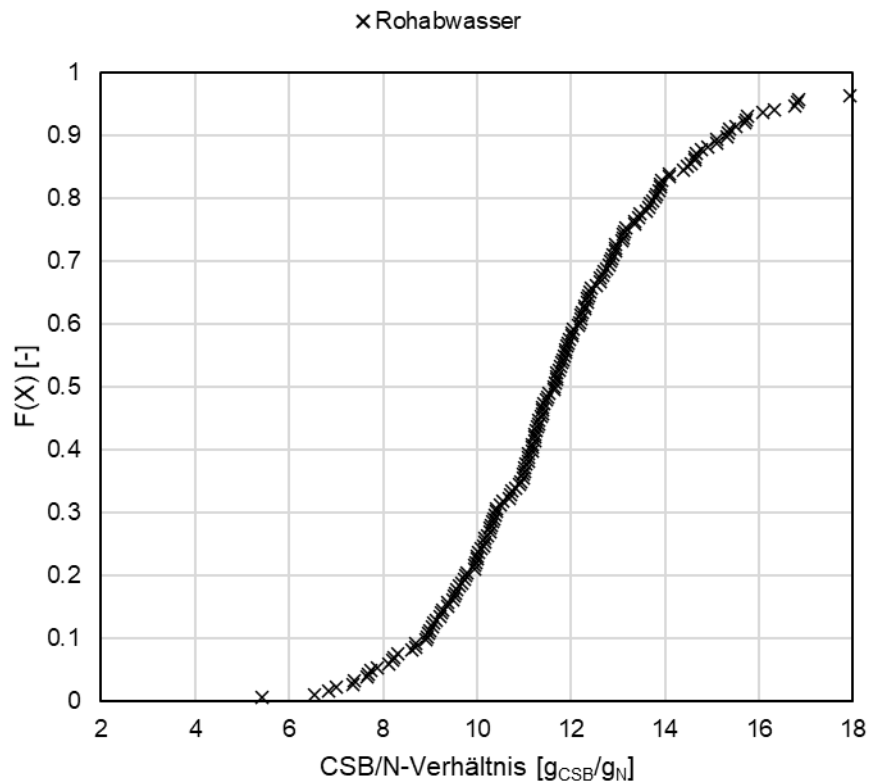


Abbildung 28: CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser bei ARA>10'000EW.

In Abbildung 29 sind die CSB/N-Verhältnisse im Rohzulauf der ARA dargestellt. Der Median beträgt 11.7. Knapp 80% der ARA weisen ein CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser über 10 auf. Nur 6% der ARA weisen ein CSB/N-Verhältnis unter 8 auf.

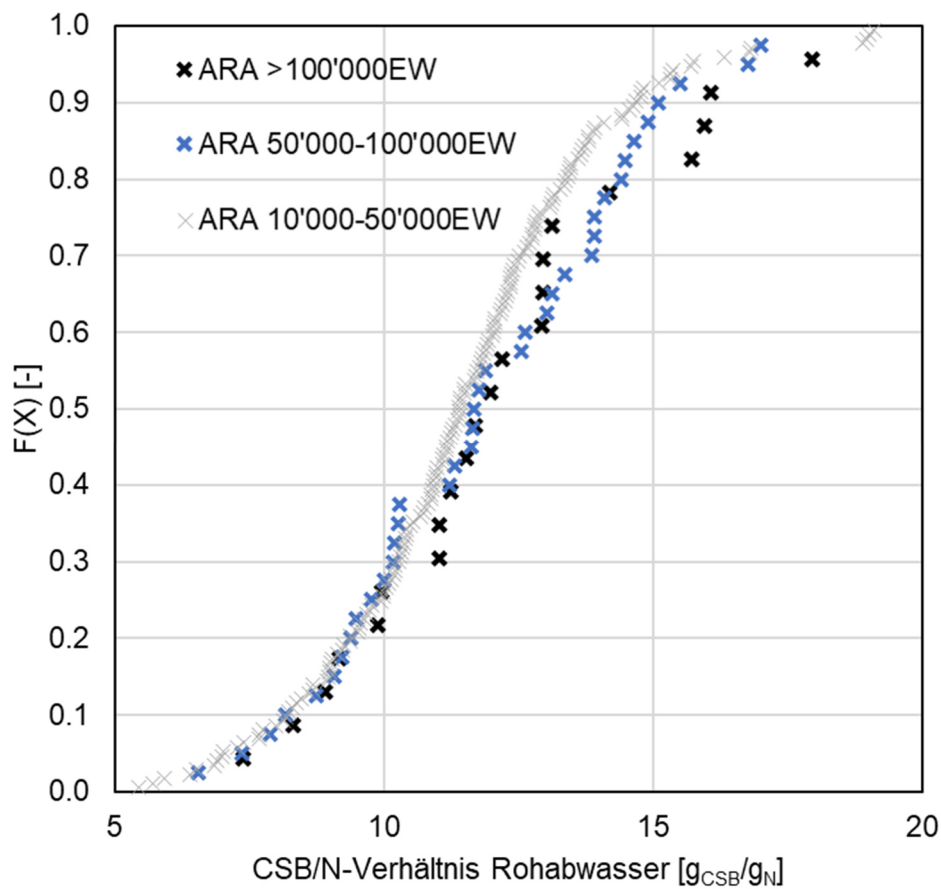


Abbildung 29: CSB/N-Verhältnis im Rohabwasser ARA>10'000EW für die einzelnen Grössenkatgorien.

Abbildung 30 zeigt, dass bezüglich der auftretenden CSB/N-Verhältnisse im Rohabwasser keine grossen Unterschiede für die unterschiedlichen Grössenklassen auftreten.