

AMMONIAK-IMMISSIONS- BERECHNUNG

TÜCKEN IN DER PLANUNG UND BEURTEILUNG VON MISCHABWASSEREINLEITUNGEN IN FLIESSGEWÄSSER

Der Planungsablauf gemäss VSA-Richtlinie Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter ist klar definiert. Aber wird er auch in der Praxis sinnvoll umgesetzt? Sind die Orientierungswerte für jedes Fließgewässer anwendbar? Ein differenzierter Ansatz für die Berechnung von Ammoniak-Immissionen, insbesondere im Zusammenhang mit der Mischabwasserentlastung, wird vorgestellt.

*Robin Aerts, Holinger AG
Matthias Stähle, Holinger AG
Michael Brögli, Holinger AG*

RÉSUMÉ

APPROCHE DIFFÉRENCIÉE DU CALCUL DES IMMISSIONS D'AMMONIAC: DIFFICULTÉS DANS LA PLANIFICATION ET L'ÉVALUATION

Le déroulement de la planification conformément à la directive du VSA «Gestion des eaux urbaines par temps de pluie» est clairement défini. Mais est-il judicieusement mis en œuvre en pratique? Les valeurs indicatives sont-elles applicables à chaque cours d'eau? Une approche différenciée pour le calcul des immissions d'ammoniac, en particulier en lien avec l'évacuation des eaux mixtes, est présentée.

Le calcul de la concentration en ammoniac dans les eaux dépend fortement du pH des eaux. Celui-ci diffère d'un cours d'eau à l'autre, varie dans une même journée et subit l'influence des précipitations. La charge d'évacuation spécifique au cours d'eau qui figure dans la directive du VSA est d'une pertinence limitée en ce qui concerne les concentrations effectives d'ammoniac dans les cours d'eau en cas de rejet d'eaux mixtes. Selon le pH du milieu récepteur, la valeur directrice d'immissions de niveau 1 (LC10) peut être nettement dépassée, même lorsque la valeur indicative du VSA de $500 \text{ (kg NH}_4\text{-N/a)/(m}^3\text{/s)}$ est respectée. Il est donc suggéré de consulter la plage de pH du milieu récepteur de manière conséquente comme base de décision, en plus de la charge d'évacuation spécifique au cours d'eau.

EINLEITUNG

Im Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung, Abschnitt 12 «Zusätzliche Anforderungen an Fließgewässer» steht unter anderem: «Die Wasserqualität muss so beschaffen sein, dass die Nitrit- und Ammoniak-Konzentrationen die Fortpflanzung, Entwicklung und Gesundheit empfindlicher Organismen, wie Salmoniden, nicht beeinträchtigen.»

SCHMUTZFRACHTMODELLE

Mischabwasserentlastungen können einen erheblichen negativen Einfluss auf die aquatische Flora und Fauna und den ökologischen Zustand der Fließgewässer haben. Um diese negativen Einflüsse auf die Fließgewässer während Entlastungsereignissen abzubilden, werden spezifische Computermodelle, sogenannte Schmutzfrachtmodelle, verwendet. Diese simulieren das Zusammenspiel von Niederschlag, Einzugsgebieten, Sonderbauwerken, Gewässer (und Kläranlage) über 10 bis 30 Jahre. Die Resultate ermöglichen damit eine quantitative Abschätzung möglicher Massnahmen im Einzugsgebiet, im Kanalnetz oder auf der Kläranlage im Hinblick auf Auswirkungen für die Einleitgewässer.

Die Anwendung dieser Modelle erfordert ausreichende Grundlagendaten, hochaufgelöste Messdaten zur Kalibration, Fach-

Kontakt: robin.aerts@holinger.com

(Foto: © AdobeStock)

kenntnisse und ein hohes Mass an Sorgfalt. In der Praxis stellt oft der Mangel an qualitativ guten Daten in Bezug auf Niederschlag, Einzugsgebiete, Kanalnetz und Gewässer eine Herausforderung dar.

VSA-RICHTLINIE

Der Planungsablauf für den Umgang mit entlastetem Mischabwasser ist in der VSA-Richtlinie «Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter» (2019; [1]) beschrieben. Sie stellt Anforderungen bezüglich:

1. Entlastungsanteil als emissionsbasiertes Kriterium
2. gewässerspezifische Entlastungsfracht als immissionsbasiertes Kriterium

Beide Kriterien werden anhand des gelösten Leitstoffs Ammonium berechnet.

Entlastungsanteil

Der Entlastungsanteil eines Mischabwasser-Entlastungsbauwerks ist definiert als Entlastungsfracht geteilt durch die jährlich anfallende Fracht im Einzugsgebiet. Wenn es weitere Entlastungsbauwerke im Einzugsgebiet gibt, müssen deren Entlastungsfrachten zu den Entlastungsfrachten der betrachteten Abwasseranlage addiert werden. Als Mindestanforderung für den maximalen Entlastungsanteil ist 2% festgesetzt. In der Regel sollte jedoch das Gesamtsystem, also das an eine ARA angeschlossene Gesamteinzugsgebiet, einen deutlich niedrigeren Entlastungsanteil als 2% aufweisen [1]. Einzelne Kantone haben zwischenzeitlich die Mindestanforderung von 2% auf 1,5% verschärft. Ein Entlastungsanteil von 2% bedeutet näherungsweise, dass während Regenereignissen pro Jahr das Schmutzabwasser von 7 Tagen in das Einleitgewässer entlastet wird.

Gewässerspezifische Entlastungsfracht

Die gewässerspezifische Entlastungsfracht eines Entlastungsbauwerks ist definiert als jährliche Entlastungsfracht geteilt durch den durchschnittlichen jährlichen Abfluss des Einleitgewässers (MQ). Wenn oberhalb gelegene Einleitungen (wie Regenüberlaufbecken, Regenüberläufe und Pumpwerke) Mischabwasser in dasselbe Gewässer der betrachteten Abwasseranlage entlasten, müssen deren Entlastungsfrachten zu den Entlastungsfrachten der betrachteten Abwasseranlage addiert werden. Unter dem Orientierungswert, der gemäss VSA-Richt-

linie bei $500 \text{ (kg NH}_4\text{-N/a)/(m}^3\text{/s)}$ liegt, wird davon ausgegangen, dass die Ammoniak-Spitzenkonzentrationen für die aquatische Fauna im Gewässer ökotoxikologisch unproblematisch sind [1].

Ein früherer Fachartikel [2] ging bereits auf den Zielkonflikt zwischen Emission und Immission und die Aussagekraft dieser beiden Kennzahlen ein. Diese Punkte sollen hier anhand von Fallbeispielen nochmals diskutiert werden.

IMMISSIONSBERECHNUNGEN

Wenn die gewässerspezifische Entlastungsfracht einer Mischabwasserentlastung zu hoch ist, ist eine Mass-

nahmenprüfung nach STORM, Modul S der VSA-Richtlinie «Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter» (2019; [1]), notwendig. Zentral sind hierbei die Immissionsrichtwerte für die stoffliche Belastung der Einleitgewässer durch Ammoniak. Die Immissionsrichtwerte werden als Konzentrations-Dauer-Häufigkeits-Kurven in zwei Stufen definiert (Fig. 1):

- Die Stufe 0 (auch bekannt als «LC0») definiert die Schwelle, ab der bei gleichzeitiger Sauerstoffsättigung von 40% (Schlimmstfall), eine negative Auswirkung auf einen Teil der Fischpopulation im Gewässer erwartet werden kann.

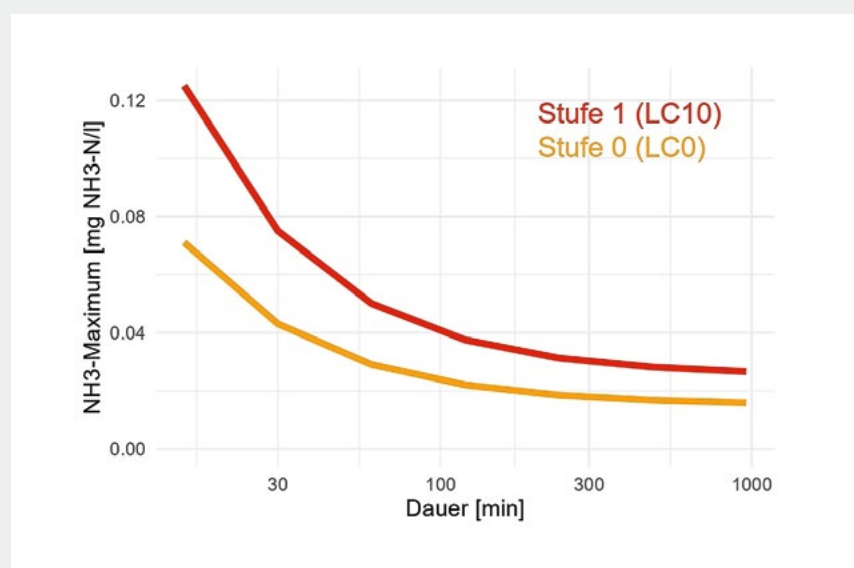


Fig. 1 VSA STORM Immissionskriterien für Ammoniak [1].

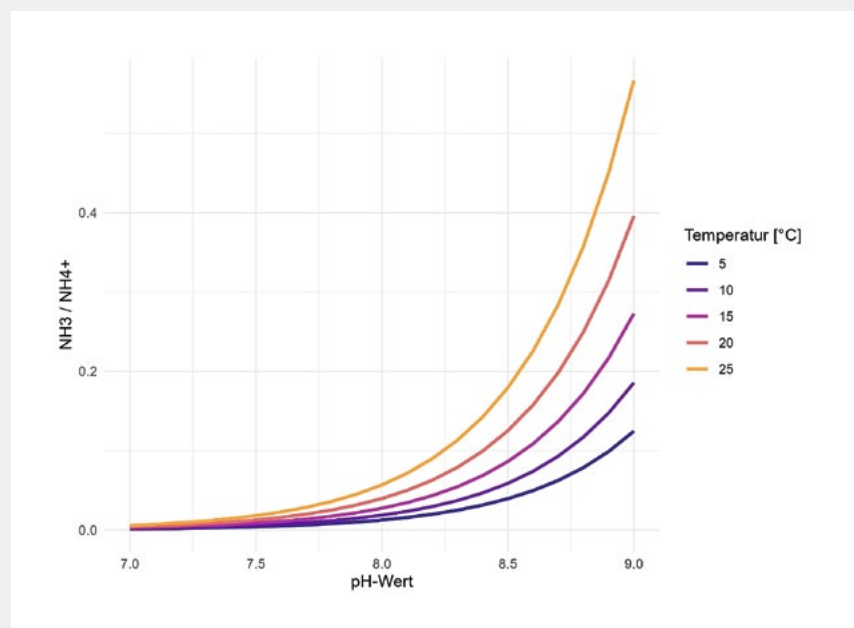


Fig. 2 Verhältnis von Ammonium (NH₄⁺) zu Ammoniak (NH₃) in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur.

- Die Stufe 1 (auch bekannt als «LC10») definiert die Schwelle, ab der bei gleichzeitiger Sauerstoffsättigung von 100% das Sterben eines Zehntels der Bachforellenpopulation erwartet werden kann. Die Stufe 1 soll höchstens alle 5 Jahre bei einem Entlastungsereignis überschritten werden.

Für die Beurteilung der Ammoniak-Immissionsrichtwerte wird eine 2022 aktualisierte Einschätzung des Ökotoxizitätsrisikos herangezogen. Auf Grundlage aktueller Vergleiche mit Standards im EU-Ausland und einer Literaturrecherche wird propagiert, dass LC0- und LC10-Werte, basierend auf den 1989 von Whitelaw und Solbé vorgeschlagenen Konzentrations-Dauer-Kurven, nicht protektiv sind [3]. Würden die Immissionsrichtwerte nach heutigen Standards der TGD 27 der EU zur Wasserrahmenrichtlinie [4] hergeleitet, ist es unwahrscheinlich, dass sie höher als die heutigen Immissionsrichtwerte ausfallen würden. Diese sollten daher sicher mindestens ihre Gültigkeit behalten [5].

Das fischtoxische Ammoniak (NH_3) befindet sich im Gewässer in einem Dissoziationsgleichgewicht mit Ammonium (NH_4^+). Je höher pH-Wert und Temperatur, desto mehr verschiebt sich dieses Gleichgewicht zugunsten von Ammoniak (Fig. 2). Eine robuste Immissionsberechnung erfordert daher Daten, insbesondere zu pH-Wert und Temperatur, aber auch zur Alkalinität des Einleitgewässers und des entlasteten Mischabwassers. Während es aus Sicht der Autoren bei der Alkalinität ausreichend ist, Literaturwerte beizuziehen, sind die Resultate der Immissions-

berechnung dermassen stark vom pH-Wert abhängig, dass hierfür Messdaten im Gewässer (mindestens punktuell bei Trockenwetter) unverzichtbar sind.

Die Berechnung der Ammoniak-Konzentrationen im Gewässer kann aus den Simulationsresultaten der Mischabwasserentlastungen und Gewässer-Messdaten mittels Skripten, beispielsweise in der Programmiersprache R, erfolgen. Nachdem die Konzentration an gelösten Karbonaten sowohl für Gewässer als auch für das entlastete Mischabwasser berechnet sind, können mittels Mischrechnung unter Annahme von Volldurchmischung die Alkalinität und Konzentration an gelösten Karbonaten im Gewässer nach der Entlastung ermittelt werden. Anschliessend wird der pH-Wert im Gewässer nach der Entlastung bestimmt. Der pK_s wird gemäss [6] in Abhängigkeit der Gewässertemperatur berechnet.

ZIELE

Dieser Artikel verfolgt hauptsächlich drei Ziele. Anhand von zwei Fallbeispielen aus der Schweiz sollen:

1. die Tücken bei der Verwendung von Schmutzfrachtmodellen sowie bei Immissionsberechnungen und der Auswertung der Resultate dieser aufgezeigt werden;
2. auf Zielkonflikte und Widersprüche bei der Anwendung der VSA-Richtlinie in der Praxis aufmerksam gemacht werden;
3. die Resultate diskutiert und ein differenzierterer Ansatz als Alternative zur praxisüblichen Methode für die Immissionsberechnung vorgestellt werden.

pH-WERT IST NICHT KONSTANT

Das AWEL hat im Rahmen von gezielten Messkampagnen u. a. in der Kempt (1995) und in der Glatt bei Niederhöri (1999) in hoher zeitlicher Auflösung verschiedene chemische und physikalische Parameter gemessen [7, 8]. Wie aus Fig. 3 klar hervorgeht, ist der pH-Wert in einem Fliessgewässer nicht konstant, sondern verfügt über eine ausgeprägte Tagesdynamik und wird von Regenwetter-Ereignissen beeinflusst. Die Tagesdynamik entsteht durch die von der Sonneneinstrahlung abhängige Photosynthese. Hingegen hat der Einfluss des Regenwetters mutmasslich seinen Ursprung in verminderter Photosynthese sowie in den geringeren pH-Werten von Niederschlagswasser, entlastetem Mischabwasser und gereinigtem Abwasser. Diese Ereignis-Dynamik geht bei den monatlichen Punktmessungen, wie sie häufig von kantonalen Gewässerschutzbehörden für ausgewählte Gewässerstandorte durchgeführt werden, verloren.

In den Messresultaten von der Kempt (Fig. 3 rechts) zeigen sich die Tagesdynamik und der Einfluss von Regenwetter-Ereignissen weniger deutlich. Grund ist, dass zum Zeitpunkt der Messkampagnen die Glatt mehr Bewuchs (Wucherungen von Wasserhahnenfuss) als die Kempt hatte. Der pH-Wert und die pH-Dynamik eines Fliessgewässers können sich von Gewässer zu Gewässer stark unterscheiden.

FALLBEISPIELE

Bei den beiden Fallbeispielen handelt es sich um die ARA erzo (Entsorgung Region



Fig. 3 Abfluss und pH-Wert Glatt bei Niederhöri (links) und Kempt vor Mündung in die Töss (rechts)

Zofingen) im Kanton Aargau und die ARA Rüti im Kanton Zürich. Die Kennzahlen beider ARA sind in *Tabelle 1* zusammengefasst.

ARA ENTSORGUNG REGION ZOFINGEN (AG)

Das Einzugsgebiet der ARA erzo umfasst die Gemeinden Brittnau, Reiden, Wikon, Oftringen, Strengelbach und Zofingen und entwässert zu einem grossen Teil in die Wigger. Rund 36 000 Einwohner sind an die ARA angeschlossen. Im Rahmen der Umsetzung der VGEP-Massnahmen ist ein Schmutzfrachtmodell des gesamten Einzugsgebiets erstellt worden. Das Modell ist anhand von hochaufgelösten Messdaten der am Prozessleitsystem angeschlossenen Regenüberlaufbecken sowie ergänzend durch Konzentrationsmessungen während mehrerer Regenereignisse mittels eines mobilen Probennehmers beim ARA-Zulauf kalibriert worden. Im hier gezeigten SOLL-Zustand (Vollüberbauung innerhalb Bauzone, zusätzliches RÜB ARA) beträgt die abflusswirksame Fläche 391 ha_{red} bei einem Gesamtspeichervolumen von 14 900 m³ (38,1 m³/ha_{red}).

Mit Niederschlagsdaten der Messstationen Aarburg (AG) und Langnau bei Reiden (LU) wurde das Entwässerungsnetz von 2002 bis 2021 simuliert. Das Resultat der Simulation ist somit eine 20-jährige, 1-minütige Zeitreihe der Abflussmenge und der Ammoniumkonzentrationen des entlasteten Mischabwassers.

Das Einleitgewässer Wigger verfügt über ein MQ von ca. 4,1 m³/s (bzw. im Aargau wird der Median, Q₁₈₂ verwendet). Die gewässerspezifische Entlastungsfracht im Regenbecken vor der ARA liegt im SOLL-Zustand bei 668 (kg NH₄-N/a)/(m³/s), also über dem VSA-Orientierungswert von 500 (kg NH₄-N/a)/(m³/s).

Für die Berechnung der Ammoniakkonzentration im Gewässer stehen robuste Messdaten der Wigger zur Verfügung: Einerseits misst die Abteilung für Umwelt des Kantons Aargau monatlich den pH-Wert, die Temperatur und die Ammoniumkonzentration im Gewässer und andererseits wird durch die Messstation des BAFU alle 5 Minuten der Abfluss bestimmt. Für den pH-Wert des Mischabwassers wurden Messdaten aus dem Zulauf zum Vorklärbecken der ARA verwendet. Wie in *Figur 4* ersichtlich, weisen auch diese Messwerte einen ausgeprägten Tagesgang auf. Die deutlich erhöhten

Steckbrief Fallbeispiele	ARA Entsorgung Region Zofingen AG	ARA RÜTI ZH
Anzahl Gemeinden	6	3
Anzahl Regenüberlaufbecken	11	5
Anzahl Regenüberläufe	24	6
Befestigte Fläche im Mischsystem [ha _{red}]	391	61
Angeschlossene Einwohner	36 000	16 000
Gesamtspeichervolumen [m ³]	14 900	1500
MQ Haupteinleitgewässer [m ³ /s]	4,1	1,8
Messdaten Gewässerabfluss	5 min, 2000–2021	15 min, 2002–2020
Messdaten Gewässertemperatur	Monatlich, 2000–2021	15 min, 2002–2020
Messdaten pH-Wert Gewässer	Monatlich, 2000–2021	Monatlich, 2017–2021
Messdaten Niederschlag	2 Stationen, 1 min, 2002–2021	1 Station, 10 min, 1999–2018
Entlastungsanteil RÜB ARA	1,93 %	1,30 %
Gewässerspezifische Entlastungsfracht RÜB ARA [(kg NH ₄ -N/a)/(m ³ /s)]	668	266

Tab. 1 Wichtigste Kennzahlen der beiden vorgestellten Fallbeispiele ARA erzo (AG) und ARA Rüti (ZH).

pH-Werte um die Mittagszeit können von den Autoren nicht abschliessend erklärt werden. Es wird vermutet, dass hier immer noch die an die ARA angeschlossenen Fliessgewässer, wie beispielsweise der Sertelbach in Reiden sowie der Talchenbach in Strengelbach, einen Einfluss haben. Es könnten überdies auch Industrieleitungen dazu beitragen.

Figur 5 zeigt die Resultate der Immissionsberechnung. Hierbei wird für jedes Entlastungsereignis die maximale Ammoniakkonzentration im Gewässer über 7 verschiedene Dauerstufen bestimmt, was die 7 Boxplots ergibt. Von Dauerstufe zu Dauerstufe verdoppelt sich jeweils die Expositionszeit, beginnend ab 15 Minuten. Die orangene und die rote Kurve repräsentieren die VSA-

Immissionsrichtwerte Stufe 0 (LC0) respektive Stufe 1 (LC10). Es ist erkennbar, dass für die simulierte 20-jährige Periode die Stufe 0 sehr häufig (34-mal), die Stufe 1 jedoch nie überschritten wird.

ARA RÜTI (ZH)

Nebst der Gemeinde Rüti selbst sind Teile der Gemeinden Dürnten und Bubikon an der ARA Rüti angeschlossen. Insgesamt behandelt die Kläranlage das Abwasser von rund 16 000 Einwohnern.

Anwendung des Schmutzfrachtmodells

Für die Kalibration des Modells wurden Messdaten zweier Regenüberlaufbecken und des ARA-Zulaufs aus dem Prozessleitsystem sowie Mischabwasser-Konzentrationsmessungen

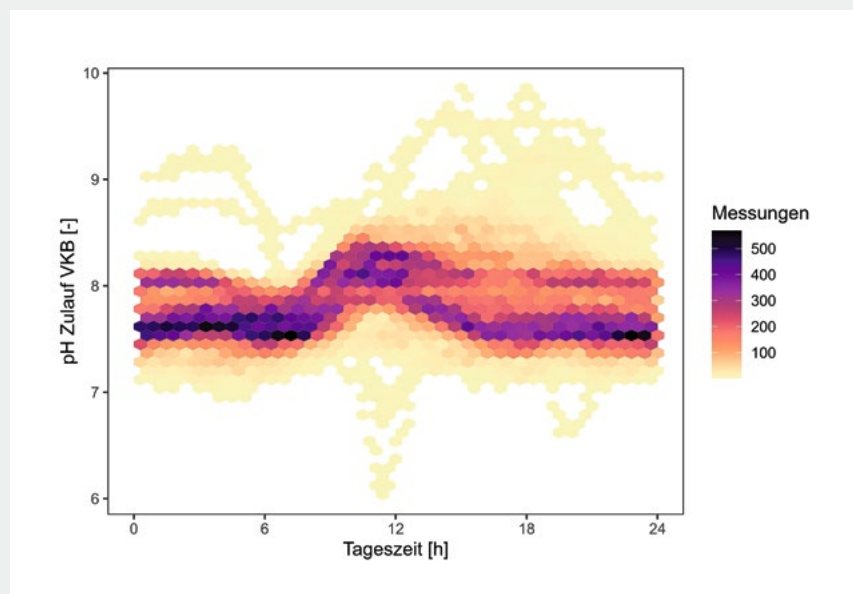


Fig. 4 Tagesgang pH-Wert im Zulauf zum Vorklärbecken der ARA erzo.

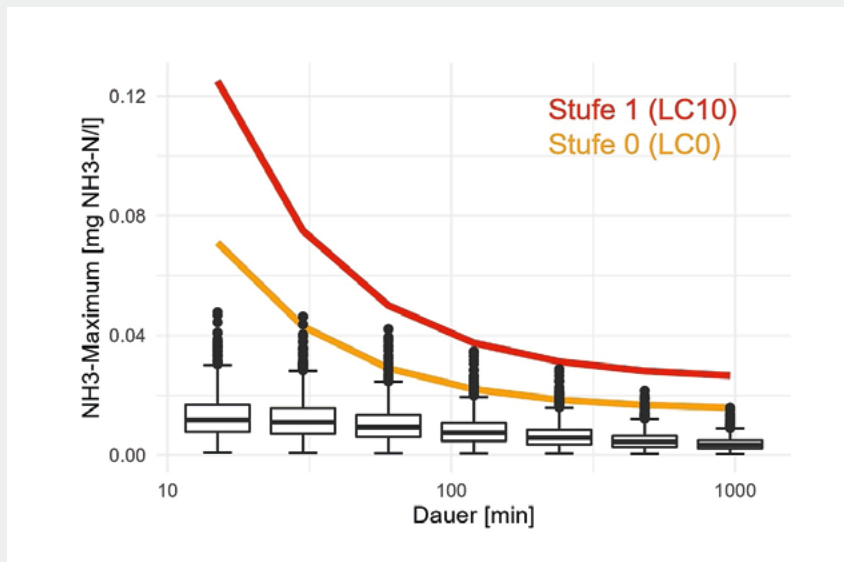


Fig. 5 ARA erzo: maximale Ammoniak-Konzentration pro Ereignis und Dauerstufe (Boxplots) im Vergleich mit den VSA-Immissionsrichtwerten für Ammoniak (orange Kurve: Immissionsrichtwerte Stufe 0, LC0; rote Kurve: Immissionsrichtwerte Stufe 1, LC10).

Zeitpunkt	pH-Wert Jona	Niederschlag [mm]
05.04.2023 08:00	8,10	0
05.04.2023 10:30	8,38	0
05.04.2023 13:30	8,67	0
05.04.2023 16:00	8,64	0
02.05.2023 07:00	8,40	6,1

Tab. 2 Gemessener pH-Wert in der Jona bei Trockenwetter und bei Regenwetter.

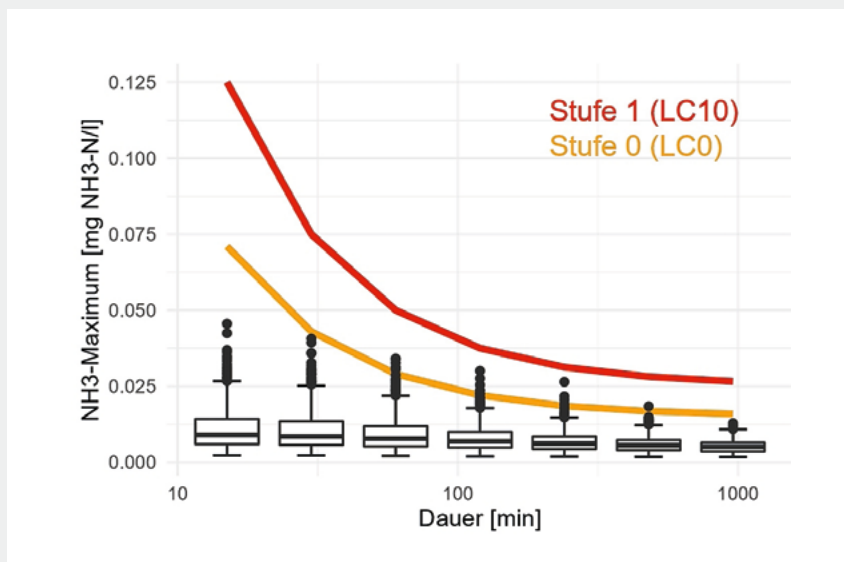


Fig. 6 ARA Rütli: maximale Ammoniak-Konzentration pro Ereignis und Dauerstufe (Boxplots) im Vergleich mit den VSA-Immissionsrichtwerten für Ammoniak (orange Kurve: Immissionsrichtwerte Stufe 0, LC0; rote Kurve: Immissionsrichtwerte Stufe 1, LC10).

einer mehrmonatigen Messkampagne mit einem mobilen Probenehmer beim Regenüberlaufbecken ARA verwendet. Simuliert wurden die Jahre 1999 bis 2018 mit Niederschlagsdaten der ARA Jona SG. Die abflusswirksame Fläche beträgt im IST-Zustand 61 ha_{red} bei einem

Gesamtspeichervolumen von 1500 m³ (24,6 m³/ha_{red}). Die Jona, in die entlastet wird, verfügt über einen mittleren Abfluss MQ von ca. 1,8 m³/s. Die gewässerspezifische Entlastungsfracht im Regenbecken vor der ARA liegt im IST-Zustand bei

266 (kg NH₄-N/a)/(m³/s) und damit unter dem VSA-Orientierungswert von 500 (kg NH₄-N/a)/(m³/s).

Vom Einleitgewässer Jona stellt das AWEL seit 2002 Abflussmessungen in 5-minütiger und Temperaturmessungen in 15-minütiger Auflösung zur Verfügung. Zusätzlich werden monatlich pH-Wert und Ammoniumkonzentration gemessen. Der pH-Wert der Jona oberhalb der ARA-Einleitung wurde ergänzend vom ARA-Personal viermal während eines Trockenwettertages und einmal während eines Regenwettertages gemessen. Die Resultate zeigen, dass der pH-Wert im Laufe eines Trockenwettertages schwankt. Jedoch ist kein deutlicher Einfluss des Regenwetters erkennbar (Tab. 2).

Figur 6 zeigt die Resultate der Immissionsberechnung. Die Darstellung ist analog zu derjenigen im vorherigen Fallbeispiel der ARA erzo. Die Berechnungen ergaben, dass im Falle der ARA Rütli die Stufe 0 (LC0) 11-mal, die Stufe 1 (LC10) hingegen nie überschritten wird.

Abgleich mit REBEKA 2

Für dieses Fallbeispiel wurde das gleiche Einzugsgebiet im Simulationsprogramm REBEKA 2 modelliert. Die deterministischen Ergebnisse stimmen hinsichtlich Entlastungsvolumen und -fracht emissionsseitig (trotz Modellvereinfachungen) sehr gut mit denen des Schmutzfrachtmodells überein. Auch das REBEKA-2-Modell zeigt, dass es auf Stufe 1 zu keinen Überschreitungen kommt. Der hier gezeigte Ansatz steht den Möglichkeiten von REBEKA 2, abgesehen von der stochastischen Simulation, in nichts nach. Die weitergehenden Kriterien wie Geschiebetrieb, Kolmation oder TSS-Akkumulation können mit dem vorgestellten Ansatz nicht beurteilt werden.

DISKUSSION

GEWÄSSERSPEZIFISCHE ENTLASTUNGSFRACHT UND pH-WERT IM GEWÄSSER

Um den Einfluss des pH-Werts des Gewässers auf die Immissionsberechnung aufzuzeigen, wird das Modell der Gemeinde Rütli herangezogen. Der Abfluss des Einleitgewässers Jona wurde hierbei so skaliert, dass die resultierende gewässerspezifische Entlastungsfracht genau 500 (kg NH₄-N/a)/(m³/s) beträgt. Anschliessend wurde der pH-Wert des

Gewässers zwischen 7 und 9 variiert und aufgezeigt, wie gross die relative Abweichung (Unterschreitung bzw. Überschreitung) zum Immissionsrichtwert Stufe 1 (LC10) des VSA ist. Diese Abweichung bezeichnet den höchsten relativen Unterschied zwischen dem VSA-Immissionsrichtwert Stufe 1 und der maximalen Ammoniak-Konzentration über alle Dauerstufen. Die Einhaltung der Stufe 0 (LC0) ist bei beiden Fallbeispielen ohnehin nicht gegeben.

Die Resultate sind in *Figur 7* dargestellt und zeigen beispielsweise, dass bei einer gewässerspezifischen Entlastungsfracht von genau 500 (kgNH₄-N/a)/(m³/s) ab einem pH-Wert von 8,2 die Stufe 1 mindestens einmal überschritten wird. Bei einer gewässerspezifischen Entlastungsfracht von 1000 (kgNH₄-N/a)/(m³/s) tritt dies schon ab pH-Wert 7,8 ein.

Aus diesem Grund wird ein stärker differenzierter Ansatz zur Beurteilung der Immissionsberechnungen vorgeschlagen. Zusätzlich zur gewässerspezifischen Entlastungsfracht dient der durchschnittliche pH-Wert des Einleitgewässers als Kriterium, um zu entscheiden, ob eine Prüfung der Einhaltung der VSA-Immissionsrichtwerte für Ammoniak angezeigt ist (*Tab. 3*).

Es wird weiter vorgeschlagen, dass eine gewässerspezifische Entlastungsfracht > 500 (kgNH₄-N/a)/(m³/s) auch bei einem pH-Wert < 8,0 des Einleitgewässers zu einer Massnahmenprüfung führt, da die gewässerspezifische Entlastungsfracht als allgemeiner Stellvertreter für die ökologischen Auswirkungen von Mischabwasserentlastungen (Nitrat, Phosphat, Mikroorganismen, Mikroverunreinigungen etc.) dienen soll. Würden lediglich die Ammoniak-Konzentrationen betrachtet, käme es bei Gewässern mit

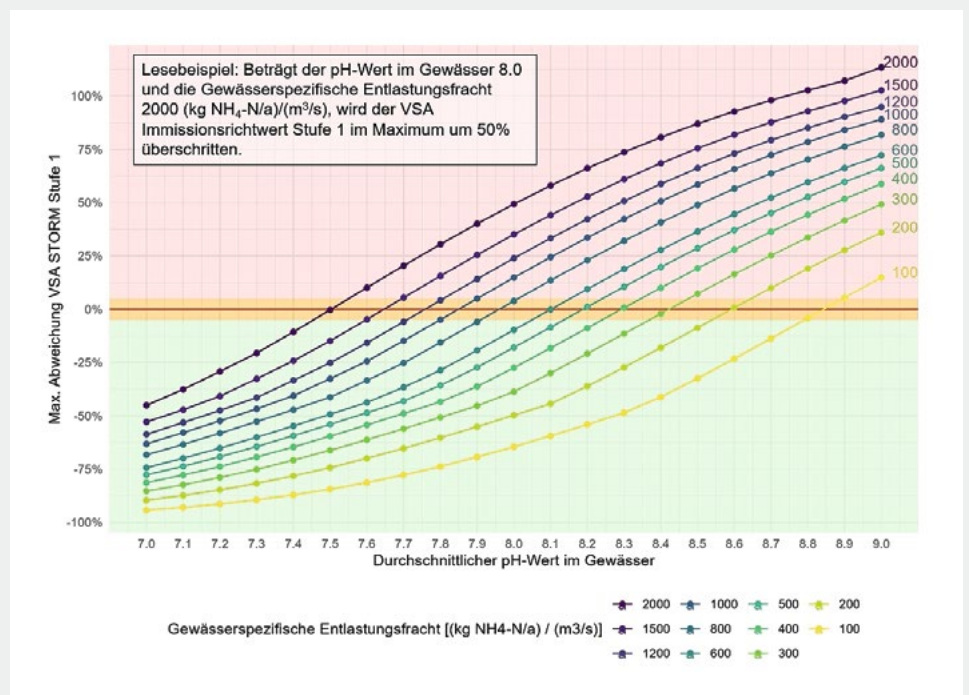


Fig. 7 Maximale Abweichung (Überschreitung bzw. Unterschreitung) VSA STORM Immissionsrichtwert Stufe 1 in Abhängigkeit von pH-Wert im Gewässer und gewässerspezifischer Entlastungsfracht.

niedrigen pH-Werten (beispielsweise in kristallin geprägten Einzugsgebieten) nicht zur Massnahmenprüfung, obwohl die ökologischen Auswirkungen unter Umständen mindestens so bedeutend sind wie bei einem äquivalenten Gewässer im Mittelland.

MISCHABWASSERENTLASTUNG IN KLEINE ODER TROCKENFALLENDE GEWÄSSER

Bei Mischabwasserentlastungen in kleine Bäche kann es vorkommen, dass zeitweilig der Abfluss im Gewässer vom entlasteten Mischabwasser dominiert wird. In diesen Fällen spielt der pH-Wert im Mischabwasser eine viel grössere Rolle als der pH-Wert im Gewässer [9]. Da der pH-Wert im Mischabwasser meist tiefer als derjenige im Gewässer ist, er-

füllen diese Entlastungsanlagen unter Umständen die Ammoniak-Immissionsprüfung für die Stufe 1, obwohl die gewässerspezifische Entlastungsfracht weit über dem Orientierungswert von 500 (kgNH₄-N/a)/(m³/s) liegt und die sonstigen gewässerökologischen Einflüsse massiv sind. Daher sollten in diesen Fällen (trockenfallende Gewässer bzw. z. B. MQ < 20 - 50 l/s) ohnehin Massnahmen zur Aufhebung oder nachweislichen Reduktion von Mischabwasserentlastungen sowie weitergehende gewässerökologische Massnahmen geprüft und prioritär umgesetzt werden.

MODELLUNSICHERHEITEN

Wie bei allen Modellen gibt es bei den hier vorgestellten Frachtmodellen und

Gewässerspezifische Entlastungsfracht (GE) / Ø pH-Wert Einleitgewässer	GE < 100	100 < GE < 200	200 < GE < 300	300 < GE < 500	GE > 500
pH > 8,8	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung
8,6 < pH < 8,8	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung
8,4 < pH < 8,6	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung
8,2 < pH < 8,4	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung
8,0 < pH < 8,2	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Amoniak-Immission-Prüfung
pH < 8,0	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Keine Amoniak-Immission-Prüfung	Prüfung Massnahmen

Tab. 3 Vorschlag zur Entscheidungsgrundlage für die Prüfung der Ammoniak-Immissionen.

VERDANKUNG

Unser Dank geht an: *Adrian Burkart* (erzo ARA), *Jan Schaufelberger* (Gemeinde Rüti ZH), *Andreas Friess*, *José Gomez*, *Marcel Moll* (ARA Rüti ZH), *Hans Balmer*, *Giuliano Calendo*, *Pius Niederhauser* (AWEL ZH), *Herbert Schmid*, *Lukas De Ventura* (AfU AG) und *Alexandra Kroll* (Oekotoxzentrum).

den darauf basierenden Auswertungen und Interpretationen Unsicherheiten. Zu diesen zählen (Aufzählung nicht abschliessend):

- Unsicherheiten des Kanalnetz-Modells: räumliche Heterogenität der Regendaten, Parametrisierung der Einzugsgebiete und Sonderbauwerke
- Unsicherheit der Gewässerdaten: Die Messungen von Gewässerabfluss und -temperatur finden nicht direkt bei der Einleitstelle statt, was zu einer zeitlichen Verschiebung führt. Die pH-Werte und Ammonium-Konzentrationen (Vorbelastung) liegen nicht hochaufgelöst vor und wurden daher als konstant angenommen.
- Unsicherheit in der Mischrechnung: Die einfache Mischrechnung rechnet im Sinne eines konservativen Ansatzes mit einer vollständigen Durchmischung von entlastetem Mischabwasser und Gewässerabfluss mit der Summe aller relevanten Einleitungen ohne Berücksichtigung von Ausbreitung (Dispersion), Transport (Advektion) und Abbau (Nitrifikation).

FAZIT

Dieser Artikel soll als Anregung für eine kritische Diskussion unter Fachleuten der Siedlungsentwässerungsbranche dienen. Zusammenfassend seien daher die folgenden Punkte hervorgehoben:

- Die Berechnung der Ammoniak-Konzentration im Gewässer hängt stark vom pH-Wert des Gewässers ab. Dieser ist von Gewässern zu Gewässern unterschiedlich, weist einen Tagesgang auf und wird von Regenwetter-Ereignissen beeinflusst.
- Die in der VSA-Richtlinie «Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter» (2019; [1]) eingeführte gewässerspezifische Entlastungsfracht hat eine begrenzte Aussagekraft bezüglich der effektiven Ammoniak-Konzentrationen im Gewässer bei Mischabwasserentlastungen. Je nach pH-Wert des Einleitgewässers kann der Immissionsrichtwert Stufe 1 (LC10) auch bei einer Einhaltung des VSA-Orientierungswerts von 500 (kg NH₄-N/a)/(m³/s) deutlich überschritten werden.
- Es wird deshalb vorgeschlagen, den pH-Wertebereich des Einleitgewässers konsequent als Entscheidungsgrundlage zusätzlich zur gewässerspezifischen Entlastungsfracht beizuziehen. Bei der Bestimmung des äusseren Aspekts einer Einleitstelle kann beispielsweise ergänzend der pH-Wert des Gewässers ohne grossen Zusatzaufwand gemessen werden. Bei der periodischen Funktionskontrolle der Mischabwasser-

einleitstellen (Blick ins Gewässer) sollte zukünftig auch der pH-Wert bestimmt werden. Dies ist ohne grossen Zusatzaufwand für das Betriebspersonal der ARA möglich und mobile pH-Sonden sind in ARAs fast immer vorhanden.

- Die Gewässer stehen im Vordergrund bei der Beurteilung von Mischabwasserentlastungen. Vorhandene Gewässerdaten zu Abfluss, Temperatur und Konzentration müssen bei der Beurteilung von Mischabwasserentlastungen konsequent genutzt und soweit möglich in die Berechnungen einfließen. Wo nötig, sollten mit mobilen Messungen ergänzende hochaufgelöste Daten zur pH-Variabilität, Abfluss- und Konzentrationsdynamik bei allen relevanten Einleitgewässern erhoben werden.
- Ergänzende Kriterien wie Geschiebetrieb, Kolmation oder TSS-Akkumulation lassen sich mit dem vorgestellten Ansatz nicht beurteilen. Es bleibt zu diskutieren, ob diese Kriterien bei Überprüfungen von Mischabwasserentlastungen weiterhin hinzugezogen werden müssen.
- Der gezeigte differenzierte Ansatz zur Ammoniak-Immissionsberechnung funktioniert sowohl bei grossen Einzugsgebieten (ARA erzo, Stufe VGEP) wie auch bei mittelgrossen Gemeinden (ARA Rüti, Stufe GEP), sofern belastbare Messdaten der Einleitgewässer vorhanden sind. Mit dem vorgeschlagenen Vorgehen ist aktuell bei vernünftiger Rechenzeit nur eine deterministische Simulation mit ergänzender Immissionsberechnung möglich. Auf Grund des höheren Detaillierungsgrades der Kanalnetzmodellierung bei der Beurteilung der Ammoniak-Ökotoxizität ist jedoch diese Methodik herkömmlichen stochastischen Screening-Verfahren vorzuziehen, die in der Praxis häufig mit unhinterfragten Standardwerten verwendet werden.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] VSA (2019): *Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter. Richtlinie VSA, Glattbrugg.*
- [2] Aerts, R.; Blumensaat, F. (2021): *Bewertung von Entwässerungssystemen – Herausforderungen emissionsbasierter Optimierungsstrategien. Aqua & Gas 10/2021*
- [3] Whitelaw, K.; de L.G. Solbé J.F. (1989): *River chatchment management: an approach to the derivation of quality standards for farm pollution and storm sewage discharges. Wat.Sci.Tech. 21: 1065–1076*
- [4] European Commission, Directorate-General for Health and Food Safety (2018): *Technical guidance for deriving environmental quality standards. https://data.europa.eu/doi/10.2875/018826*
- [5] Kroll, A. (2022): *Einschätzung zu VSA STORM NH₃-Konzentration-Dauer-Kurven. Kurzbericht. Oekotoxzentrum, Eawag*
- [6] Emerson, K. et al. (1975): *Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. J. Fish Res. Bd. Can. 32: 2379–2383*
- [7] AGW (heute AWEL), Sektion Limnologie (1995): *Wasserqualität in der Kempt 1994/1995. Tagesverlauf chemischer und physikalischer Parameter vor der Mündung in die Töss*
- [8] AGW (heute AWEL), Sektion Limnologie (1999): *Tagesverlauf chemischer und physikalischer Parameter in der Glatt bei Niederhöri*
- [9] Krejci, V. et al. (2004): *Akute Ammoniak- und hydraulische Beeinträchtigungen. gwa 9/2004: 671–679*