

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Korrosions- und Geruchsprobleme in der Kanalisation

Band 205 - Wien 2007

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 205

Korrosions- und Geruchsprobleme in der Kanalisation

ÖWAV - Seminar - Wien 2007

TU Wien

20. Juni 2007

Herausgeber

Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Norbert Matsché

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement

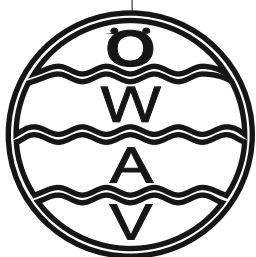
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien



BM für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

Stubenring 1
1012 Wien

lebensministerium.at

Gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2007

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-097-5

Inhaltsverzeichnis

Norbert Matsché	1 - 28
Chemische und mikrobiologische Grundlagen von Geruch und Korrosion in der Kanalisation	
Franz-Bernd Frechen	29 - 41
Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen: Grundlagen, Messtechnik, Emissionspotenziale	
Paul Linhardt	43 - 56
Korrosion bei Abwasserableitung und –reinigung	
Gottfried Kolbe	57 - 70
Planung und Errichtung von Abwasserdruckleitungen	
Christof Giefing	71 - 83
Betrieb von Abwasserdruckleitungen	
Fátima Bertrán de Lis	85 - 106
Möglichkeiten der Bekämpfung von Geruch und Korrosion in der Kanalisation	
Heidi Schaar	107 - 127
Versuche zur Ermittlung des Geruchsbildungspotenzials des Abwassers eines kartoffelverarbeitenden Betriebes nach der Mischung mit häuslichem Abwasser	
Guido Kuhn, Jan Hilmers, Weissenberger	129 - 138
Entwicklung von Dosiermodellen zur Bekämpfung von Geruch und Korrosion	

Alexander Jereb	139 - 155
Ionische Eisenprodukte und ihre vielfältige Wirkung beim Einsatz zur Kanalgeruchsbekämpfung – Theorie und Praxis	
Alexander Frank	157 - 167
Geruchs- und Korrosionsbekämpfung mit Eisennitrat	
Jörg Hagemann	169 - 176
Effektive Geruchsbekämpfung in Kanalsystemen	
Wolfgang Bühler	177 - 192
Abwasserdruckleitungen mit Druckluftspülung	
Ernst Ehret, Thomas Kühl	193 - 212
Pneumatische Abwasserförderanlagen	
Ernis Saračević	213 - 231
Erfahrungen aus der praktischen Anwendung verschiedener Methoden zur Geruchsbekämpfung in Abwasserdruckleitungen	

Vorwort

In Gebieten mit zu geringem Gefälle, wird Abwasser häufig mittels Druckrohrleitungen zur Kläranlage gepumpt. Da das Abwasser in den Druckrohrleitungen keinen Kontakt mit der Atmosphäre hat, wird der Sauerstoff durch mikrobiologische und chemische Prozesse sehr rasch verbraucht. Unter längeren sauerstofffreien Bedingungen haben alle organisch belasteten Abwässer die Tendenz, anzufaulen und Schwefelwasserstoff zu bilden. Beim Austritt dieses angefaulten Abwassers entweicht der gebildete Schwefelwasserstoff in die Atmosphäre, wodurch es zu intensiver Geruchsbelästigung kommen kann. Der austretende Schwefelwasserstoff verursacht Korrosionsprobleme in der Kanalisation und auf Kläranlagen. Die allgemeine Problematik dieser Vorgänge und deren Vermeidung wurde im Forschungsprojekt KUGPIA (Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen) behandelt und in einem Seminar am 20.06.2007 vorgestellt und mit der Fachwelt diskutiert. Dabei wurden die Ergebnisse der Studie mit Ausführungen über die Geruchsproblematik und über Korrosionsprobleme von beigezogenen Experten ergänzt. Die Beiträge der zum Großteil in das Projekt eingebundenen Fachfirmen zeigen den allgemeinen Erfahrungsstand auf diesem Gebiet. Hauptsächlicher Inhalt sind jedoch die bei der Bearbeitung des Projektes erzielten Erfahrungen mit den unterschiedlichen Verfahren und deren praktische, ökonomische und ökologische Auswirkungen.

Mein Dank gilt allen Vortragenden für die Ausarbeitung der schriftlichen Beiträge, sowie dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft für die finanzielle Unterstützung bei der Drucklegung im Rahmen der „Wiener Mitteilungen“. Abschließend sei nochmals den Förderern des Projektes (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Kommunalkredit Austria AG, Bundesland Burgenland, Bundesland Niederösterreich und Bundesland Steiermark) sowie den mitwirkenden Kläranlagen bzw. Abwasserverbänden (Abwasserbeseitigungsanlage Guntramsdorf, Abwasserverband Fürstenfeld, Abwasserverband Seewinkel, Reinhaltungsverband Region Neusiedler See – Westufer) für die gute Zusammenarbeit gedankt.

Wien, im Juni 2007

N. Matsché

Chemische und mikrobiologische Grundlagen von Geruch und Korrosion in der Kanalisation

N.Matsché, E.Saracevic

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und
Abfallwirtschaft der TU Wien

1 Einführung

Bei unzureichenden Gefällsverhältnissen wird Abwasser häufig mittels Druckrohrleitungen gepumpt. Da das Abwasser in den Druckrohrleitungen keinen Kontakt mit der Atmosphäre hat, wird der Sauerstoff durch mikrobiologische und chemische Prozesse sehr rasch verbraucht.

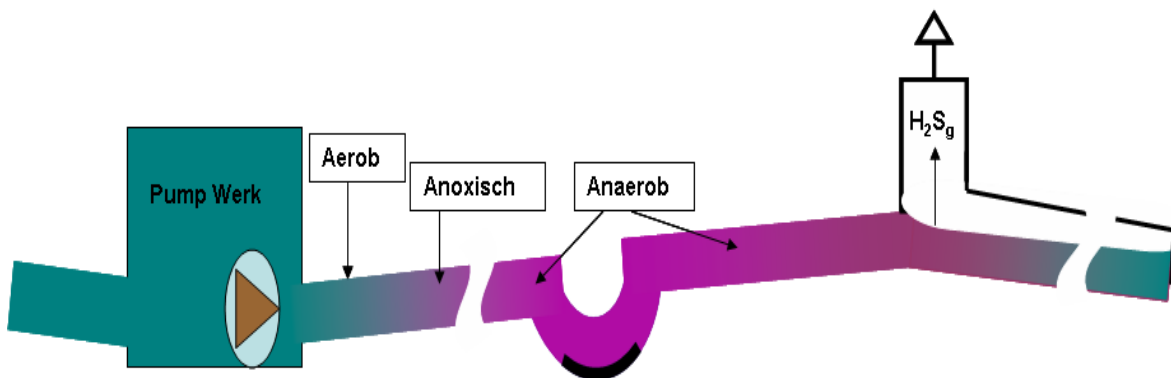


Abbildung 1: Stoffumsetzung bei verschiedenen Oxidationszuständen

Daher besteht in diesen Druckleitungen zu Beginn ein aerober Bereich, gefolgt von einem anoxischen Abschnitt, in dem allfällig vorhandenes Nitrat umgesetzt wird. Auch Nitrat, das meist aus dem Trinkwasser oder Infiltrationswasser stammt, wird schnell denitrifiziert. Danach folgt ein mehr oder weniger langer sauerstoff- und nitratfreier anaerober Bereich, in dem es zur Senkung des Redoxpotentials und zu ungewollten Umsetzungen kommt (Abb. 1).

Diese Umsetzungen werden hauptsächlich von Bakterien verursacht, die als Biofilm an den Rohrwandungen sitzen und deren Stoffwechsel durch unterschiedliche Redoxpotenziale, die sich in der Leitung einstellen, gesteuert. Ganz analoge Vorgänge finden auch in Schlammablagerungen von natürlichen Gewässern statt und können folgendermaßen charakterisiert werden (Abb. 2)

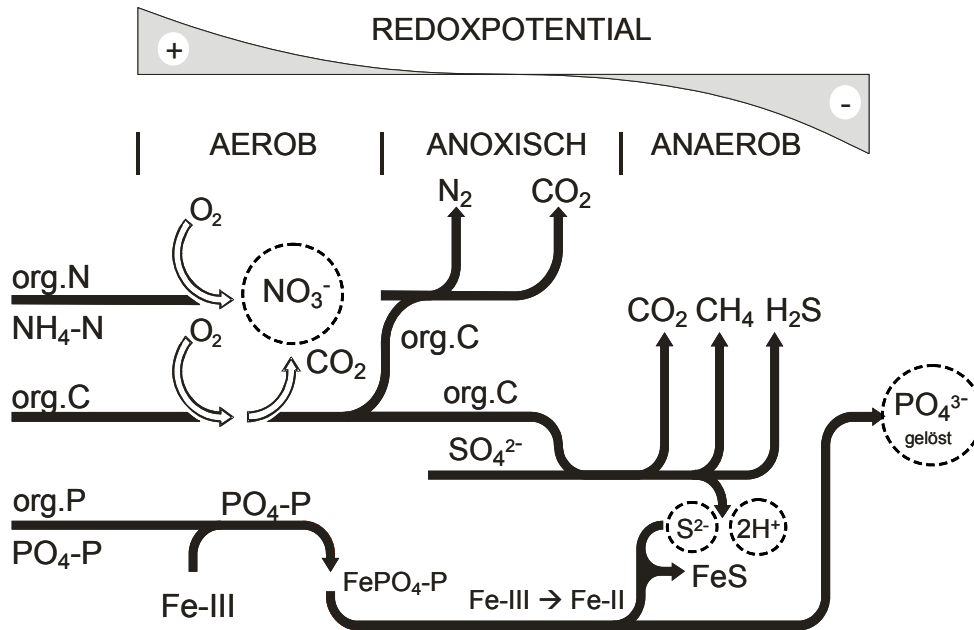


Abbildung 2: Stoffumsetzung bei verschiedenen Redoxpotenzialen (Spatzierer, 1985)

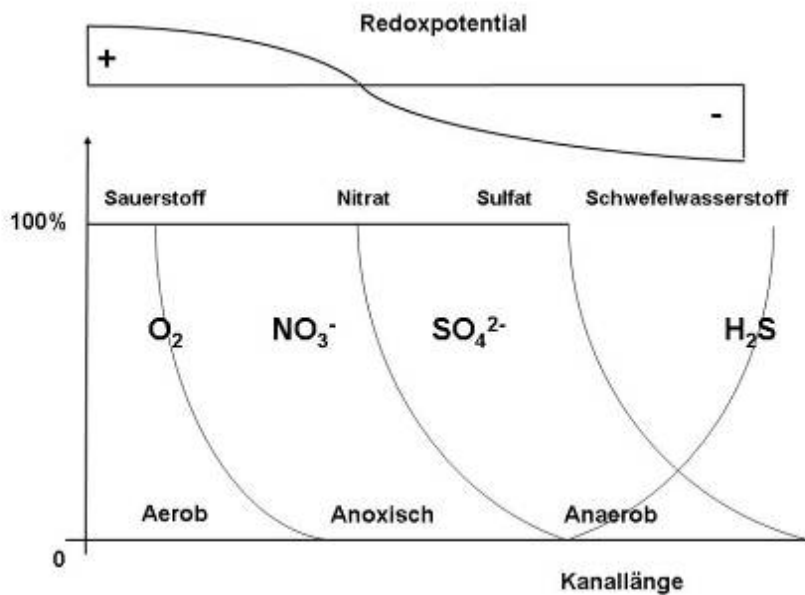


Abbildung 3: Reaktionsablauf in Druckleitungen (Saracevic, 2005)

Nach dem Verbrauch von gelöstem Sauerstoff und vorhandenem Nitrat sinkt das Redoxpotential und es kommt zu einer Desulfurikation (H_2S Entwicklung) und der Bildung von anaeroben Abbauprodukten organischer Verbindungen. Wenn es am Ende der Druckrohrleitungen zu einer plötzlichen Druckverminderung kommt, kann Schwefelwasserstoff austreten und in einem nachfolgenden Freispiegelkanal über diverse Öffnungen ins Freie gelangen. Durch die Sulfidentwicklung in den Abwasserbauwerken können in der Folge viele verschiedene Probleme entstehen:

- Fragen der Arbeitssicherheit (H_2S ist toxisch)
- Geruchsbelästigung
- Korrosion von Bau und Werkstoffen.
- Schwierigkeiten bei der Abwasserreinigung (Blähschlamm)

Wegen des vermehrten Auftretens dieser Probleme und der unzureichenden wissenschaftlichen Untersuchungen bzw. Erfahrungen in Österreich, ergab sich ein Handlungs- und Forschungsbedarf und es wurde das Projekt KUGPIA (**K**orrosions- und **G**eruchsprobleme in **A**bwasserdruckleitungen) ins Leben gerufen.

Neben der Sulfatreduktion kann ein zweiter Prozess ablaufen, nämlich die Bildung von organischen Säuren. Säurebakterien aus dem Abwasser setzen organisches Material in verschiedene Säuren (z.B. Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure) um. Diese Säuren senken den pH-Wert von angefaultem Abwasser, der bekanntlich häufig Werte unter pH 7 annimmt, wodurch es zu einer verstärkten Geruchsbelästigung kommen kann. Das Geruchsproblem ist sehr verbreitet und häufig versucht man, es mit gezielten Maßnahmen wie z.B. Erfassung und Reinigung der Abluft, in Griff zu bekommen. Oft sind diese Maßnahmen jedoch nur begrenzt wirksam, sodass es notwendig ist, andere Methoden und Lösungen zu finden.

Schwefelwasserstoff bildet nicht nur wegen seines intensiven Geruchs Probleme, sondern verursacht auch durch die Oxidation zu Schwefelsäure intensive Probleme durch Korrosion. Wo das Abwasser mit der Atmosphäre in Kontakt treten kann und Schwefelwasserstoff sich im Kondenswasser, das keinerlei Pufferung aufweist, löst, siedeln sich Bakterien an, die Schwefelwasserstoff zu Schwefelsäure oxidieren wobei häufig pH-Werte zwischen 1 bis 2 auftreten können. Dadurch können vor allem in Kanälen aus

Beton starke Schädigungen auftreten, die bis zur Zerstörung von Pumpwerken und ganzen Kanalsystemen führen können.

Aus diesem Grunde wurde Schwefelwasserstoff als Indikator für anaerobe Prozesse in Druckleitungen und als Parameter zur Verfolgung dieser Prozesse im Projekt KUGPIA behandelt.

Folgende Fragen sollten im gegenständlichen Projekt behandelt werden:

- Ursachen der Entstehung von korrosions- und geruchsbildenden Prozessen in Druckleitungen
- Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und biogener Betonkorrosion
- Aussagen über Dauerhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit von getroffenen Maßnahmen
- Reduktion von gesundheitsgefährdenden H_2S -Emissionen für das Kläranlagenpersonal
- Empfehlungen für Planung, Herstellung und Betrieb von Druckleitungen

2 Anaerobe Umsetzungen in Abwasserdruckleitungen

2.1 Bildung von Schwefelwasserstoff

Schwefelwasserstoff ist ubiquitär; er entsteht überall dort, wo es bei Fäulnisprozessen zum biochemischen Abbau von schwefelhaltigen Stoffen kommt. Es gibt auch abiotische Quellen von Sulfiden wie Boden und Gesteinsminerale und sulfidreiche Wasserquellen.

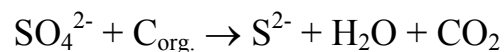
Die sulfatreduzierenden Bakterien (SRB), auch als Desulfurikanten oder sulfidogene Bakterien bezeichnet, stammen aus unterschiedlichsten Familien bzw. Genera und weisen einen vielseitigen und flexiblen Metabolismus auf. Sie galten ursprünglich als obligat anaerob, aber mittlerweile belegen Studien, dass sie mit Hilfe einer Reihe von Schutzmechanismen aerobe Bedingungen

überdauern können (Loy, 2003). Es konnte allerdings bislang noch kein aerobes Wachstum sulfatreduzierender Reinkulturen festgestellt werden.

Bezüglich der Energie- und der Kohlenstoffquelle finden sich unter den sulfidogenen Bakterien die unterschiedlichsten Formen. Es kommen sowohl hetero- als auch autotrophe Spezies vor.

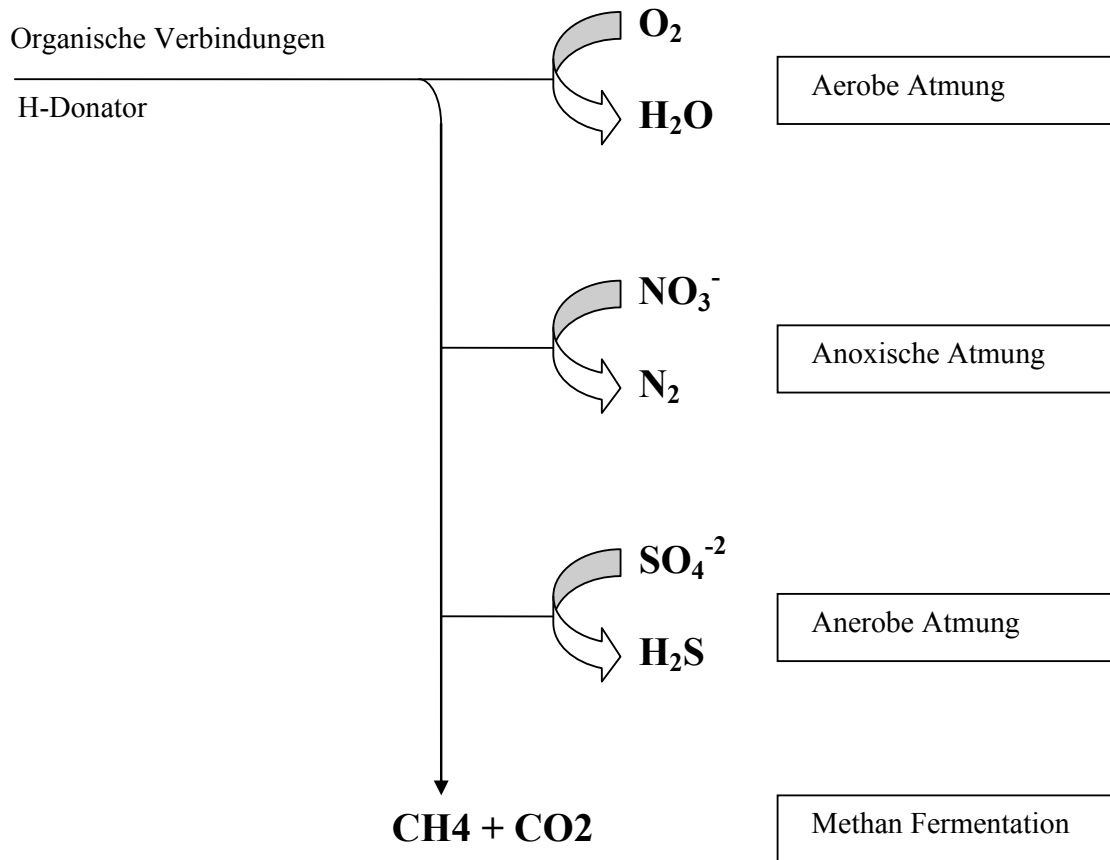
Sulfatreduzierende Bakterien sind salztolerant und können bei pH 5 – 9,5 und über ein relativ breites Temperaturspektrum (5 - 75°C) vorkommen. Als günstiges Redoxpotential für Sulfatreduzenten gilt der Bereich von -150 bis -200 mV (Bitton, 1999).

Als Substrat nutzen Sulfatreduzenten neben Wasserstoff auch einfache niedermolekulare Verbindungen, die z.B. beim anaeroben Abbau von Biomasse entstehen: Acetat, Butyrat Ethanol, Formiat, Lactat, Propionat, sowie höhere Fettsäuren und Alkohole (Schlegel, 1981). Cytochrome sind am Prozess beteiligt und der im Sulfat gebundene Sauerstoff dient als Wasserstoffakzeptor. Sulfat wird dabei zu Sulfid reduziert, das als H_2S freigesetzt werden kann.



Schwefelwasserstoff wird biochemisch sowohl assimilatorisch als auch dissimilatorisch gebildet. Bei der assimilatorischen Sulfatreduktion wird Schwefelwasserstoff von proteolithischen Bakterien für die Synthese schwefelhaltiger Aminosäuren gebildet und kaum als H_2S freigesetzt. Die assimilatorische Sulfatreduktion ist energieaufwändiger als die dissimilatorische. Bei der dissimilatorischen Sulfatreduktion, reagieren organischen Säuren mit Sulfat, wobei Schwefelwasserstoff als Nebenprodukt freigesetzt wird.

Eine übersichtliche Darstellung der maßgeblichen biologischen Umsetzungen zeigt Abb. 4



Umgebung		ΔG [kcal]
Aerob	$\text{CH}_3\text{COOH} + 2 \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{CO}_2 + 2 \text{H}_2\text{O}$	-206,4
Anoxisch	$\text{CH}_3\text{COOH} + 8/5 \text{NO}_3^- \rightarrow 8/5 \text{HCO}_3^- + 4/5 \text{N}_2 + 2/5 \text{CO}_2 + 6/5 \text{H}_2\text{O}$	-192,5
Anaerob	$\text{CH}_3\text{COOH} + \text{SO}_4^{-2} \rightarrow 2 \text{CO}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} + \text{S}^{-2}$	-9,1
	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$	-10,9

Abbildung 4: Biologische Umsetzungen unter aeroben, anoxischen und anaeroben Bedingungen

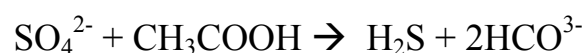
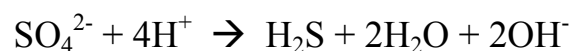
In Abwasserkanälen sind die sulfatreduzierenden Bakterien in der anaeroben Schicht, der so genannten Sielhaut, einem Biofilm aus Bakterien und Pilzen, die sich an der inneren Oberfläche des Kanals ausbildet, anzutreffen.

Die Sielhaut bildet sich sowohl auf rauen als auch auf glatten Rohroberflächen und es wurde in mehreren Untersuchungen kein signifikanter Unterschied zwischen den getesteten Rohrmaterialien (Tonrohre, Asbestzement, PVC) auf die Sielhautbildung festgestellt. Sielhautuntersuchungen zeigen, dass sowohl die Dicke als auch die Zusammensetzung und Aktivität der Mikroorganismen sehr stark variiert. Es wurde ein jahreszeitlich unterschiedliche Sielhaut mit einer Dicke von 0,1 bis 1,5 mm, Trockensubstanz von 12 bis 42% und Glühverlust von 13 bis 80% festgestellt.

Die H₂S-Produktion hängt u. a. von folgenden Faktoren ab:

- pH-Wert
- Temperatur
- Abwassermenge, Fließstrecke, und -zeit, Oberfläche des Biofilms,
- Rohrdurchmesser
- Baustrukturen (Pumpwerke und Druckrohrleitungen)

Die Reaktionsprodukte der Desulfurikations Prozesses führen zu einem pH-Anstieg:



Das produzierte Gesamtsulfid setzt sich aus Sulfid (S²⁻), Hydrogensulfid (HS⁻) und undissoziiertem Schwefelwasserstoff (H₂S) zusammen. Die Anteile hängen entsprechend der Dissoziationsgleichgewichte vom pH-Wert ab. So ist auch die Beobachtung zu erklären, dass die Neigung zu Geruchsbelästigungen in einem gewissen Umfang mit dem Pufferungsvermögen des kommunalen Abwassers, also mit der Härte des im Entwässerungsgebiet zur Verfügung stehenden Trinkwassers zusammenhängt. Die Temperatur ist ein wesentlicher Faktor, weil die biogene Aktivität mit der Temperatur stark zunimmt (ein Temperaturanstieg um 10°C verursacht eine Verdoppelung der biologischen Aktivität) und daher bei höheren Temperaturen mehr Sulfid gebildet wird, während gleichzeitig die Löslichkeit von Sauerstoff und Schwefelwasserstoff sinkt.

Dadurch ist weniger Sauerstoff im Abwasser, es kommt schneller zu anaeroben Verhältnissen und Schwefelwasserstoff gas verstärkt aus dem Abwasser aus.

Bei kritischen Verhältnissen wirkt die Reduzierung der Schmutzwassermenge durch Wassersparen (z.B. Toilette, Waschmaschine) bei gleich bleibender Schmutzfracht verschärfend auf die Situation. Auch die zunehmende Versickerung von Regenwasser verstärkt das Problem, wenn die Spülwirkung auf die Kanalisation durch die geringere Mischwassermenge sinkt und nicht betrieblich ausgeglichen wird.

Um die Sulfidentwicklung in der Druckleitungen voraus zu berechnen, wurden in vielen Untersuchungen verschiedene empirische Gleichungen entwickelt. Da viele Parameter, wie z.B. Temperatur, Aufenthaltszeit des Abwassers, sowie die Druckleitung Länge und Durchmesser der Druckleitung unterschiedlich starken Einfluss auf die Sulfidbildung haben, ist die Anwendbarkeit der vorgeschlagenen Gleichungen jedoch begrenzt und stets bei den gegebenen örtlichen Bedingungen erneut zu prüfen (Saracevic 2007). Einen allgemeinen Überblick über die biologischen Umsetzungen des Schwefels zeigt die Abb. 5

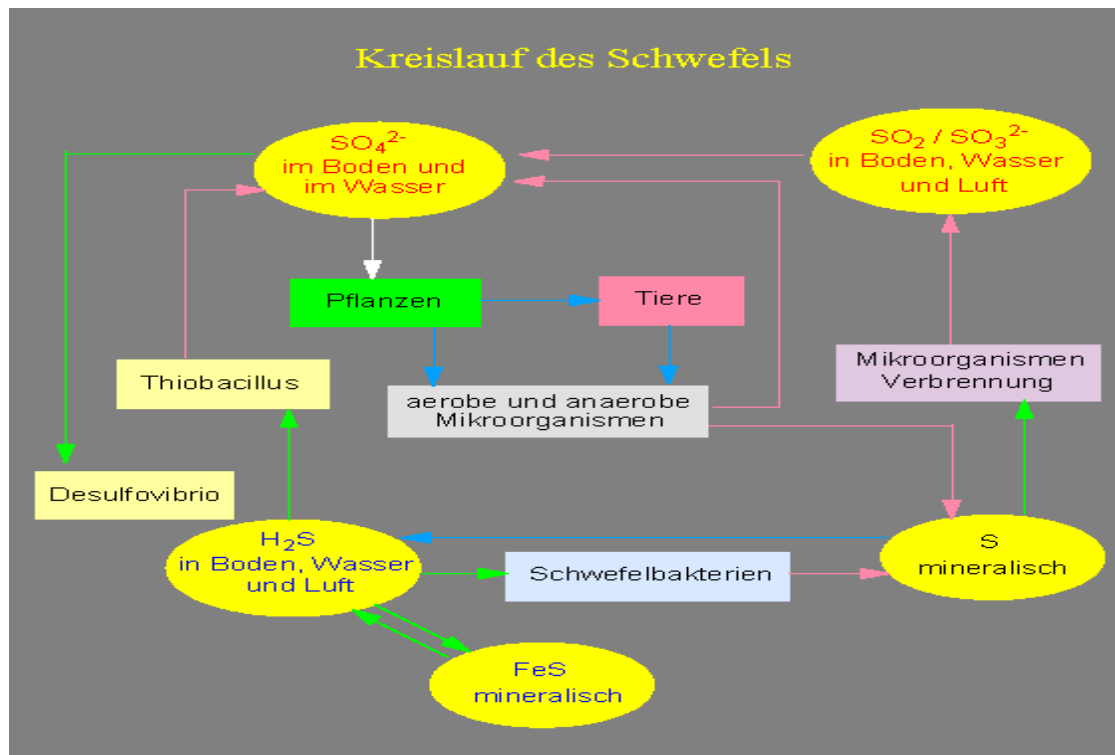


Abbildung 5: Kreislauf des Schwefels in der Natur

2.2 Chemische Eigenschaften von Schwefelwasserstoff

Schwefelwasserstoff ist unter Normalbedingungen ein farbloses, brennbares, nach faulen Eiern riechendes Gas. Es ist chemisch sehr reaktiv und wird an der Luft zu H_2O und SO_2 oxidiert. Unter Sauerstoffmangel endet die Reaktion bei elementarem Schwefel. Schwefelwasserstoff ist ein starkes Reduktionsmittel ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$) und weist eine Löslichkeit von 2,6 l/l H_2O (bei 20°C) auf.

Das Molekül H_2S (Abb. 6) besteht aus zwei Atomen Wasserstoff und einem Atom Schwefel und hat ein Molekulargewicht von 34,08 g. Schwefelwasserstoff ist schwerer als Luft (Dichte = 1,54 g/l) und kann sich daher bei geringer Turbulenz in Bodennähe anreichern.

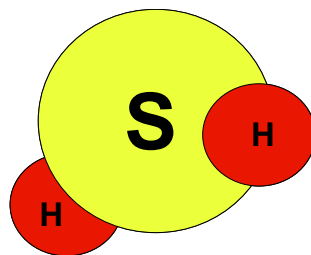
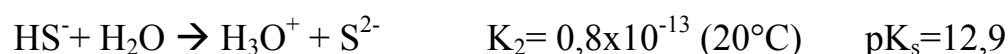


Abbildung 6: Modell des Schwefelwasserstoffmoleküls

Im Hinblick auf die chemische Struktur besteht eine große Ähnlichkeit zwischen Wasser und Schwefelwasserstoff. Auf Grund der unterschiedlichen Größe des Schwefel- und des Sauerstoffatoms ist die Polarität von Schwefelwasserstoff jedoch geringer. Damit kommen Wasserstoffbrücken zwischen Schwefelwasserstoff Molekülen nicht zu Stande, weshalb Schwefelwasserstoff trotz der im Vergleich zu Wasser deutlich höheren Molmasse als Wasser unter Normalbedingungen im gasförmigen Zustand vorliegt. In wässriger Lösung verhält sich Schwefelwasserstoff wie eine schwache zweibasige Säure, die in einem 1. Schritt zu Hydrogensulfid (HS^-) und weiter zu Sulfid (S^{2-}) dissoziiert.



In Abbildung 7 sind die drei Formen von gelöstem Schwefelwasserstoff in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. Bis zu einem pH-Wert von 5 liegt Schwefelwasserstoff überwiegend als gelöstes Gas vor. In einem Übergangsbereich zwischen pH 5 und pH 9 geht Schwefelwasserstoffgas in Hydrogensulfid über und bei pH 7 ist es jeweils zur Hälfte als H_2S und als HS^- -Ion vorhanden. Nur bei sehr hohem pH-Wert liegt Schwefelwasserstoff vorwiegend als Sulfid-Ion (S^{2-}) vor.

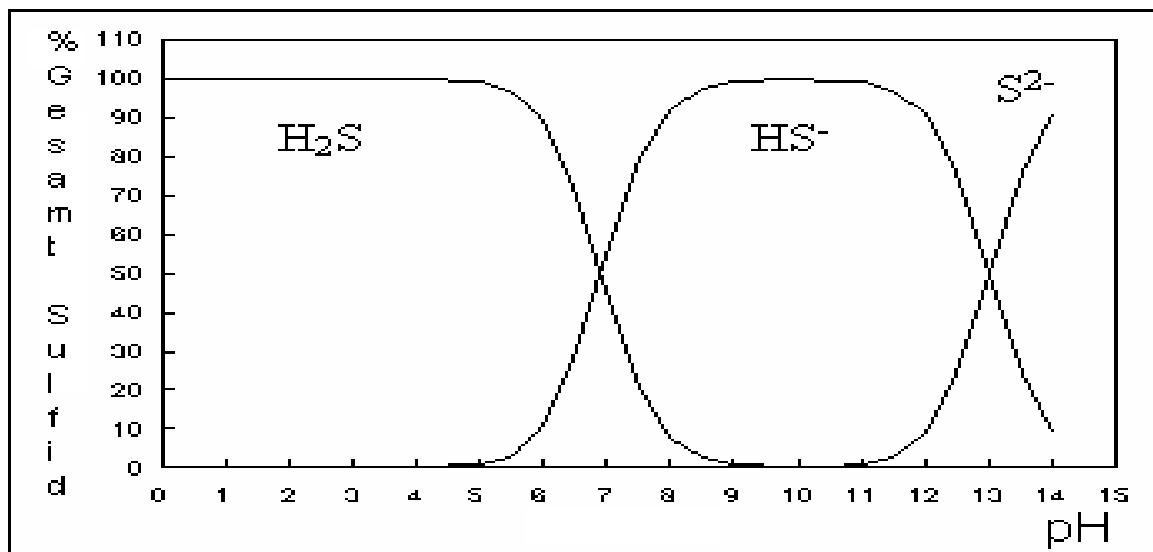


Abbildung 7: Einfluss des pH-Wertes auf das Sulfid Gleichgewicht

Genau genommen bezeichnet der Ausdruck „Sulfid“ nur das S^{2-} -Ion. In der Praxis wird „Sulfid“ jedoch häufig als Überbegriff für alle Stufen des Schwefelwasserstoffs (undissoziierter gelöster Schwefelwasserstoff H_2S , Hydrogensulfid HS^- und Sulfid S^{2-}) verwendet.

Je nach pH-Wert liegt also nur ein gewisser Anteil als gelöstes Schwefelwasserstoffgas vor. Außerdem sinkt die Löslichkeit von H_2S mit zunehmender Temperatur. Die Ausgasung von H_2S aus der wässrigen Phase (z.B. aus dem Abwasser) hängt daher stark vom pH-Wert und der Temperatur ab. Mit dem Geruchsinn wahrzunehmen ist nur das Schwefelwasserstoff-Gas. Die beiden Dissoziationsstufen von Schwefelwasserstoff (HS^- und S^{2-}), die nur in gelöster Form vorliegen, sind geruchlos. Somit tritt in einer Lösung mit pH-Wert > 8 selbst bei hohen Sulfidkonzentrationen kaum Geruch auf. Derart hohe

pH-Werte kommen im Abwasser nur selten vor, daher liegt Sulfid im Abwasser fast ausschließlich in Form von H_2S und HS^- vor.

Sulfide, die Salze des Schwefelwasserstoffs, sind nahezu wasserunlöslich. Ausnahmen bilden Sulfide der Hauptgruppen I und II (Alkali- und Erdalkalimetalle) und Ammoniumsulfid. Schwerlösliche Metallsulfide (FeS , CuS , ZnS , etc.) sind selbst in vielen Säuren unlöslich und können nur nach einem Säureaufschluss mit Königswasser analysiert werden.

2.3 Bestimmungsmethoden

Je nach Aggregatzustand und Dissoziationsstufe liegt Schwefelwasserstoff resp. Sulfid in unterschiedlicher Form vor und wird mit unterschiedlichen Methoden gemessen.

In der flüssigen Phase kann Sulfid als Gesamtsulfid, gelöstes H_2S oder S^{2-} Ion bestimmt werden, die Messung erfolgt mittels ionensensitiver, amperometrischer oder spektralphotometrischer Methode.

Da es sich beim Schwefelwasserstoff um einen leicht flüchtigen und auch gesundheitsgefährdenden Stoff handelt, ist eine exakte Vorgangsweise bei der Analytik notwendig, um repräsentative Messergebnisse zu erhalten.

Ist Schwefelwasserstoff in Lösung, so geht ein Teil solange in die Gasphase über, bis sich ein Gleichgewicht zwischen gelöstem H_2S und dem H_2S -Gehalt des Gases eingestellt hat. Durch das Ausgasen von H_2S und wegen der leichten Oxidierbarkeit des reduzierten Schwefels kann sich der Gehalt von Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff in einer Probe sehr schnell ändern.

Aufgrund der Eigenschaften von Schwefelwasserstoff (geringe Löslichkeit, stark pH-abhängige Konzentrationsveränderungen und chemische Reaktivität) sind sorgfältige Probenahme und Analyse wesentlich um reproduzierbare Messungen zu erreichen.

Für eine richtige Probnahme in der Gasphase ist ein definierbares Gasvolumen zu erfassen und auf kürzestem Weg unter Luftausschluss zu analysieren. Schwefelwasserstoff kann direkt gemessen werden. Alternativ kann Sulfid chemisch (z.B. mit Zn-Acetat, Cu-Sulfat) gebunden werden und mit einer

geeigneten Methode (photometrisch oder titrimetrisch) zu einem späteren Zeitraum analysiert werden. Bei einer kontinuierlichen Messung ist es notwendig, den Sensor optimal zu positionieren und definierte Strömungsverhältnisse zu schaffen.

Die Entnahme von Wasserproben für gelösten Schwefelwasserstoff soll blasenfrei und ohne Turbulenzen erfolgen, damit möglichst wenig Schwefelwasserstoff in die Gasphase entweichen kann und kein Sauerstoff eingetragen wird. Für eine gute Erfassung des gelösten Schwefelwasserstoffs sind praktisch nur Stichproben geeignet. Konservierung, Transport oder Lagerung der Probe führen zu einem verfälschten Ergebnis, die Konzentration von Schwefelwasserstoff verändert sich während der Lagerzeit (Minderbefunde, Mehrbefunde, siehe Abbildung 11) (Saracevic, 2005 a).

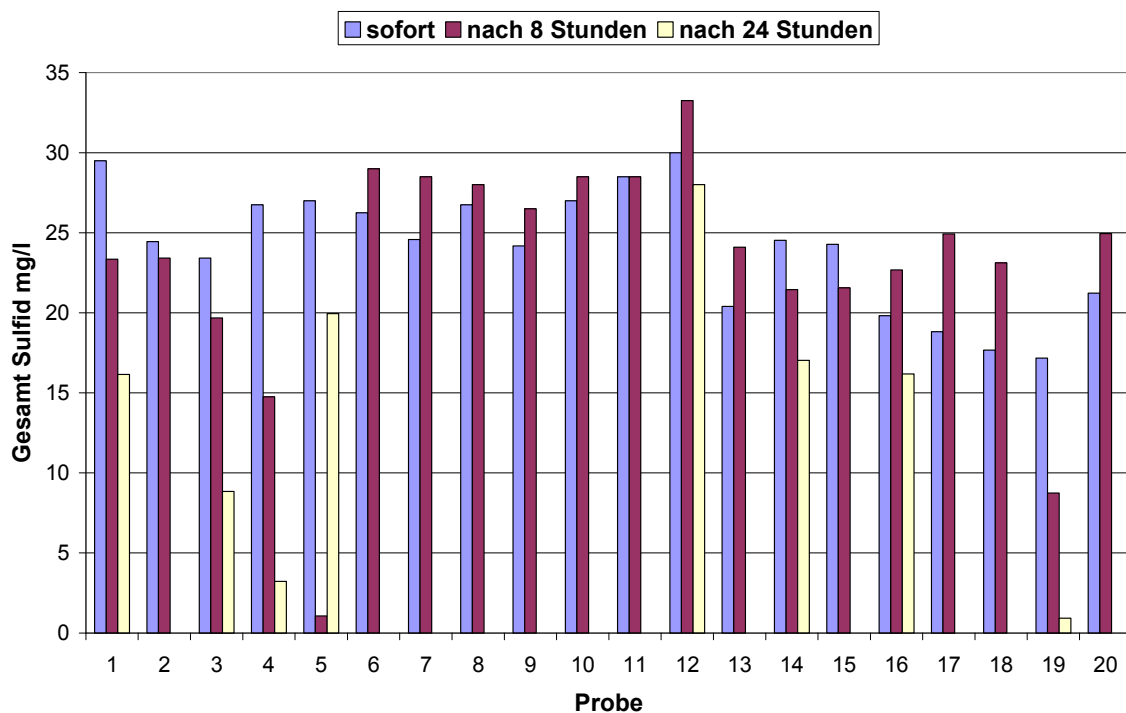


Abbildung 8: Messwerte für Gesamt-Sulfid nach unterschiedlichen Proben-Lagerzeiten (ohne Konservierung)

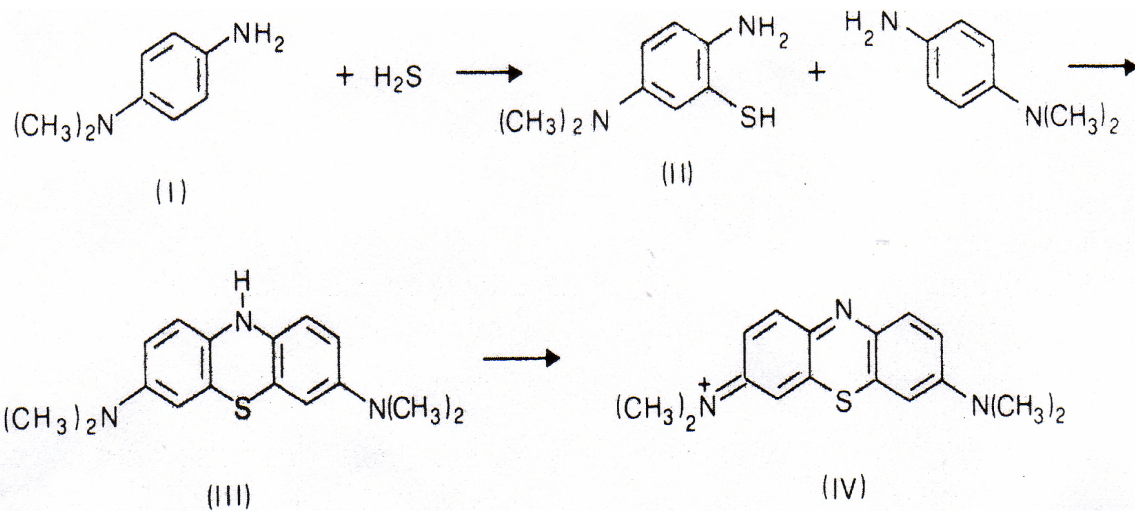
Der einfachste qualitative Nachweis von Schwefelwasserstoff, ist die olfaktometrische/olfaktorische Bestimmung.

Zu riechen ist Schwefelwasserstoff nur als Gas. Die Geruchsschwelle liegt zwischen 0,002 bis 0,15 ppm H₂S in der Atmosphäre.

Eine weitere Möglichkeit ist die Bestimmung mit einem in Bleiacetat getränktem Papier, welches sich bei Anwesenheit von gasförmigem Schwefelwasserstoff dunkelgrau glänzend verfärbt (Entstehung von Bleisulfid).

Die quantitative spektralphotometrische Sulfidbestimmung erfolgt nach der Metylenblaumethode (DIN 38 405-Teil 26). Bei dieser Methode wird die Gesamtmenge an in der Probe vorliegendem Sulfid, d. h. das gesamte gelöste Sulfid (Gesamt-Sulfid) sowie das ungelöste säurelösliche Sulfid (z.B. FeS) bestimmt.

Das Messprinzip beruht auf einer Reaktion von Schwefelwasserstoff mit N,N-Dimethyl-1,4-phenylendiamin (DMPD, I) über die Zwischenverbindung 3-Mercapto-N,N-Dimethyl-1,4-phenylendiamin (II) zum farblosen Leucomethylenblau (III), welches durch Fe³⁺ zu Metylenblau (IV) oxidiert wird. Metylenblau absorbiert Licht der Wellenlänge 665 nm und wird photometrisch bestimmt.



Der Messbereich für die Metylenblaumethode beschränkt sich auf 0,06 bis 2 mg H₂S/l (ohne Verdünnung). In trüben Proben ist das Verfahren nicht ohne Filtration anwendbar.

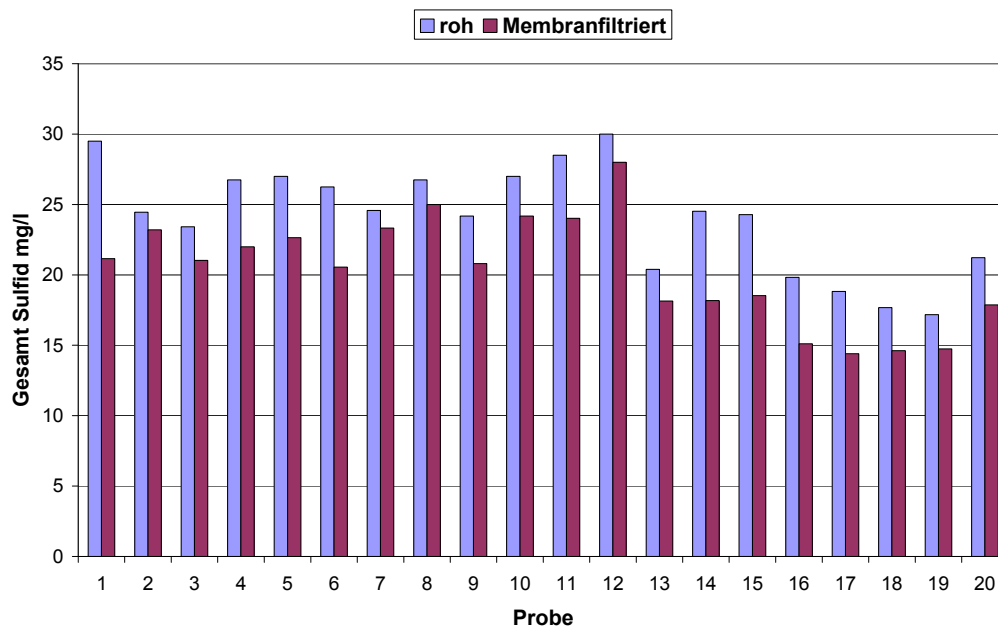
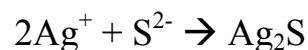


Abbildung 9: Sulfidgehalt von unterschiedlichen Proben ohne bzw. nach Membranfiltration.

Die Genauigkeit (Standardabweichungen bei spektralphotometrischer Sulfidbestimmung von 5-10 %, in Ringversuchen häufig noch darüber) kann durch Parallelbestimmungen erhöht werden.

Die ionensensitive Messung ist eine Möglichkeit, Sulfid in situ ohne Probenahme zu bestimmen. Bei dieser Messung wird die Aktivität der Sulfidionen (S^{2-}) in der Lösung ermittelt, und nicht direkt die Ionenkonzentration. Die Ionenstärke der Lösung beeinflusst das Messergebnis.

Die Sonde arbeitet nach dem potentiometrischen Messprinzip. Eine Messelektrode ist mit einer speziellen Festmembrane aus schwerlöslichen Salzen (Ag_2S) bestückt und mit einem Elektrolyt gefüllt. Die in der Lösung vorhandenen Sulfid Ionen reagieren mit der Festkörperoberfläche und verursachen damit eine Potentialänderung an der Messelektrode .



Die Potentialdifferenz zwischen Mess- und Referenzelektrode ist also ein Maß für die Ionenaktivität. Querempfindlichkeiten und Störungen in der Praxis werden v. a. durch Cl^- -Ionen verursacht. Die ionensensitive Messung ist eine Möglichkeit, Sulfid in situ ohne Probenahme zu bestimmen.

Praktische Anwendungen zeigen, dass die Schwefelwasserstoffmessung mit ionensensitiven Elektroden wartungsintensiv und nur begrenzt genau ist. Es ist schwierig über längere Zeit reproduzierbare Werte zu erhalten. Nur mit genauen pH-Wertmessungen, regelmäßiger Wartung (1-2 mal pro Woche) und definierter Fließgeschwindigkeit des Messmediums ist es möglich, eine Genauigkeit von $\pm 15\%$ und eine untere Bestimmungsgrenze von ca. 0,2 mg/l zu erreichen (Abbildung 10).

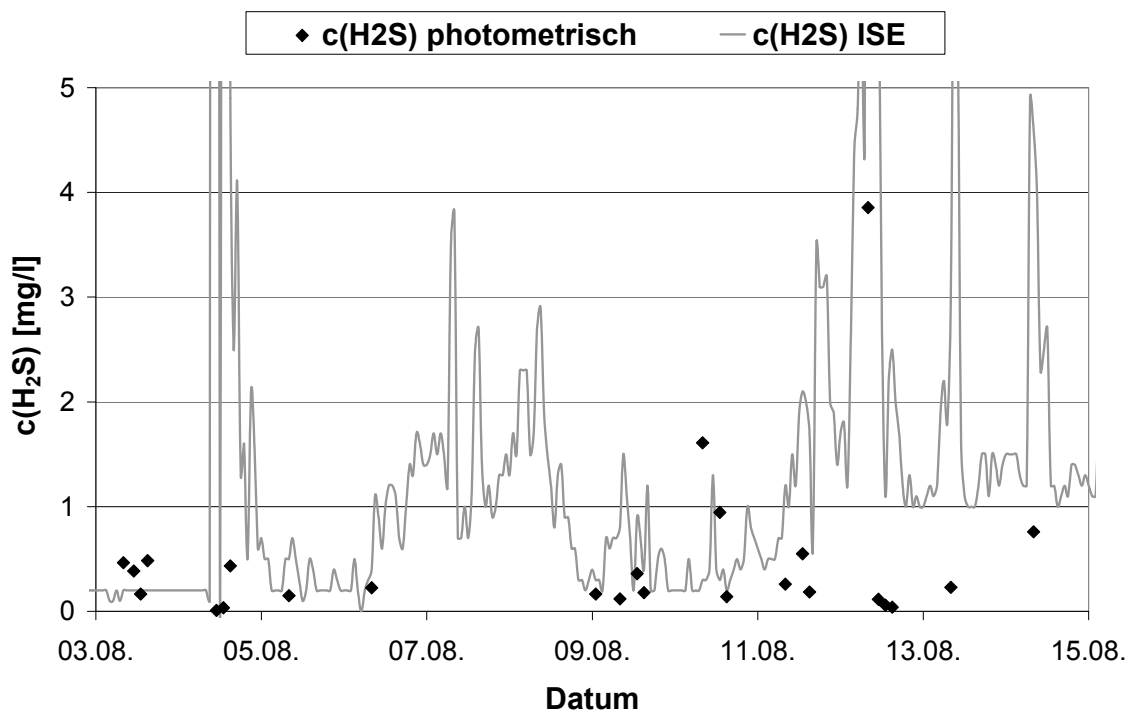


Abbildung 10: Vergleich ISE mit photometrischer Schwefelwasserstoffmessung

Diese Messung ist zwar die einfachste Sulfid In-situ Messung, kann aber nur bei Akzeptanz einer begrenzten Genauigkeit eingesetzt werden. Wenn die Möglichkeit besteht, sollte bei der Gesamt-Sulfid-Messung die photometrische Methode der ionensensitiven Messmethode vorgezogen werden (Saracevic, 2005b).

Messung in der Gasphase

Die einfachste und kostengünstigste Methode zur Bestimmung von höheren Schwefelwasserstoffkonzentrationen in der Gasphase ist die Messung mit Gasmessröhrchen.

Sulfidhaltiges Gas wird durch das Prüfröhrchen gesaugt und dabei verfärbt sich die bleihaltige Schicht im Röhren dunkelbraun.



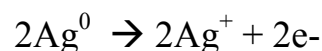
Eine Schwierigkeit besteht darin, dass es sich dabei um Messung von Stichproben handelt und dass ein repräsentatives Gasvolumen erfasst werden muss. Durch die Probenahme (z.B. beim Öffnen einer Schachtabdeckung) kann es bereits zu einer Verfälschung der Probe kommen.

Stand der Technik bei der kontinuierlichen Schwefelwasserstoffdetektion in Gasphasen sind elektrochemische, vor allem amperometrische oder potentiometrische Messungen.

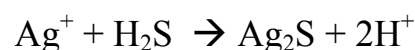
Amperometrische Gassensoren bestehen aus Messzellen die mit einer hydrophoben Diffusionsmembran bedeckt und mit Elektrolyt gefüllt sind, in dem sich die Arbeits-, Referenz- und Gegenelektroden befinden.

Das Gas diffundiert über die Membrane in den Elektrolyten des Sensors und wird dort an der Messelektrode elektrochemisch umgesetzt. Der zwischen Messelektrode und Gegenelektrode gemessene Stromfluss ist proportional zur Gaskonzentration.

Verschiedene Hersteller bieten unterschiedliche Elektrodentypen an. Bei einem Typ befindet sich im Elektrolyten ein hochdispersiver Silberkatalysator. Zwischen Referenz- und Messelektrode wird in der Messzelle eine konstante Spannung (Arbeitspotential) angelegt, wodurch an der Messelektrode eine geringe, für den Messvorgang jedoch ausreichende Ag^+ Konzentration eingestellt wird.

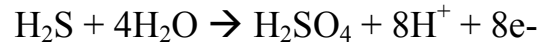


Bei Anwesenheit von Schwefelwasserstoff wird Silbersulfid gebildet:



Die Silberionen werden an der Messelektrode nachgeliefert, wobei pro Silberion eine Elektronenladung auf der Elektrode verbleibt. Der Stromfluss ist ein Maß für die Menge von Ag_2S bzw. Schwefelwasserstoff.

Bei einer anderen Art ist die Messzelle mit einer Salzlösung als Elektrolyt gefüllt und das Potential der Messelektrode ist so gewählt, dass der Schwefelwasserstoff gemäß der Reaktionsgleichung



zu Schwefelsäure oxidiert wird. Der verbrauchte Strom für die Gleichgewichtsherstellung ist proportional zur Schwefelwasserstoffkonzentration. Das Messprinzip ist nicht selektiv, da andere Begleitgase wie H_2 , SO_2 oder CO_2 ebenfalls ein Signal erzeugen. Daher wird dieser Sensor nur dann sinnvoll eingesetzt, wenn die Begleitgase in vernachlässigbarer Konzentration auftreten.

Vorteile von amperometrischen Sensoren sind eine hohe Selektivität und die Möglichkeit viele Parameter (Typ der Diffusionsmembran, des Katalysators, Modifikation des Elektrolyten und Variation des Potentials) zu variieren und so die Selektivität des Sensors zu beeinflussen.

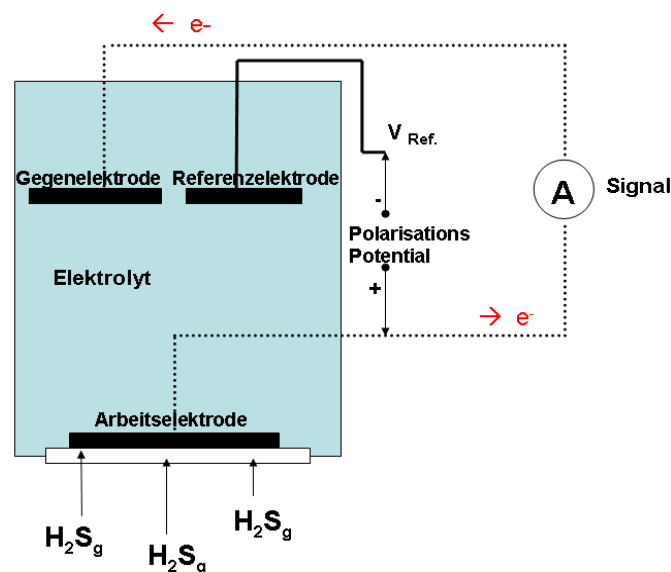


Abbildung 11: Querschnitt durch eine elektrochemische Zelle zum Nachweis von H_2S_g (Saracevic2005a)

Die Messbereiche liegen in der Regel im Bereich von 0-150, 0-500 oder 0-1000 ppm. Der Unterschied liegt meist nicht in der Elektrode selbst sondern nur im oberen Grenzwert des Ausgabegerätes.

Die Nachteile der Sensoren für Schwefelwasserstoff bestehen darin, dass sie oft für die Raumluftüberwachung mit niedrigen Konzentrationen in trockener Atmosphäre konstruiert sind. Wegen der großen Ungenauigkeit dienen sie oft nur als Warngeräte und sind für analytische Messungen ungeeignet. Elektrolyt und Elektrode werden während kontinuierlichen Messungen bei höheren Schwefelwasserstoffkonzentrationen schneller verbraucht und diese Verschleisserscheinungen haben erhebliche Auswirkungen auf die Messgenauigkeit. Schwefelwasserstoff besitzt eine höhere Dichte als Luft und dadurch verändert sich dessen Konzentration in der Atmosphäre mit unterschiedlicher Höhe, z.B. kann die Konzentration in einem Schacht innerhalb von nur einem Meter um 50% schwanken. Um auswertbare Ergebnisse zu erhalten, muss der Sensor exakt positioniert sein und ein konstantes Luft-Volumen soll während der Messkampagne eingehalten werden.

Abb. 12 zeigt das Beispiel einer adaptierten Messstelle für den Einsatz von Gassensoren. Durch die Abdeckung des Übernahmeschachtes wurde versucht, während der Messung ein definiertes Luftvolumen im Zulaufschacht zu erfassen.

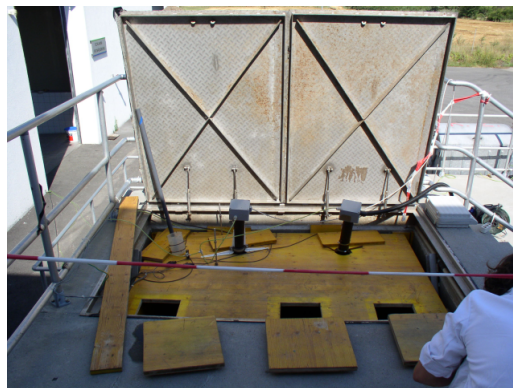
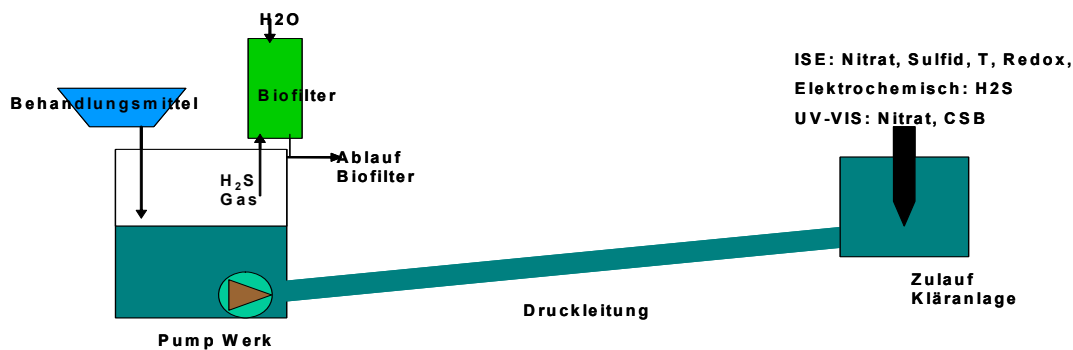


Abbildung 12: Adaptierte Stelle für H₂Sg Messung

Die Messung von H_2S_g ist eine wichtige Maßnahme zum gesundheitlichen Schutz der Menschen. Dabei ist zu beachten, dass die Konzentrationen bei der Messung in der Atmosphäre bei fast Null liegen können, obwohl in der Lösung erhebliche Schwefelwasserstoffkonzentrationen vorliegen (z.B. in **Abb.13**, bis zu 7 mg/l) (Saracevic, 2005a).

Das Potential zur H_2S -Ausgasung ist demnach vorhanden und kann an einer anderen Stelle zum Tragen kommen.

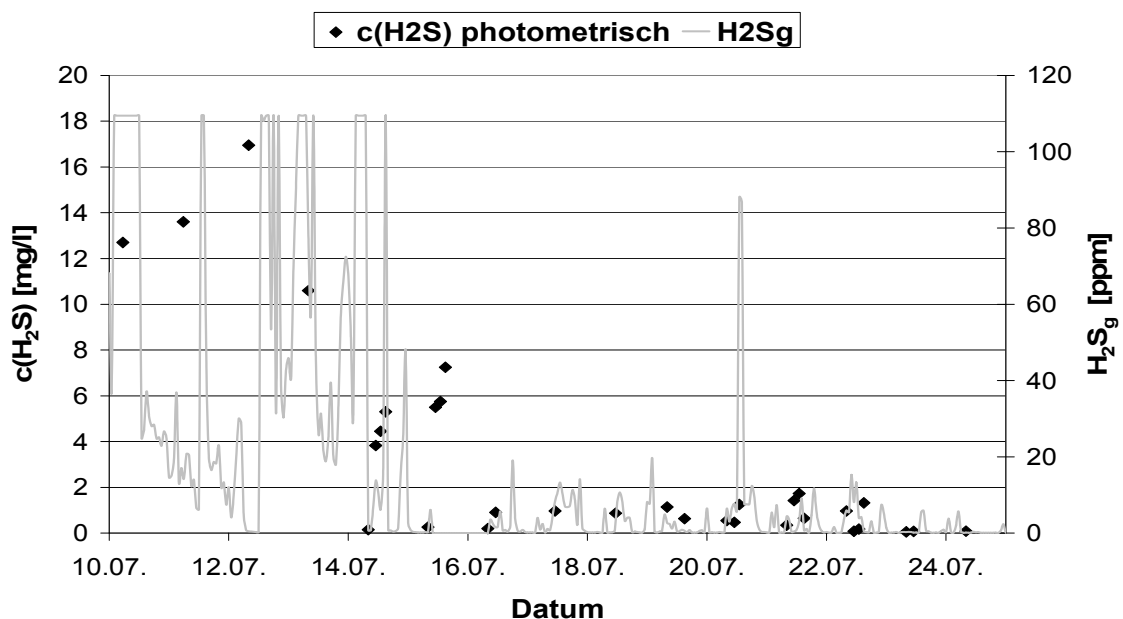


Abbildung 13: Vergleich H_2S_g mit Gesamt-Sulfid $c(\text{H}_2\text{S})$ Messungen

Weil nicht ständig ein Gleichgewicht zwischen Flüssig- und Gas-Konzentration des Schwefelwasserstoffs vorliegt, besteht in der Regel kein direkter Zusammenhang zwischen dem H_2S -Gehalt der Abluft (bzw. den Werten der elektrochemischen Messung in der Luft) und dem Sulfid/ H_2S -Gehalt im Abwasser (Messung mit inonensensitiven Elektroden).

2.4 Wirkungen von Schwefelwasserstoff

Eine übersichtliche Darstellung der Auswirkung von Schwefelverbindungen im Abwasser zeigt Abb. 14

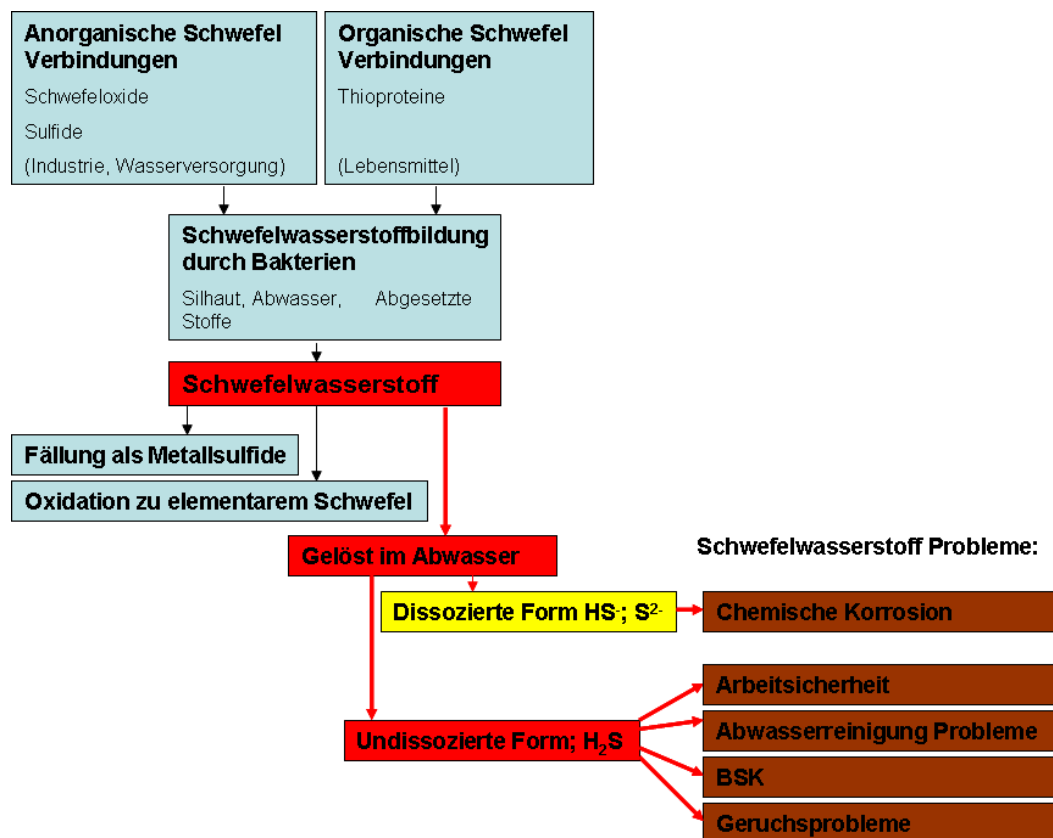


Abbildung 14: Schwefelverbindungen in Abwasser (Matsché 2005)

2.4.1 Toxikologische Wirkung

Schwefelwasserstoff wird über die Atemwege, geringfügig auch durch Hautresorption und über den Magen-Darm-Trakt aufgenommen. Die Ausscheidung erfolgt über die Nieren und die Lunge. Bei Aufnahme großer Mengen wird Schwefelwasserstoff zum Teil wieder direkt durch die Lungen abgeatmet.

Die Entgiftung im Organismus geschieht durch Oxidation zu Sulfaten oder Thiosulfaten, allerdings ist die Entgiftungskapazität sehr begrenzt. Die toxischen Wirkungen von Schwefelwasserstoff lassen sich durch seine chemischen Eigenschaften erklären. Als Säure hat Schwefelwasserstoff eine starke Reizwirkung. Bei Kontakt mit Schleimhäuten und Gewebeflüssigkeit bilden sich Alkalisulfide, wodurch es zu starken Reizwirkungen, insbesondere der Augen und der Schleimhäute der Nase und des Rachens, kommt.

Als Reduktionsmittel inaktiviert Schwefelwasserstoff schwermetallhaltige Enzyme, so dass über die Lungen in größeren Mengen resorbierter Schwefelwasserstoff, wahrscheinlich ähnlich dem Cyanid, eine Lähmung der intrazellulären Atmung bewirkt. Auf diese Weise kommt es zu einem Verlust der zellulären Energiereserven, der vor allem die empfindlichen Organe wie Gehirn und Herz trifft. Schließlich resultiert Schwefelwasserstoff in zu hohen Konzentrationen in einer Lähmung des Atemzentrums.

Sowohl die Konzentration wie die Aufnahmezeit bestimmen die Wirkungen der Vergiftung. Mögliche Auswirkungen kurzfristiger H₂S-Expositionen auf den Menschen sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 1: Überblick möglicher Auswirkungen von Schwefelwasserstoff auf den Menschen

Konzentration [ppm]	Mögliche Auswirkungen
0,002-0,15	Geruchsschwelle
3-5	Deutliche Geruchsbelästigung
10	MAK – Wert
10-20	Sehstörungen wie Reizung der Binde- und Hornhaut
>45	Ernsthafte Augenschäden
50-100	Reizung der Atemwege, vor allem Schleimhaut
>150	Lähmung des Geruchssinns
200-500	Kopfschmerzen, Müdigkeit, Schwindel, Beklemmung, Übelkeit, Verwirrung
>500	ZNS Zentralnervensystem betroffen, Atemlähmung, Bewusstlosigkeit, Krämpfe, Atemstillstand, Tod
>900	Tod in wenigen Sekunden

Manche Effekte sind reversibel und eine Erholung ist möglich. Dennoch wurden Folgekrankheiten wie langfristiges Koma, Krämpfe, sowie Kopfschmerzen, Übelkeit, Schwächlichkeit und Gewichtsverlust noch nach Monaten nach der Vergiftung beobachtet.

Die Effekte von langen Expositionen niedriger Konzentrationen auf den Menschen müssen noch genauer untersucht werden. Bisher wurden Müdigkeit, Schläfrigkeit, Kopfschmerzen, Reizbarkeit, schwaches Gedächtnis, Beklemmung, Schwindel, Augenreizung und Verlust der Konzentrationsfähigkeit ermittelt.

Laut der wenigen Studien, die sich mit dem Thema beschäftigt haben, wirkt H_2S nicht krebserregend.

Der üble und charakteristische Geruch des H_2S nach faulen Eiern ist schon ab sehr niedrigen Konzentrationen wahrnehmbar (Geruchsschwelle liegt zwischen 0,002 und 0,15 ppm H_2S in Luft). Trotzdem ist diese Warnwirkung nicht zuverlässig, denn Schwefelwasserstoff stumpft den Geruchsinn ab und die Empfindung verschwindet nach kurzer Zeit. In Konzentrationen über 150 ppm wird der Geruchsinn gelähmt, wobei die Gefahr gar nicht wahrgenommen werden kann (Reihenvergiftungen) (Lens P.N.L. and Hulshoff Pol L., 2000). Andererseits kann Schwefelwasserstoff in Kombination mit anderen Geruchsstoffen nicht unterschieden werden. Geruch ist keine Eigenschaft der Substanzen, sondern eine Reaktion des Menschen, und deswegen ist es fast unmöglich eine Geruchshypothese auf chemischer Grundlage aufzubauen (Summer, 1971). Geruch ist ein sehr subjektiver Sinneseindruck, der von jedem Menschen in unterschiedlicher Stärke und Form wahrgenommen wird. Im Abwasser sind Schwefelwasserstoff (H_2S), Ammoniak (NH_3), Mercaptane, Buttersäure ($C_4H_8O_2$), Trimethylamin (C_3H_9N) und Skatol (C_9H_9N) die Hauptverantwortlichen für Geruchsprobleme. Da die Schwefelverbindungen zu den geruchsintensivsten Stoffen gehören, wird H_2S häufig als Leitparameter verwendet. Dieses Gas kann gemessen werden und ist maßgeblich für den unangenehmen Abwassergeruch verantwortlich.

Verschiedene Faktoren üben einen Einfluss darauf aus, ob und wie sehr Geruchsstoffe aus einer Flüssigkeit emittiert werden. Dazu zählen u. a. die physikalischen und chemischen Randbedingungen und vor allem Art und Konzentration von Geruchsstoffen.

Abb.15 zeigt, wie stark die Konzentrationen von $\text{H}_2\text{S}_{\text{g}}$ und NH_3 im Abwasser vom pH-Wert abhängig sind.

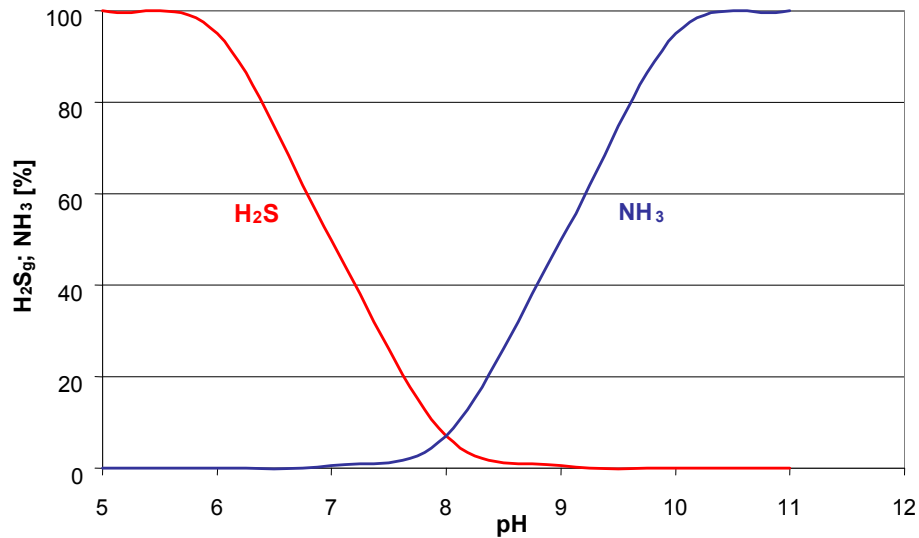


Abbildung 15: Schwefelwasserstoff und Ammoniakanteil in der Gasphase in Abhängigkeit von pH Wert (20°C)

In diesem Sinn spricht man von Geruchsstoff-Emissionspotential (GEP) als dem Gesamtgehalt der in einer Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe. Zur Messung des GEP ist es erforderlich, die in der zu untersuchenden Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe weitestgehend auszublasen und dabei zu quantifizieren (Frechen, 1998).

3 Korrosionswirkung von Schwefelwasserstoff

Laut der DIN EN ISO 8044, ist Korrosion die physikalisch-chemische Wechselwirkung zwischen einem Metall und seiner Umgebung, die zu einer Veränderung der Eigenschaften des Metalls führt und die zu erheblichen Beeinträchtigungen der Funktion des Metalls, der Umgebung oder des technischen Systems, von dem diese einen Teil bilden, führen kann. Diese Wechselwirkung ist oft elektrochemischer Natur.

Korrosionserscheinungen in Abwasserreinigungsanlagen werden meistens durch saure Abwässer verursacht, die durch Reinigungsprozesse oder Arbeitsprozesse entstehen (chemischen Industrie, Brauereien, Molkereien, usw.). Organische und anorganische Sulfide, die sich im Abwasser befinden, verursachen die nachfolgenden Probleme:

- Chemische Sulfidkorrosion
- Anaerobe Biokorrosion
- Aerobe biogene Säure Korrosion (BSK).

Bei der chemischen Korrosion wirkt Schwefelwasserstoff, obwohl er in Wasser nur eine schwache Säure darstellt, bei Anwesenheit von Luft stark korrodierend. Der Grund dafür sind anodische (oxidative) Prozesse, die durch die Bildung von Schwermetallsulfiden gefördert werden. Chemische Korrosion infolge direkter Einwirkung aggressiver Abwässer, betrifft nur den benetzten Kanalbereich.

Bei der anaeroben biogenen Korrosion in der Abwasserkanalisation erfolgt durch die Aktivität der Desulfurikanten eine Reduktion von Sulfat zu Sulfid und in weitere Folge ein chemische Angriff auf Eisen (Linhard 2007).

Dieser Korrosionstyp verläuft erheblich schneller als die chemische Korrosion und kann durch die Zunahme des Eisengehaltes im Abwasser erkannt werden.

Die aerobe biogene Schwefelsäurekorrosion (BSK) in Abwasserbauwerken findet hauptsächlich im Gasraum oberhalb der Wasserlinie statt. Bedingungen, wie warme Temperaturen, sehr langsame Fließzeiten (lange Standzeiten) des Abwassers und schlechte Be- und Entlüftung der Kanäle und Schächte begünstigen die Prozesse der BSK.



Abbildung 16: Beispiele für biogene Säure Korrosion (BSK) in einem Sandfang und in einem Zulaufschacht

Im Fall von BSK wirkt Schwefelwasserstoff nicht direkt korrosiv, die aggressive Wirkung zeigt sich erst, wenn er von Bakterien (z.B. Thiobacillus thiooxidans) in Schwefelsäure (H_2SO_4) umgewandelt wird. Betroffene Flächen sind charakteristisch gelb-weiß gefärbt, porös, sehen aus wie Waschbeton und der pH-Wert kann auf unter pH 5 absinken.

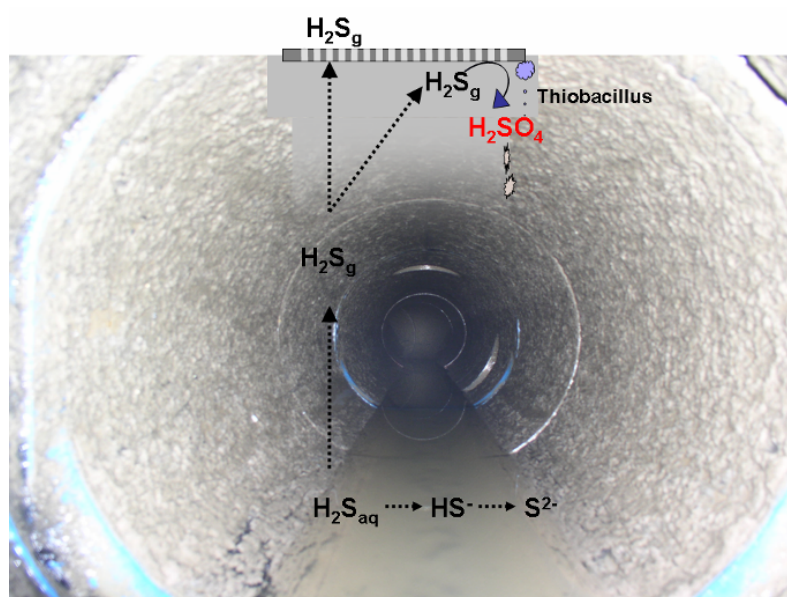
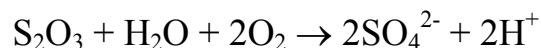
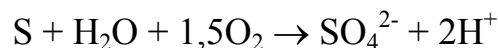
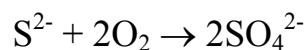
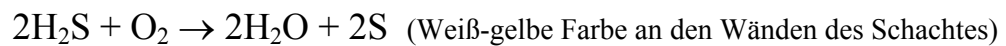


Abbildung 17: Biogene Schwefelsäurekorrosion (Saracevic 2005)

An der Kanalwand bildet sich Kondenswasser und ein Teil des ausgasenden Schwefelwasserstoffs, sowie Kohlendioxid, Ammoniak und Luftsauerstoff lösen sich im Kondensat. Damit sind die wesentlichen Voraussetzungen für die mikrobielle Oxidation des Schwefelwasserstoffs, auch als „Sulfurikation“ bezeichnet (Abb.17) erfüllt.

Die für diese Prozesse verantwortlichen Bakterien werden Sulfurikanten genannt. Diese Bakterien sind gram-negativ, aerob und chemolithotroph. Sie verwenden CO_2 als Kohlenstoffquelle (autotroph) und Schwefel- und Eisen-II-Verbindungen als Energiequelle. Es ist noch nicht geklärt, ob Schwefelwasserstoff chemisch und/oder biologisch zu Schwefel oxidiert wird



Die Biokorrosion von Abwasserrohren der Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen wird also durch das Zusammenwirken von anaerober Sulfatreduktion und aerober Schwefeloxidation verursacht. Bei dem komplexen Prozess, entsteht Schwefelsäure, was zu einer starken Senkung des pH-Wertes führt, an den manche dieser Bakterien sehr gut angepasst sind.

Der pH-Wert von frischem Beton liegt bei pH 12 und es wurde berichtet, dass die Sulfurikanten unter diesen Bedingungen nicht wachsen können. An der Luft wird jedoch der pH-Wert der Oberfläche durch CO_2 aus der Luft und den sauren Effekt von H_2S neutralisiert, was die anschließendefolgende Kolonisation von Besiedelung mit Sulfurikanten ermöglicht. Unkorrodierter Beton hat eine niedrige Durchlässigkeit und nur ein sehr kleiner Anteil der Poren ist so groß genug, dass sich darin Bakterien ansiedeln können. Verbundene Hohlräume ermöglichen jedoch die Diffusion von gelösten Substanzen in den Beton, die Neutralisation der Alkalinität des Betons und das Lösen von Calciumhydroxid. Dadurch steigt die Durchlässigkeit und es kommt zu einer langsamen inneren Kolonisation der Mikroorganismen.

4 Zusammenfassung

Nach einer allgemeinen Darstellung der in Druckleitungen vorherrschenden Bedingungen und der daraus resultierenden biologischen und chemischen Vorgänge werden die anaeroben Umsetzungen in Abwasserdruckleitungen dargestellt. Als wesentlicher Prozessbegleiter tritt dabei Schwefelwasserstoff auf, dessen Bildung mit sulfatreduzierenden Bakterien im Rahmen des Schwefelkreislaufs in der Natur eingehend behandelt wird. Nach einer Diskussion über die chemischen Eigenschaften von Schwefelwasserstoff und seine analytische Bestimmung in der Gas- und Flüssigkeitsphase werden die Auswirkungen des Schwefelwasserstoffs auf den Menschen und auf die Einrichtungen der Kanalisation bzw. der Kläranlagen behandelt. Dabei werden auch die Korrosionswirkungen von Schwefelwasserstoff und dessen Umwandlung in biogene Schwefelsäure unter aeroben Bedingungen kurz diskutiert.

5 Literatur

- Barjenbruch, M. (2001). Vermeidung von Geruchsentwicklungen im Kanalnetz. Wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik, 4/2001, 35-38.
- Bitton, G. (1999). Wastewater Microbiology. Wiley-Liss Publication.
- DIN 38 405-Part 26. Dtsch. Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen DEV. Photometrische Bestimmung mit N,N-Dimethyl-1,4-phenylen-diammoniumchlorid
- Frechen; F-B.; Köster, W.: Odour Emission Capacity of Wastewaters- Standardization of Measurement Method and Application Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, pp. 61-69, 1998, IAWQ, Elsevier Science Ltd., Oxford, Great Britain.
- Loy J. (2003). DNA microarray technology for biodiversity inventories of sulfat-reducing prokaryotes. Ph. D. Thesis, Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Germany.
- Lens P.N.L. and Hulshoff Pol L. (2000). Environmental Technologies to treat sulfur pollution. Principles and engineering. IBSN 1900222094 IWA London.

- Linhardt P. (2007). Korrosion bei Abwasserableitung und –reinigung. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 205.
- Matsché, N., Saracevic, E., Bertrán de Lis, F. (2005): Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen. Endbericht für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Saracevic, K.Svardal, F.Bertrán de Lis (2005a) H₂S-Analytik. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 192.
- Saracevic E., Winkler S., Brooks L.,Bertrán de Lis F. and Matsché N. (2005b): A prototype system for monitoring of hydrogen sulphide production related processes in sewer networks. Proceedings of the 2nd IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation. Busan, Korea. May 29 - June 2, 2005.
- Saračević E, Matsché N. (2007): Erfahrung aus der praktischen Anwendungen verschiedener Methoden zur Geruchsbekämpfung in Abwasserdruckleitungen. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 205.
- Summer W. (1971) Geruchlosmachung von Luft und Abwasser R. Oldenbourg München Und Wien.
- Schlegel H.G. (1981). Allgemeine Mikrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Spatzierer G. (1985) Redox Gleichgewichte in der Wasserchemie. Wiener Mitteilung Wasser- Abwasser-Gewässer, Band 57.

Korrespondenz an:

Norbert Matsché

TU Wien - Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / E226-2

A-1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22628 (Sekretariat: 22611)

E-mail: nmatsche@iwag.tuwien.ac.at

Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen: Grundlagen, Messtechnik, Geruchemissionspotential

Franz-Bernd Frechen

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kassel

Abstract: Gerüche durch Abwasser in Kanälen und Kläranlagen können zu ernstzunehmenden Belästigungen der Bevölkerung führen. Deren Beseitigung erfordert teilweise erhebliche Aufwendungen. Wichtig ist, dass Maßnahmen an der richtigen Stelle ansetzen und effizient, aber auch ökonomisch sind.

Geruchsprobleme im Abwasserbereich stammen aus den Geruchsstoffen im Abwasser. Bisher werden Geruchsstoffe bzw. Gerüche aber erst dann gemessen, wenn sie bereits in die Gasphase übergegangen sind. Dies ist zu spät. Es wird daher die Messmethodik der Geruchsemissionspotential-Messung (GEP-Messung) vorgestellt, mit deren Hilfe erstmalig der Gehalt an Geruchsstoffen bereits in der Wasserphase gemessen werden kann. Dies eröffnet vielfältige Möglichkeiten der Maßnahmenauswahl, der Effizienzüberprüfung von Maßnahmen und insbesondere der Einsparung an Kosten für Maßnahmen der Zudosierung von Chemikalien in den Kanal. Eine online-Version dieser Meßtechnik geht gerade bei der Emschergenossenschaft in den Forschungsbetrieb im Zuge eines bis 2009 angelegten FuE-Vorhabens.

Key Words: Geruch, Abwasserbehandlung, Kanalisation, Chemikaliengabe, Geruchsemissionspotential

1 Einleitung

Wären Abwasseranlagen geruchsfrei, so wäre dieser Vortrag überflüssig. Dem ist aber nicht so. Abwasseranlagen waren und sind Emittenten von Gerüchen, und dies wird in zunehmendem Maße von allen Beteiligten wahrgenommen: Planer, Betreiber, Anwohner (siehe Zeitungsausschnitt) und Aufsichtsbehörden.

Unter „Abwasseranlagen“ fallen alle Betriebseinrichtungen der Abwasserableitung, der Abwasserbehandlung sowie der Schlammbehandlung. Sie alle sind potentielle Quellen von Geruchsemissionen

Geruch kann nach der Definition des Bundes-Immissionsschutz-gesetzes zu den schädlichen Umwelteinflüssen zählen. Im Falle von Geruch aus Abwasseranlagen wird in aller Regel die Schädlichkeit nicht aus direkter humantoxologischer Bedeutsamkeit, sondern aus der durch Gerüche aus Kläranlagen unter Umständen verursachten erheblichen Belästigung hergeleitet. Ein Problem bleibt insoweit, als auch Anwohner eine „einfache“ Belästigung hinnehmen müssen. Dies ist oft schwer zu vermitteln; noch schwerer fällt die Erläuterung, warum die eine Belästigung über, die andere unter der „Erheblichkeitsschwelle“ liegt.

Bei der heutigen Veranstaltung geht es vorrangig um den Kanal. In früheren Zeiten war das Problem der Gerüche aus dem Kanal entweder nicht so drängend – Stichworte „kurze Transportwege“, daher bleibt das Abwasser „frisch“ – oder wurde als nicht so drängend empfunden – andere Probleme waren wichtiger und Abwehrmöglichkeiten waren nicht oder nur in krassen Fällen gegeben. Heute stellt sich die Sachlage in vielen Fällen anders dar: objektive Steigerung der Geruchsemissionen und gleichzeitig subjektiv sinkende Toleranz führen immer häufiger zu Konfliktsituationen und Beschwerden über unzulässige Geruchsbelästigungen.

Betroffen sind dabei sowohl seit vielen Jahren bestehende als auch neu erstellte Kanalnetze. Wie aktuell die Thematik ist und wie drängend bei den Kommunen und sonstigen Netzbetreibern eine Problemlösung ist, kann unter anderem aus der Gründung der ATV-DVWK Arbeitsgruppe ES 7.5 „Emissionen aus dem Kanalnetz“ im Frühjahr 2001 abgeleitet werden. In dieser Arbeitsgruppe wurde das ATV-DVWK-M 154 „Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung“ erarbeitet und im Oktober 2003 veröffentlicht,

Leserbrief

„Neues zum Gestank“

Betr.: Neues zum Gestank, der Stadtdirektor informiert.

Im Besitz des 2. Bürgerbriefes und nach zusätzlicher Information im ~~Stadtspiegel~~ Stadtspiegel vom 5. Sept. 1990 kann ich nur sagen: Hier irrt der Stadtdirektor, denn nach sorgfältiger Beobachtung habe ich festgestellt, daß bei der erwähnten Geruchsbelästigung nicht nur die Öffnungen im Faulturn hierfür verantwortlich sind, sondern auch einige Mitbürger ~~die unverantwortlicher Weise ihre Toiletten-Fenster nicht sorgfältig verschlossen haben!~~

Erläuterung, warum die eine

das viele Hinweise zusammengestellt und Praxisbeispiele geliefert hat und als Basislektüre empfohlen werden kann.

Sowohl bei den Stadtentwässerungsbetrieben (StEB) Köln, AöR, als auch an der Universität Kassel sind bereits umfangreiche Arbeiten zum gesamten Bereich „Geruch im Kanal“ durchgeführt worden. Dies führte zu einem Forschungsprojekt gemeinsam mit der Fachhochschule Köln, welches vom Umweltministerium NRW gefördert und mittlerweile abgeschlossen wurde (MUNLV, 2005). Wegweisend war hier insbesondere die Nutzung der Messung des Geruchsemissionspotentials (GEP-Messung), die Frechen und Köster (1998) im Jahre 1998 international vorgestellt hatten.

Da „Geruch“ nicht zum alltäglichen Gegenstand des Abwässeringenieurs gehört, ist es zunächst einmal erforderlich, einige grundlegende Dinge zu klären. Dies ist Gegenstand des Vortrages.

2 Einige Grundlagen zu Gerüchen

"Geruch" ist eine Empfindung, hier des Menschen, die durch verschiedenste Stoffe hervorgerufen werden kann. Solche Stoffe werden daher dann auch als "Geruchsstoffe" bezeichnet. Die Entstehung eines Geruchseindrucks beim Menschen ist, wie Abbildung 1 zeigt, ein zweistufiger Prozess.

Zunächst erfolgt die Wahrnehmung des Reizes in der Nase (physiologischer Teil), da-nach die Verarbeitung im Riechhirn (psychologischer Teil). Beide Vorgänge entziehen sich einer exakten, formelmäßigen Beschreibung. Daher kann "Geruch" bis heute nicht mit analytischen Messgeräten gemessen werden, sondern es muss auf Testpersonen zurückgegriffen werden.

"Geruch" ist eine summarische Wirkgröße und keine Stoffgröße, insoweit dem BSB vergleichbar. "Geruch" sagt – wie der BSB – nichts über die Inhaltsstoffe selbst, sondern nur über deren Wirkung aus. Daher ist auch der linke Teil von Abbildung 1 mit "kein Geruch" überschrieben: zwar können in einer Luft (Luftprobe) die Konzentrationen von Stoffen, die als Geruchsstoffe bekannt sind, analytisch ermittelt werden, die Ergebnisse dieser Stoffgrößenbestimmung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o.ä. lassen aber keinen sicheren Schluss auf die Geruchswirkung der Luft zu.

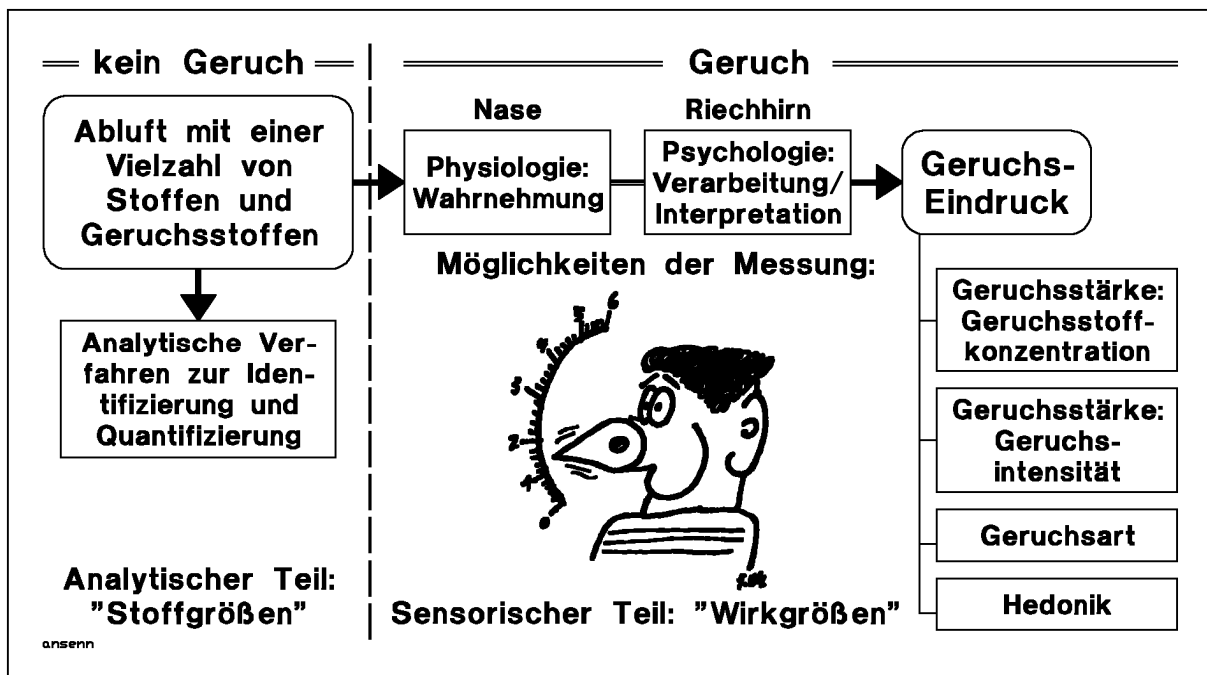


Abbildung 1: Prinzipieller Ablauf der Entstehung eines Geruchseindrucks und Übersicht über analytische und sensorische Messverfahren (Frechen, 2004)

Zunächst liegt dies an den oben beschriebenen Schwierigkeiten, zudem ist sicher noch nicht jeder geruchserzeugende Stoff bekannt, zum dritten ist ja nie sicher, ob wirklich auf alle geruchserzeugenden Stoffe analysiert wurde, viertens ist bei manchen Geruchsstoffen die Nase auch heute noch empfindlicher als die verfügbaren analytischen Detektionsmethoden und schließlich ist praktisch nichts bekannt über den Effekt des gemeinsamen Auftretens einer Vielzahl von Geruchsstoffen (antagonistisches bis hin zu synergistischem Verhalten).

3 Messen von Gerüchen

Die im rechten Teil von Abbildung 1 angesprochenen Messmöglichkeiten, die zum Teil weiter unten noch näher erläutert werden, setzen daher immer den Einsatz von menschlichen Nasen, also Testpersonen, voraus, weshalb alle hier in Frage kommenden Verfahren als "sensorische Verfahren" bezeichnet werden. Nur hier kann von "Geruchsmessung" gesprochen werden.

Das Messverfahren zur Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration stellt das älteste und mit Abstand wichtigste Messverfahren im Zusammenhang mit der Bestimmung von Geruchsemissionen dar und war bis 2003 in der VDI-

Richtlinie 3881 festgeschrieben. Mittlerweile wurde diese ersetzt durch die europäische Norm DIN EN 13725:2003. In den wesentlichen Inhalten umfasst sie aber die VDI 3881. Eine Änderung ergab sich insbesondere bei der Prozedur zur Probandenauswahl und -prüfung, die präziser vorgeschrieben ist und an klaren Erfolgskriterien gemessen wird. Zudem entfällt Schwefelwasserstoff als Referenzgas.

Die Luftprobe, die es zu untersuchen gilt, muss zunächst in einem geeigneten Probenbeutel aufgefangen werden. Die Probenahme ist ein eigenes Thema und richtet sich nach den Gegebenheiten der emittierenden Bauteile. Im Falle von Kanälen kann beispielsweise Luft aus dem Kanal direkt abgesaugt werden. Eine nähere Betrachtung der Besonderheiten der Probenahme, insbesondere bei passiven Flächenquellen, soll hier nicht erfolgen, siehe hierzu z.B. Frechen (2004).

Fixpunkt ist die Konzentration an Geruchsträgern an der Geruchsschwelle. Die Geruchsschwelle (Wahrnehmungsschwelle) entspricht derjenigen Geruchsträgerkonzentration in einer zu bewertenden Luft (Mischung zwischen Reinluft und geruchsbeladener Luft), die in 50% der Reizdarbietungen an die Testpersonen des Probandenkollektivs zu der Empfindung "ich rieche nichts" und in 50% der Reizdarbietungen zu der Aussage "ich rieche irgend etwas" (ohne dass die Reizqualität erkannt werden kann) führt. Die Geruchsstoffkonzentration an der Geruchsschwelle ist definitionsgemäß $1 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ (GE_E = Europäische Geruchseinheit) und wird mit c_{od} ("od" für "Odour" = Geruch) bezeichnet. Daraus ergibt sich dann, dass die Geruchsstoffkonzentration einer Abluft zahlenmäßig identisch mit dem Verdünnungsverhältnis ist, das notwendig ist, um die Geruchsschwelle zu erreichen.

Das Gerät, mit dem die notwendigen Verdünnungen hergestellt, gemischt und den Nasen der Testpersonen angeboten werden, wird „Olfaktometer“ genannt, woher sich die Begriffe „Olfaktometrie“ und „olfaktometrische Messungen“ ableiten. In Abbildung 2 ist ein Olfaktometer mit Testpersonen, Versuchsleiter, PC zur Steuerung und Luftprobentüte zu sehen.



Abbildung 2: Olfaktometrische Messung

Die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration als sensorisches Messverfahren weist naturgemäß, wie auch alle anderen Verfahren der Geruchsmessung, deutlich stärkere Streuungen auf als technische Messverfahren, z.B. die der Gasanalyse.

4 Emission von Geruchsstoffen aus dem Kanal

Sind Geruchsstoffe im Abwasser – gleich aus welchen Gründen – enthalten, so können sie in die Gasphase übertreten, also emittiert werden, und zu Geruchsimmissionen, also womöglich bei Anwesenheit von Betroffenen zu Belästigungen führen. In Abbildung 3 ist die Kausalkette einmal skizziert.

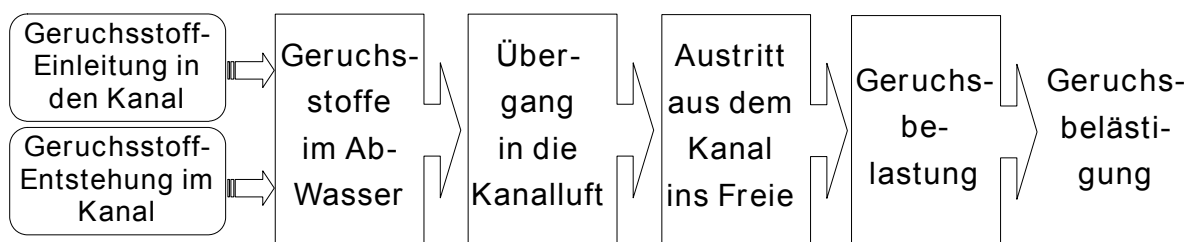


Abbildung 3: Geruchsemissionen aus der Kanalisation: von der Einleitung bzw. Entstehung bis zur Geruchsbelästigung

Je weiter rechts man sich befindet, desto geringer werden die Möglichkeiten zur Beeinflussung und Ursachenbekämpfung. So ist es beispielsweise bei objektiv vorhandener Belastung kaum mehr möglich, Einfluss auf den Umfang der Belästigung zu nehmen. Möglichkeiten in diesem Zusammenhang sind dann „nur“ noch Maßnahmen zum Beschwerden-Management – was den großen Wert und die Wichtigkeit eines Beschwerden-Management, das seriös arbeitet und dem Bürger als allzeit bemühtes ernsthaftes Streben nach Verbesserung deutlich wird, keinesfalls schmälern soll.

Hinsichtlich der Emission aus dem Kanal sind Parameter wie Lufttemperatur, Abwassertemperatur, Temperatur in der Kanalatmosphäre, Gehalt des Abwassers an Geruchsstoffen, Turbulenz und somit physikalische Randbedingungen für den Übergang von Geruchsstoffen aus dem Abwasser in die Kanalatmosphäre, Gestaltung der Verbindungen zwischen Kanal und Außenluft von Bedeutung.

Eine ganz wesentliche Kenngröße aus diesem Satz an Einflussfaktoren wiederum ist der Gehalt an Geruchsstoffen in der flüssigen Phase. Da Geruchsstoffe nur dann aus dem Kanal austreten können, wenn sie in der Kanalatmosphäre vorhanden sind, und da sie nur in die Kanalatmosphäre gelangen können, wenn sie zuvor im Abwasser enthalten sind, ist also der Gehalt an Geruchsstoffen im Abwasser ein entscheidender Einflussfaktor hinsichtlich der potentiellen Emission und nachfolgenden Belastung und Belästigung. Die Messung des Gehaltes an Geruchsstoffen in einer Flüssigkeit – die sog. „GeruchsEmissionsPotential-Messung“ (GEP-Messung) – wird im nachfolgenden Abschnitt beschrieben.

5 Messung des Geruchsemissionspotentials (GEP-Messung) und Anwendungsbeispiele

Wie bereits erläutert, ist also der Gehalt an Geruchsstoffen im Abwasser ein entscheidender Einflussfaktor hinsichtlich der potentiellen Emission, der nachfolgenden Belastung und der möglichen Belästigung.

Natürlich üben verschiedene lokale Faktoren einen Einfluss darauf aus, ob und wie sehr aus einer Flüssigkeit Geruchsstoffe emittiert werden. Dazu zählen vor

allem auch die physikalischen und chemischen Randbedingungen (Turbulenz, Temperatur, Partialdrücke der Komponenten etc.). Ob aber – unter ansonsten identischen äußeren Randbedingungen – mehr oder weniger Geruchsstoffe aus einer Flüssigkeit emittiert werden, wird maßgeblich davon bestimmt, wie viele Geruchsstoffe überhaupt in der Flüssigkeit enthalten sind.

Eine das Abwasser charakterisierende und beschreibende, sachgerechte Messung muss eine auf den m^3 Abwasser bezogene Aussage enthalten.

Der Gesamtgehalt aller in einer Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe wird als „GeruchsEmissionsPotential“ GEP (englisch „odour emission capacity“ OEC) bezeichnet. Eine Flüssigkeit mit einem großen GEP emittiert an einer gegebenen Stelle eines Abwassersystems (z.B. an einem Überfall) mehr Geruchsstoffe als eine andere Flüssigkeit mit einem geringeren GEP. Im Maximalfall werden alle Geruchsstoffe emittiert: dann ist die Emission so groß wie das GEP. Dieser Fall tritt allerdings in üblichen Abwassersystemen (Kanalisation und Kläranlage) nie auf. Auch ist an dieser Stelle auf die Möglichkeit der Neubildung von Geruchsstoffen innerhalb von Abwassersystemen (Beispiel: anaerobe Vorgänge im Kanal) wie auch auf die Möglichkeit des Geruchsstoffabbaues (z.B. in Belebtschlammsystemen) hinzuweisen.

Zur Messung des Geruchsemissionspotentials GEP ist es also erforderlich, die in der zu untersuchenden Flüssigkeit enthaltenen Geruchsstoffe weitestgehend auszublasen und dabei mit Hilfe olfaktometrischer Messungen zu quantifizieren. Dieses Verfahren wurde von Köster (1996) und Frechen und Köster (1998) vorgestellt. Als Ergebnis erhält man durch Integration über die ausgeblasene Luftmenge das Geruchsemissionspotential als Kenngröße der betrachteten Flüssigkeit in $\text{GE}_E/\text{m}^3_{\text{Flüssigkeit}}$. Das GEP entspricht der Fläche zwischen der Messkurve und der unteren Integrationsgrenze von $c_{\text{od}} = 100 \text{ GE}_E/\text{m}^3$, wie in Abbildung 4 schematisch dargestellt.

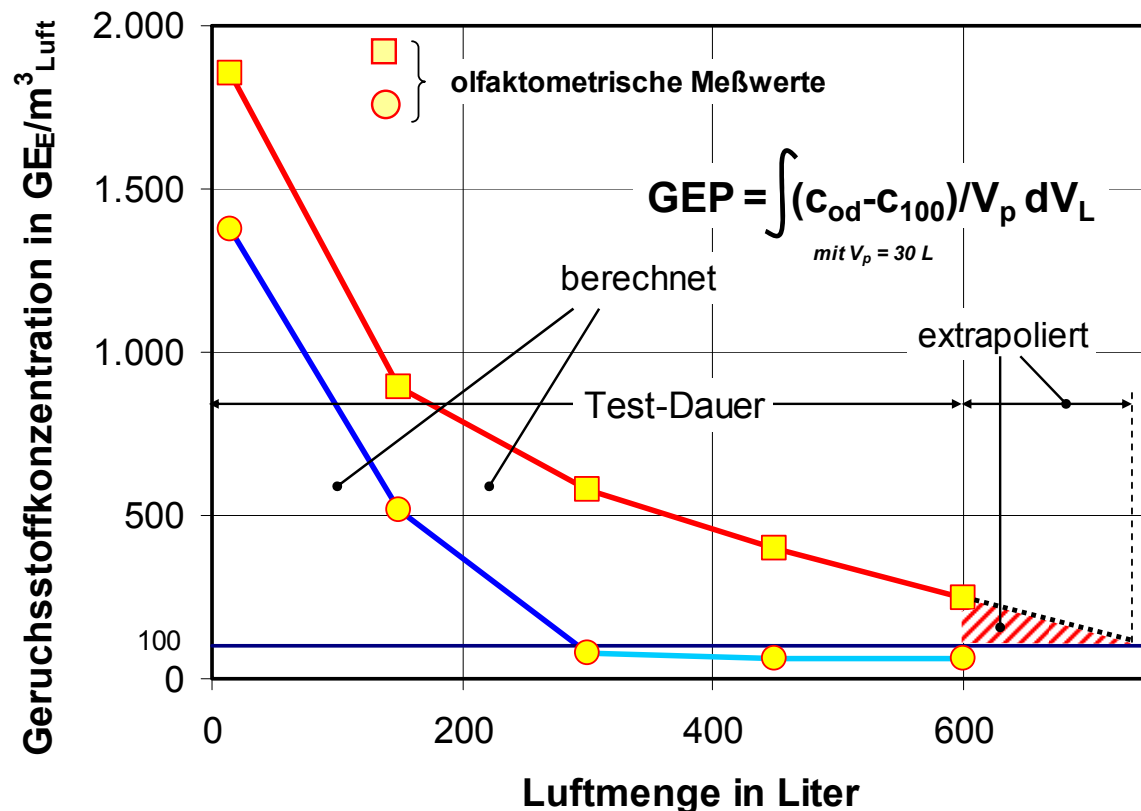


Abbildung 4: Rechnerische Ermittlung des GEP

Das GEP ist eine ganz entscheidende und in Zukunft noch stark an Bedeutung gewinnende Messgröße:

- Zunächst einmal erlaubt sie es, Flüssigkeitsströme bezüglich ihrer Geruchsrelevanz zu charakterisieren, z.B. alle auf einer Kläranlage vorfindbaren Abwasser- und Prozesswasserströme, Abwasser an verschiedenen Stellen in der Kanalisation etc..
- Sie ist ein wesentliches Hilfsmittel bei der Identifikation von kritischen Flüssigkeitsströmen und der Bewertung von entsprechenden Gegenmaßnahmen, z.B. in industriellen Prozessen, wie dies am Beispiel des Lackumlaufwassers in einem großen Automobilwerk erfolgreich demonstriert werden konnte.
- Zudem ist das GEP geeignet, die durch Indirekteinleitungen in die Kanalisation eingetragenen Geruchsstoff-Frachten erstmals messtechnisch objektiv zu bestimmen und ggfs. Einleitungsgrenzwerte zu definieren, um so die Einleitung stark geruchsbelasteter Abwässer in den Kanal – auch ohne genauere Analyse der Einzelstoffe – zu begrenzen.

- Außerdem ist das GEP das einzige objektive Messverfahren zur Feststellung der Effizienz der Zugabe verschiedener Hilfsmittel in die Kanalisation, die die Geruchsbelastung verringern sollen. So kann insbesondere eine Überdosierung vermieden und das jeweilige Mittel effizient und ökonomisch eingesetzt werden..
- Auch können mit Hilfe dieser Messgröße Varianten einer verfahrenstechnischen Umstellung abgeschätzt und nach Umsetzung messtechnisch überprüft werden. So wird derzeit in einem Forschungsprojekt für eine industrielle Indirekteinleitung in Hamburg der Wechsel von einer Ableitung im Freispiegelabfluss in eine Ableitung an anderer Stelle in der Kanalisation unter Einbeziehung einer Druckrohrleitung untersucht. Mit Hilfe von Modellversuchen in einer mit Sielhaut bewachsenen Test-Druckrohrleitung wird dabei auf dem Technikums-Versuchsfeld der Universität in Kassel simuliert und mit Hilfe der GEP-Messtechnik nachgewiesen, welche Konsequenzen sich aus der Umstellung auf eine Druckrohrleitung ergeben werden und welche Geruchsfrachten bei den jeweiligen möglichen Varianten in die verschiedenen Sielabschnitte des Kanalnetzes eingeleitet und dort weitergeleitet werden.

Das GEP ist also eine Kerngröße in einem System, bei dem man weg von der unscharfen, subjektiven Beurteilung der Geruchsfragen hin zu einer objektiven Meßbarkeit von Geruchsemissionen fortschreitet. Er wird auch zunehmend – in einer online-fähigen Form – zur Dosierregelung Verwendung finden.

6 Online-GEP-Messung durch Integration von chemosensorischen Messsystemen („Künstlichen Nasen“) und Anwendung

Einer der größten Nachteile der sensorischen Geruchsmessung mit Hilfe der Olfaktometrie ist der hohe Zeitverzug zwischen Reiz und Messergebnis, der den Einsatz zu Online-Zwecken unmöglich macht (und daneben das Verfahren wegen des hohen Personalaufwandes auch teuer macht).

Andererseits können Analysegeräte – nichts anderes sind „elektronische Nasen“ – nach wie vor den Parameter „Geruch“ selbst im günstigen Fall nur sehr

schwer, nach umfangreichen Voruntersuchungen und dann nur in einer sehr begrenzten Bandbreite, den Parameter „Belästigung“ aber gar nicht abbilden.

Dennoch ist es nach bisheriger Kenntnis möglich, mit chemosensorischen Messsystemen ein Signal zu erreichen, das mit dem, was gemeinhin als „Geruch“ qualifiziert wird, weitgehend parallel läuft. Dies kann für die drängendsten Fragestellungen im Zuge der Überwachung von Emissionen und in Fragen der Regelung, beispielsweise bei der Zudosierung von Stoffen zur Abwasserbehandlung im Kanal, bereits ausreichen, um messbare Effekte bzw. Einsparung von Dosierstoffen in relevanter Größenordnung zu erreichen. Verdeutlicht man sich, dass eine westdeutsche Großstadt immerhin etwa eine halbe Million Euro jährlich an Stoffkosten hat, so ist klar, dass ein interessantes Einsparpotential bestehen kann.

Chemosensorische Messsysteme werden daher beim Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft seit einiger Zeit in verschiedenen Forschungsprojekten untersucht bzw. direkt eingesetzt mit dem Ziel, die Möglichkeit der Integration und Nutzung im Rahmen der oben beschriebenen Arbeiten auszuloten und die Eignung der Messsysteme in der Praxis zu erforschen.

Konsequenterweise wurde durch das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel ein Meßschrank als Prototyp realisiert, in dem parallel GEP und Sulfidgehalt der Flüssigkeit quasi-kontinuierlich gemessen werden und so für weitere nachgeordnete Dosierregelungen zur Verfügung stehen. Abbildung 5 zeigt den Prototyp eines solchen sogenannten „Geruchsmeißschrankes“.

Mit einem solchen Meßschrank eröffnet sich –über die durch offline-Messungen möglichen historischen Messungen und Effizienz- und Ökonomie-Nachweise hinaus – die online-Dosierregelung anhand der quasi-kontinuierlichen Messung des Sulfid- und des GEP-Gehaltes.

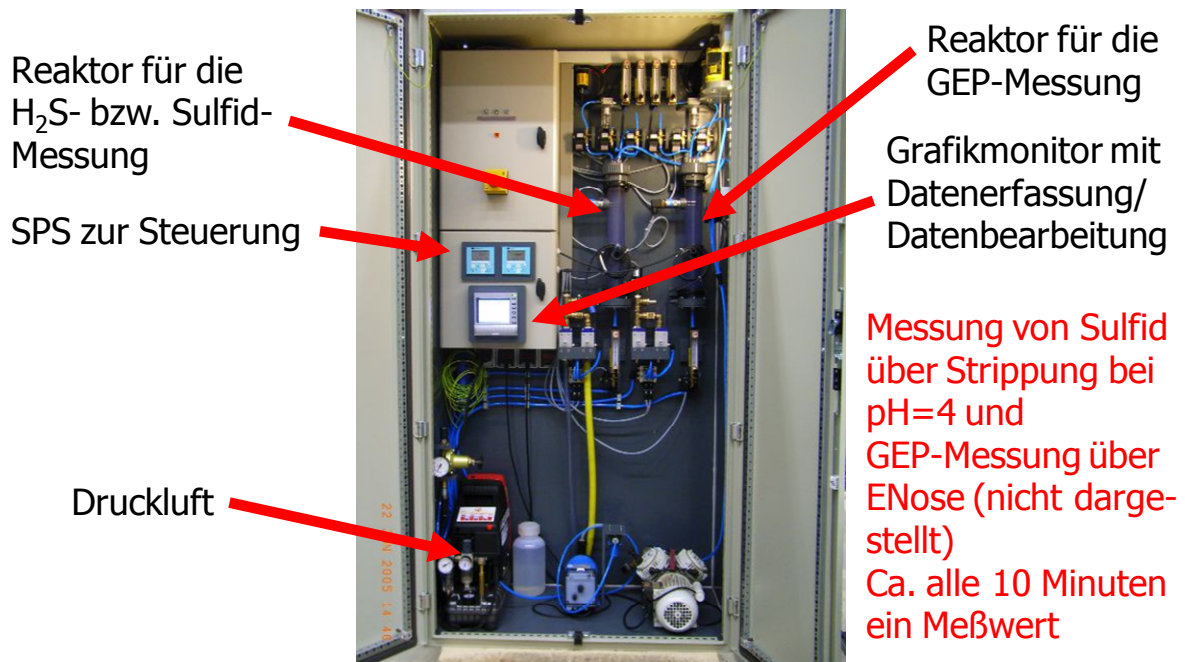


Abbildung 5: Prototyp des entwickelten „Geruchsmeßschrankes“

Daher wird derzeit im Rahmen eines Forschungsprojektes bei der Emschergenossenschaft von 2007 bis 2009 im Einzugsgebiet der Kläranlage Bottrop der großtechnische Einsatz dieser Systematik durch den Einsatz von zwei Geruchsmeßschränken erforscht. Die Installation der GMS erfolgt Mitte 2007. Hieraus werden erhebliche Erkenntnisse über den Einsatz und die Einsparmöglichkeiten dieser neuen Technologie für den Fall der Chemikaliendosierung in der Kanalisation erwartet.

7 Literatur

Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung
Merkblatt ATV-DVWK-M 154, Oktober 2003

DIN EN 17325:2003: Luftbeschaffenheit – Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration
mit dynamischer Olfaktometrie
VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1a, Juli 2003

FRECHEN, F.-B.: Geruch: Grundlagen, Meßtechnik, rechtliche Aspekte
ATV-Seminar „Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen“, Kassel, 15.06.2004

FRECHEN; F.-B.; KÖSTER, W.: Odour Emission Capacity of Wastewaters -
Standardization of Measurement Method and Application
Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, pp. 61-69, 1998, IAWQ, Elsevier
Science Ltd., Ox-ford, Great Britain

KÖSTER, W.: Die Bedeutung von Geruchsemissionen und Geruchsimmissionen für die
Planung und den Betrieb von Abwasser- und Abfallentsorgungsanlagen
Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 154, Aachen, 1996

MUNLV NRW: Beeinflussung von Gewässern und Abwasserreinigung durch die Zugabe
von Stoffen in Freispiegel-kanälen zur Geruchsminimierung
Abschlussbericht, September 2005

Korrespondenz an:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. F.-B. Frechen

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel, Deutschland

Tel: +49-561-804-2795

eMail frechen@uni-kassel.de

Korrosion bei Abwasserableitung und -reinigung

Paul Linhardt

Technische Universität Wien – Technische Versuchs- und Forschungsanstalt

Abstract: Abwassersysteme stellen durch die große Bandbreite an korrosiven Belastungen hohe Anforderungen an die Korrosionsstabilität der eingesetzten Materialien. Die grundlegenden Versagensmechanismen werden vorrangig für metallische Werkstoffe sowie für zementgebundene Werkstoffe und für organische Polymere vorgestellt.

Key Words: Korrosion, Metalle, mineralische Werkstoffe, Kunststoffe.

1 Einleitung

Korrosion wird gemeinhin mit der Zerstörung von Werkstoffen durch ein umgebendes Medium in Verbindung gebracht. Hat man früher zumeist nur auf metallische Werkstoffe Bezug genommen, so hat sich im Laufe der Zeit die Ansicht durchgesetzt, dass der Begriff Korrosion sinngemäß auch auf mineralische Werkstoffe und Kunststoffe anwendbar ist, wenn die Wechselwirkung mit dem Medium die unmittelbare Ursache für eine möglicherweise nachteilige Veränderung der Materialeigenschaften ist.

Aus korrosionstechnischer Sicht sind Abwassersysteme durch eine besonders große Bandbreite in der möglichen chemischen Zusammensetzung des Mediums, d.h. des Abwassers, gekennzeichnet. Dies ergibt sich aus den unterschiedlichen chemischen Charakteristika der Abwassereinleiter (Haushalt, Gewerbe, Industrie usw.) und aus deren zeitlichen (kurzfristig, aber auch jahreszeitlich) Schwankungen. Darüber hinaus unterliegt Abwasser selbst durch mikrobielle Vorgänge oft bereits im Zuge des Transportes in der Rohrleitung chemischen Veränderungen, die dann in der Abwasseraufbereitung systematisch genutzt werden.

Hinsichtlich der, auf Werkstoffe einwirkende Korrosionsbelastung sind somit neben den rein chemischen Parametern auch die Besonderheiten mikrobieller Korrosionsbeeinflussung zu berücksichtigen.

Im Folgenden werden die, im Abwasserbereich wichtigsten Mechanismen der korrosionsbedingten Werkstoffzerstörung kurz dargestellt. Es sei an dieser Stelle auf einschlägige Literatur [1,2] sowie auf den Arbeitsbehelf „Korrosion im Wasser- und Abwasserfach“ des ÖWAV hingewiesen, der kurz vor der Fertigstellung steht und in dem dieses Thema sehr ausführlich behandelt wird.

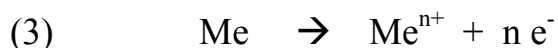
2 Korrosionsmechanismen

2.1 Metallische Werkstoffe

Die Korrosion eines metallischen Werkstoffes in einem wässrigen Medium ist die Folge einer elektrochemischen Reaktion eines Oxidationsmittels aus dem Medium an der Metalloberfläche. Als Oxidationsmittel wirken typischerweise Sauerstoff (O_2) und - in sauren Medien - Protonen (H^+ bzw. H_3O^+). Durch diesen, als *kathodische Teilreaktion* bezeichneten Vorgang, Reaktionen (1) bzw. (2), werden Elektronen aus dem Metall entfernt.



Dieser Elektronenbedarf wird durch Metallatome an der Grenzfläche gedeckt, die unter Hinterlassung von Elektronen in positiv geladene Ionen umgewandelt werden, den Metallverband verlassen und in das Medium austreten. Der Vorgang wird als *anodische Teilreaktion* bezeichnet, Reaktion (3).



Im Metall fließt dementsprechend ein Korrosionsstrom (Elektronenfluss von Anode zu Kathode). Diesem entspricht ein gleich großer Ionenstrom im Elektrolyten, der den entstehenden lokalen Überschuss an negativen (an der Kathode) bzw. positiven (an der Anode) Ionen ausgleicht. Abbildung 1 stellt diesen Gesamtvorgang für Stahl schematisch dar, er gilt aber im Prinzip für alle

Gebrauchsmetalle und -legierungen und läuft unter normalen Bedingungen spontan ab.

Die relative Beständigkeit der üblichen metallischen Werkstoffe wird erst durch einen nachgelagerten Prozess bewirkt, der als Schutzschichtbildung oder Passivierung bezeichnet wird. Durch die Reaktion der gebildeten Metallionen mit dem Wasser selbst oder in Kombination mit Wasserinhaltsstoffen entstehen unmittelbar an der Werkstoffoberfläche feste, meist oxidische Substanzen, die Korrosionsprodukte. Diese behindern den weiteren Zutritt von Oxidationsmitteln zur Metalloberfläche und/oder das Austreten von Metallionen in das Medium. Je nach Ausbildung dieser Schichten und deren chemischer Beständigkeit gegenüber anderen Wasserinhaltsstoffen werden so Korrosionsraten erreicht, die eine praktische Nutzung des Werkstoffes in dem betreffenden Medium erlauben. Man spricht dann auch von Deckschichten oder Passivschichten.

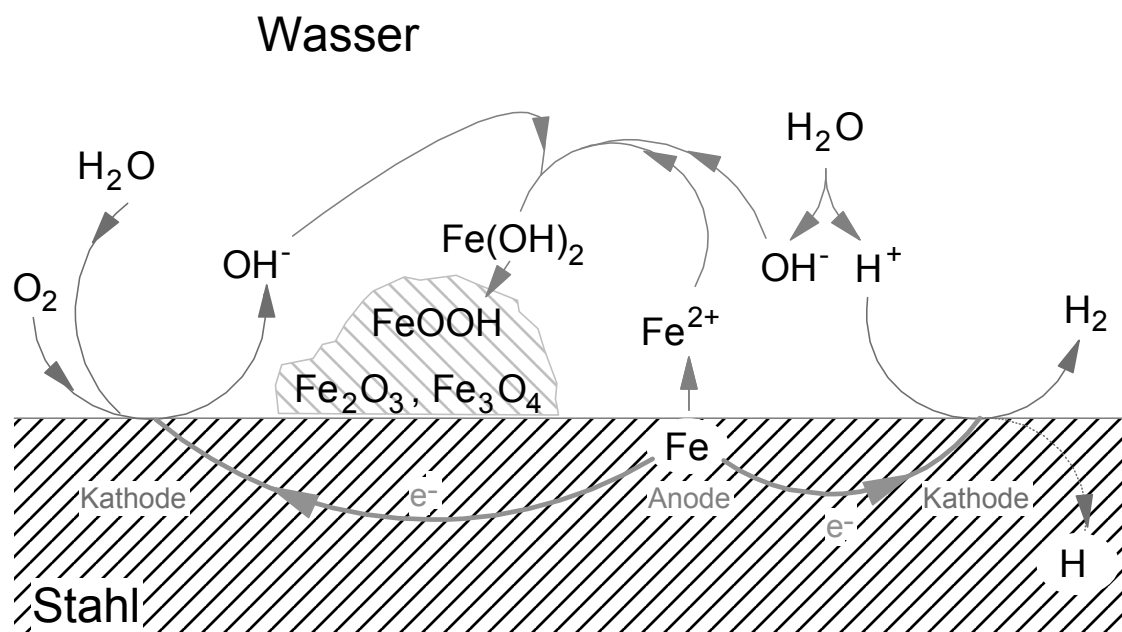


Abbildung 1: Korrosion von Stahl im wässrigen Medium als elektrochemischer Vorgang.

In Abwassersystemen können Sauerstoffkonzentrationen in der gesamten Bandbreite von Sättigung bis zu völliger Abwesenheit auftreten. Ebenso kann der pH-Wert einen großen Bereich von stark alkalisch bis hin zu stark sauer überstreichen.

In diesem Bild ist auch die bei bestimmten Werkstoffen (z.B. Eisenwerkstoffe, Aluminium) wichtige Nebenreaktion anodischer Bereiche eingezeichnet, die Hydrolyse. Durch diesen Effekt sinkt der pH-Wert an Stellen anodischer Metallauflösung (insbesondere wenn stagnierende, diffusionsbehindernde Verhältnisse vorliegen). Die Folge ist, dass die Ausbildung oxidischer Deckschichten unmöglich wird, die lokale Korrosionsrate oft progressiv ansteigt und die Trennung Anode/Kathode, d.h. die Lokalisierung, stabilisiert wird.

In Abwassersystemen ist das Auftreten von Feststoffanteilen im Medium und damit die Bildung von Ablagerungen an Bauteiloberflächen nicht ungewöhnlich.

Einen ähnlichen Effekt können übrigens auch konstruktive Spalten verursachen. Auch hier bildet sich durch die behinderte Diffusion im Spaltbereich ein Sauerstoffgradient aus und die Korrosionsraten sind dort aufgrund der Nebenreaktionen erhöht. Dieses Phänomen ist als Spaltkorrosion bekannt.

2.1.2 Lochkorrosion

Passivschichten können durch bestimmte Substanzen im Medium örtlich durchbrochen werden. Dadurch entstehen kleine anodische Stellen in einer sonst passiven Umgebung. In solch einem Fall kann an der passiven Oberfläche die kathodische Reaktion ungehindert ablaufen, während sich der gesamte Korrosionsstrom auf die kleinen anodischen Stellen konzentriert. Dadurch bilden sich rasch tiefe Löcher im Werkstoff, in denen durch die bereits oben genannten Nebenreaktionen das Medium versauert. Dieser Vorgang verhindert die neuerliche Ausbildung einer Passivschicht im Bereich der Löcher und führt oft zur raschen Zerstörung von Bauteilen.

Das technisch wichtigste auslösende Agens für Lochkorrosion ist Chlorid, betroffen von dieser Korrosionsart sind besonders die hochlegierten Chrom-Nickel-Stähle und Aluminiumwerkstoffe. Die Chloridkonzentrationen in Abwassersystemen können großen Schwankungen unterliegen und recht hohe Werte erreichen. Eine ähnliche Wirkung kann auch durch Sulfid im Medium hervorgerufen werden, was neben den Eisen- auch die Kupferwerkstoffe betrifft.

2.1.3 Selektive Korrosion

Bei manchen Werkstoffen können unter bestimmten, kritischen elektrochemischen Rahmenbedingungen einzelne Gefügebestandteile bevorzugt aufgelöst werden. Bei den Kupferwerkstoffen ist besonders Messing für diese Korrosionsart bekannt, die hier Entzinkung genannt wird. Bei den Eisenwerkstoffen ist das Gusseisen mit lamellarem Graphit davon betroffen und führt zu einem charakteristischen Erscheinungsbild, der Spongiose. In allen derartigen Fällen bleibt zunächst die äußere Form des Bauteils erhalten, die mechanischen Eigenschaften gehen in den betroffenen Bereichen aber völlig verloren, der Werkstoff wird porös und brüchig.

In Abwassersystemen können durch die große Bandbreite der möglichen Sauerstoffkonzentration leicht örtlich die für selektive Korrosion kritischen Bedingungen am Übergang zwischen aerob und anaerob entstehen.

2.1.4 Spannungsrisskorrosion, Schwingungsrisskorrosion

Bei gleichzeitigem Vorliegen von mechanischen Spannungen (Betriebsspannungen und/oder fertigungsbedingte Eigenspannungen im Bauteil) und bestimmten, für den Werkstoff spezifischen Substanzen im Medium kann es zu rissartigen Werkstofftrennungen durch Korrosion kommen. Für Kupferwerkstoffe ist vor allem Ammoniak ein solches spezifisches Auslöseagens. Das Auftreten von kritischen Konzentrationen von Ammonium ist in Abwassersystemen nicht ungewöhnlich. Für Aluminium ist Chlorid ein Auslöser, es wirkt auch an nichtrostenden Stählen, da jedoch erst bei höheren Temperaturen (ca. 60°C).

Schwingungsrisskorrosion kann auftreten, wenn durch zyklische mechanische Belastung schützende Deckschichten immer wieder aufgerissen werden. Diese Korrosionsart benötigt keine speziellen Substanzen zur Auslösung.

2.1.5 Erosionskorrosion

Zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten können schützende Deckschichten entfernen. An den so frei gelegten Werkstoffoberflächen kann die anodische Auflösung ungehindert ablaufen und es werden örtlich hohe Korrosionsraten erreicht. Feststoff- oder Gasblasenanteile im Medium verstärken den

Erosionseffekt des Mediums. Kupferwerkstoffe und unlegierter Stahl sind bevorzugt von diesem Effekt betroffen. In Abwassersystemen können hohe Feststoffanteile auftreten, ungünstige Auslegung von Pumpen oder Leitungsquerschnitten kann dann zum Überschreiten kritischer Strömungsgeschwindigkeiten führen.

2.1.6 Kupferinduzierte Korrosion

Eisen-, Aluminiumwerkstoffe sowie Verzinkungsschichten reagieren mit Kupferionen im Medium unter Lochkorrosion. Dabei werden die Kupferionen als metallisches Kupfer an der Werkstoffoberfläche niedergeschlagen. Diese mikroskopischen Kupferinseln wirken als Kathodenflächen und treiben so örtlich die anodische Werkstoffauflösung an.

Kupferionen können beispielsweise durch Regenwasser, das über Kupferbleche von Dächern oder Regenrinnen abgeleitet wird, oder durch Kupfer-Trinkwasserverrohrungen in das Abwasser gelangen.

2.1.7 Kontaktkorrosion, galvanisches Element

Sind unterschiedliche metallische Werkstoffe untereinander elektrisch leitend verbunden und befinden sie sich im gleichen Medium (Elektrolyten), so kann es zur wechselseitigen Beeinflussung kommen. Dies wird zumeist über das „edle“ bzw. „unedle“ Verhalten der Metalle erklärt. In solch einem Fall wird die Oberfläche des „edleren“ Materials wegen seiner geringeren Reaktivität oder seiner stabileren Passivschicht zur Kathode. Durch die metallische Verbindung wirkt nun ein höherer Korrosionsstrom auf das „unedlere“ Material, das daher mit erhöhter Geschwindigkeit anodisch aufgelöst wird. Dem gemäß ist dieser Effekt besonders stark, wenn die wirksame Fläche des edleren Materials groß gegenüber der des unedleren Partners ist. Aber auch die elektrolytische Leitfähigkeit beeinflusst die Wirkung eines Kontaktelements. Typische edle Werkstoffe sind Kupferwerkstoffe und nichtrostende Stähle, unedel sind Aluminium, unlegierter Stahl und Zink.

In Abwasseraufbereitungssystemen ist der Einsatz unterschiedlicher Werkstoffe oft unvermeidbar. Abwässer können durch Neutralsalze recht hohe Leitfähigkeiten aufweisen. Als Abhilfemaßnahme bietet sich eine elektrische Trennung von solchen Bauteilen durch Isolierstücke zwar an, jedoch besteht oft

über den vorgeschriebenen Potentialausgleich (Erdleiter) des elektrischen Systems trotzdem eine versteckte Verbindung.

Dieser Mechanismus des Kontaktelements kann aber auch zum Korrosionsschutz ausgenutzt werden, was als kathodischer Schutz bezeichnet wird. So vermindern Verzinkungsschichten an unlegiertem Stahl die Korrosion des Grundwerkstoffes. Auch durch Anbringen von sog. Opferanoden, z.B. aus dem besonders unedlen Magnesium, können Bauteile im Inneren von Behältern oder im Erdboden geschützt werden.

2.1.8 Das Makroelement

Bewehrungsstahl in Beton ist durch den dort vorherrschenden hohen pH-Wert von ca. 12 gut gegen Korrosion geschützt. Der unlegierte Stahl bildet hier eine Passivschicht aus und verhält sich dadurch besonders edel. Darüber hinaus stellt Beton durch das eingeschlossene Porenwasser einen relativ guten elektrolytischen Leiter dar. Befinden sich nun metallische Bauteile in der Nähe einer solchen bewehrten Betonstruktur in einem gemeinsamen Elektrolyten (z.B. im umgebenden Erdreich oder in einem abwassergefüllten Behälter) und besteht darüber hinaus eine elektrische Verbindung zum Bewehrungsstahl (sei es durch das elektrische Erdungssystem oder zufällig durch eine Montageschraube, die Bewehrungsstahl berührt), so kann dies zu einem Korrosionselement führen. Dabei stellt der Bewehrungsstahl die Kathode dar und bewirkt verstärkte anodische Auflösung des Bauteils. Im Allgemeinen hat dabei der Bewehrungsstahl eine sehr große Oberfläche im Vergleich zu einem Bauteil.

Bewehrte Betonstrukturen sind in Abwasseraufbereitungsanlagen recht häufig anzutreffen, sodass ein solches Korrosionselement leicht auftreten kann.

2.1.9 Beschichtungsversagen

Vor allem unlegierter Stahl wird zum Schutz vor Korrosion häufig mit einer organischen Beschichtung versehen. Dadurch soll das korrosive Medium von der Metalloberfläche ferngehalten werden. Je nach Einschätzung der Korrosionsbelastung kommen unterschiedliche Beschichtungstypen, ein oder mehrschichtig, mit Gesamtschichtdicken von einigen 10 µm bis zu mm zur Anwendung.

In der Praxis können nun örtliche Fehler in solchen Beschichtungen auftreten, sei es durch nicht völlig perfekte Ausführung der Beschichtung, aber auch durch chemische oder mechanische Überbeanspruchung. Vor allem bei dünneren Beschichtungen, durch die Sauerstoff noch relativ rasch hindurch diffundieren kann, entstehen dann punktuelle anodische Angriffstellen, während die kathodische Reaktionsfläche konzentrisch angeordnet ist. Generell reagieren aber die physikalisch-chemischen Bindungen zwischen Metall und organischer Beschichtung empfindlich auf die Reaktionsprodukte der kathodischen Reaktion. Dies hat eine fortschreitende, konzentrische Delamination der Beschichtung zur Folge. So entsteht das typische Erscheinungsbild von Korrosion an beschichtetem Metall: Mehr oder weniger große Bereiche der Beschichtung sind, oft blasig aufgeworfen, enthaftet. Darunter ist das Metall angegriffen, zeigt aber auch einen ringförmigen Hof ohne Schädigung, eben den kathodischen Bereich.

In Abwassersystemen bestehen wegen der großen Bandbreite der möglichen chemischen Belastungen in den einzelnen Systemabschnitten stark unterschiedliche Anforderungsprofile an Beschichtungen. Dem gemäß werden jeweils die ökonomisch sinnvollsten Beschichtungssysteme eingesetzt. Bei zu starkem Abweichen der tatsächlichen Betriebsbedingungen von der für die Auslegung angenommenen Belastung kann daher die Robustheit des Beschichtungssystems überschritten werden und kann es zur Korrosion des Grundwerkstoffes kommen.

2.1.10 Mikrobiell beeinflusste Korrosion

Mikroorganismen können Korrosionsvorgänge grundlegend beeinflussen und so über die Brauchbarkeit ganzer technischer Systeme entscheiden [3]. Im Wesentlichen können folgende Arten der Beeinflussung unterschieden werden [4]:

I. Veränderung des Mediums insgesamt

Die mikrobielle Aktivität führt zur chemischen Veränderung des Bulk-Mediums insgesamt. (pH-Verschiebung, Abbau von Korrosionsinhibitoren, Eintrag von Stoffwechselprodukten wie Ammonium, Schwefelwasserstoff)

II. Modifikation der Grenzfläche Metall/Medium durch Besiedlung

Gemäß den Ausführungen zum elektrochemischen Korrosionsmechanismus lässt eine chemische Veränderung der Grenzfläche Metall/Medium durch Biofilmbildung (Biofouling) eine signifikante Beeinflussung der Korrosion geradezu erwarten. Durch Biofilme können Konzentrationsgradienten (Belüftungselemente u.ä.) gebildet werden, im Biofilm können durch den Stoffwechsel unerwartete Substanzen in hohen Konzentrationen auftreten.

III. Veränderung von Korrosionsschutzbeschichtungen

In der Folge von Biofouling kann es zur Biodegradation von Beschichtungen kommen, sodass deren Korrosionsschutzwirkung verloren geht. Dies betrifft vor allem organische Beschichtungsstoffe, der Grundtypus trifft aber auch auf mineralische Stoffe (Auskleidungen durch Zementmörtel bzw. Beton) zu.

IV. Veränderung des Korrosionssystems durch antimikrobielle Maßnahmen.

Mikroorganismen stellen hier nur indirekt die Korrosionsursache dar. Die Korrosionswirkung wird tatsächlich durch jene technischen, mit dem Werkstoff nicht kompatiblen Maßnahmen hervorgerufen, die eigentlich gegen die Organismen gerichtet sind.

Im Gegensatz zu vielen anderen technischen Systemen stellt mikrobielle Aktivität in Abwasseranlagen einen sogar ganz wesentlichen Bestandteil des Systems dar und mit den entsprechenden Vorgängen ist daher immer zu rechnen. Trotzdem kommt es gar nicht so selten zu unerwarteten Schäden.

Aus korrosionstechnischer Sicht hat sich eine Einteilung der Organismen entsprechend dem korrosionsrelevanten Stoffwechseltypus bewährt. Der jeweilige Typus kann eine höchst heterogene Gruppe verschiedenster Arten von Mikroorganismen umfassen. Die wichtigsten Typen in dem hier betrachteten Zusammenhang sind:

- Sulfatreduzierer

Durch die Reduktion von Sulfat zu Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff unter anaeroben Verhältnissen werden schützende oxidische Deckschichten nicht gebildet bzw. in nicht-schützende sulfidische umgewandelt.

- Säurebildner
Organismen dieser Gruppe bilden organische Säuren (z.B. Essigsäure), Salpetersäure oder Schwefelsäure und können so zu Säureangriff führen.
- Schleimbildner
Diese Organismen sind primär für Belüftungselemente verantwortlich.
- Ammoniakbildner
Ammonium bzw. Ammoniak wirken ungünstig auf Kupferwerkstoffe.
- Eisen- und Manganoxidierer
Eisenoxidierer bilden aus gelöstem Fe(II) Ablagerungen aus festen, ansonsten aber weitgehend inerten, oxidischen Fe(III)-Verbindungen und führen dadurch zu Belüftungselementen. Manganoxidierer bilden dagegen aus gelöstem Mn(II) festes MnO₂ - ein starkes Oxidationsmittel, Schäden an nichtrostenden Stählen sind auch speziell aus Kläranlagen bekannt [5].

2.1.11 Korrosion durch biogene Schwefelsäure

Ein spezielles Phänomen der Abwassertechnik ist die so genannte Biogene-Schwefelsäure-Korrosion (BSK). Sie ist die Folge von örtlich anaeroben Betriebszuständen, in denen durch mikrobielle Umsetzung von Eiweiß und durch Sulfatreduktion Schwefelwasserstoff freigesetzt wird. Dieses Gas gelangt durch Diffusion in belüftete Bereiche und kann dort durch Schwefel oxidierende Mikroorganismen zu Schwefelsäure umgesetzt werden. Die Konzentration dieser Säure kann örtlich beträchtliche Werte erreichen und so massive Schäden verursachen.

BSK ist vornehmlich aus freispiegel-Rohrleitungen bekannt, wo in der 6-Uhr-Lage unter Ablagerungen solche anaeroben Bedingungen begünstigt auftreten können. Die stärksten Schäden werden zumeist knapp oberhalb des Wasserspiegels beobachtet, wo sich die an der oberen Rohrwandung gebildete Säure ansammelt und ihre höchste Konzentration und Einwirkdauer erreicht.

2.2 Zementgebundene Werkstoffe

Diese Werkstoffklasse kann durch das Medium einem lösenden oder einem treibenden Zerstörungsprozess ausgesetzt sein. Die wesentlichen chemischen Parameter sind: pH, Kohlensäuregehalt, Konzentrationen an Magnesium, Sulfat, Ammonium und Sulfid. Auf der Basis von Grenzwerten für diese Parameter wird im Regelwerk eine Einteilung in Aggressivitätsstufen vorgenommen und es kann eine Klassifikation der Beständigkeit eines Werkstoffs/Produkts erfolgen.

Da das aggressive Medium unmittelbar zur Werkstoffoberfläche vordringen muss, um wirken zu können, spielen Deckschichten und Ablagerungen an der Bauteiloberfläche eine wichtige Rolle bei der Begrenzung der Zerstörungsgeschwindigkeit. Vorgänge, die diese mechanisch meist wenig widerstandsfähigen Schichten entfernen, führen somit zu erhöhten Korrosionsraten. Es kann sich dabei um Erosion durch das Abwasser selbst handeln, sei es wegen hoher Fließgeschwindigkeit oder wegen der Mitwirkung von Feststoffanteilen. Aber auch regelmäßige Reinigungsvorgänge können sich so ungünstig auf die Lebensdauer auswirken.

Die bereits unter Punkt 2.1.11 beschriebene Biogene-Schwefelsäure-Korrosion (BSK) ist auch für diese Werkstoffklasse von großer Bedeutung. Einerseits verursacht die Schwefelsäure für den alkalischen Werkstoff grundsätzlich lösende Bedingungen, andererseits sind deren Salze, die Sulfate, Ursache für die Bildung der sehr voluminösen mineralischen Phase Ettringit und damit für die treibende Wirkung.

2.3 Kunststoffe

Kunststoffe sind organische Polymere, die durch Zugabe mehr oder weniger großen Anzahl von Additiven jene Eigenschaften erzielen, die sie als Werkstoffe auszeichnen. Ihr Korrosionsverhalten ist daher einerseits durch die chemischen Eigenschaften des Polymers selbst bestimmt, andererseits durch die Eigenschaften dieser Zuschlagstoffe. Korrosionsrelevante Vorgänge sind neben dem unmittelbaren chemischen oder mikrobiellen Angriff auf das Polymer das Eindiffundieren von schädlichen Mediumsbestandteilen in das Polymergerüst sowie das Ausdiffundieren von stabilisierenden Additiven. Mechanische

Belastung stellt einen sehr wesentlichen zusätzlichen Faktor im Werkstoffverhalten bei Korrosionsbelastung dar.

Da diese Werkstoffgruppe wegen der komplexen, herstellerabhängigen Zusammensetzung einer Standardisierung nur bedingt zugänglich ist, muss die Tauglichkeit eines Produkts für den jeweiligen Einsatzbereich durch entsprechende Prüfungen nachgewiesen werden, was auch im entsprechenden Regelwerk für den Abwasserbereich verankert ist.

Polymere finden nicht nur als Bauteilwerkstoffe, sondern auch als Dichtungs- und Beschichtungsmaterialien Verwendung. Ein Versagen kann daher nicht nur zum Verlust der Integrität von Bauteilen führen, sondern auch die Ursache für sekundäre Korrosion an anderen Werkstoffen führen.

3 Zusammenfassende Betrachtung

Verglichen mit anderen technischen Korrosionssystemen ist die Korrosionsbeanspruchung für Werkstoffe in Abwassersystemen vor allem durch die große mögliche Bandbreite an Belastungsarten und -intensitäten gekennzeichnet. Im Sinne ökonomischer Anlagenkonzepte sind daher die Werkstoffauswahl und die weiteren Maßnahmen zum Korrosionsschutz Abschnittsweise an die jeweils zu erwartenden Belastungsgrößen anzupassen. Dadurch wird im Rahmen einer veranschlagten Lebensdauer bei vertretbaren Anlagenkosten ein hohes Maß an Betriebssicherheit erreicht.

Ein derartiges, hoch optimiertes Konzept kann aber naturgemäß ein gewisses Restrisiko für Korrosionsschäden nicht ausschließen, insbesondere wenn das tatsächliche Belastungsregime später nicht den angenommenen Belastungen entspricht. Deutlich höher ist das Risiko zudem, wenn neue Werkstoffe zum Einsatz kommen, deren Verhalten unter den tatsächlichen Einsatzbedingungen nicht ausreichend bekannt ist.

4 Literatur

- [1] ATV M 168 „Korrosion von Abwasseranlagen - Abwasserableitung“, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Ausgabe 1998-07.
- [2] D. Stein, W. Niederehe, Instandhaltung von Kanalisationen, 2. Auflage, Verlag für Architektur u. techn. Wiss., Berlin, 1992.
- [3] H.-C. Flemming, Biofilme und Wassertechnologie Teil II: Unerwünschte Biofilme – Phänomene und Mechanismen, Wasser Abwasser **133** (3), S. 119-130, 1992.
- [4] P.Linhardt, MIC an Metallen – Eine Übersicht, Tagungsband der 3-Länder Korrosionstagung 2005 „Mikrobiell beeinflusste Korrosion“, Wien, 21.-22.4.2005, GfKORR, Frankfurt (2005), S. 69-79.
- [5] T. Mathiesen, E. Rislund, T.S. Nielsen et al. (2003): MIC of stainless steel pipes in sewage treatment plants, CORROSION 2003, NACE International, Houston/Texas, paper 3563.

Korrespondenz an:

Ao. Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Paul Linhardt

Technische Universität Wien
Technische Versuchs- und Forschungsanstalt (TVFA)
Karlsplatz 13/030
1040 Wien

Tel.: 01-58801-43090

Fax: 01-58801-43099

Email: Paul.Linhardt@tuwien.ac.at

Planung und Errichtung von Abwasserdruckleitungen

Dipl.-Ing. Gottfried Kolbe

Zivilingenieur für Bauwesen

geschäftsführender Gesellschafter der Bichler & Kolbe ZT GmbH

Kurzfassung: Die biogene Sulfidkorrosion kann große Schäden verursachen. Durch konstruktive Maßnahmen im Bereich Planung und Errichtung von Abwasserdruckleitungssystemen können grundsätzlich Probleme vermieden werden. Ergänzend zur vorhanden Literatur wird vom Autor auf besondere Problempunkte hingewiesen.

Key Words: biogene Sulfidkorrosion (BSK), Schwefelwasserstoff, Sulfid, Abwasserdruckleitungen

1 Ausgangssituation Einleitung

Unter längeren, sauerstofffreien Bedingungen haben alle organisch belasteten Abwässer die Tendenz anzufaulen und Schwefelwasserstoff zu bilden. Dieser Anfaulvorgang ist umso intensiver, je konzentrierter das Abwasser und je höher die Temperatur des Abwasser ist. Beim Austritt bzw. beim Wiedereintritt des angefaulten Abwassers an die Luft tritt der gebildete Schwefelwasserstoff in die Atmosphäre aus, was sich durch Geruchsbelästigung manifestiert.

Das Problem einer Geruchsbelästigung kann unter Umständen durch Absaugung der Luft und deren Behandlung gelöst werden. Der Schwefelwasserstoff löst sich jedoch im Kondenswasser, das an Innenwänden und Abdeckungen haftet. Es kommt zu weiteren mikrobiologischen Umsetzungsprozessen - nämlich der bakteriellen Oxidation des Schwefelwasserstoffs zu Schwefelsäure, die eine extrem starke Korrosionswirkung ausübt. Diese biogene Sulfidkorrosion (BSK) kann große Schäden an Betonoberflächen und Metallteilen anrichten.

Da in Österreich in früheren Zeiten vorwiegend Freispiegelkanäle gebaut wurden und erst in letzter Zeit beim Bau zentraler Abwasserreinigungssysteme vermehrt auch lange Druckleitungen für Abwassertransport eingesetzt werden, bestehen hinsichtlich der beschriebenen Korrosionsprobleme nur eingeschränkte Erfahrung. Um über dieses wichtige Phänomen und seine Vermeidung mehr Wissen anzusammeln, wurden beispielhaft auf mehreren Kläranlagen im ostösterreichischen Raum in den Jahren 2003-2005 im Rahmen des Forschungsprojektes Kugpia (Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen) vom Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien, intensive Untersuchungen und Messungen durchgeführt.

Die biochemischen Zusammenhänge und Mechanismen der Korrosions- und Geruchsprobleme im Zusammenhang mit der Bildung von H_2S können beispielhaft im ATV Regelwerk ATV DVWK M154 und im Forschungsbericht Kugpia gut nachgelesen werden.

Im Forschungsbericht Kugpia werden die Probleme die durch Schwefelwasserstoffentwicklung entstehen können, wie folgt aufgezählt:

- Gefahr für Mitarbeiter von Abwasseranlagen (H_2S wirkt toxisch; ab 10 ppm können Sehstörungen auftreten, ab 200 ppm Kopfschmerzen und Übelkeit, ab 500 ppm kann Atemlähmung auftreten)
- Geruchsprobleme, Geruchsbelästigungen
- Korrosion an Bau- und Werkstoffen
- Schwierigkeiten bei der Abwasserreinigung durch Blähschlammentwicklung

2 Schadensbild – biogene Sulfidkorrosion

Generell kann angemerkt werden, dass sich die biogene Sulfidkorrosion und die Geruchsbelästigung unterschiedlich manifestieren, jedoch aufgrund der Ursache - H_2S Bildung, eine gemeinsame Problematik darstellen. Die Auswirkungen bzw. das Schadensausmaß stehen in einem zeitlichen Zusammenhang.

Besonders gefährdet durch die biogene Sulfidkorrosion sind Betonbauteile nach der Ausmündung von Pumpleitungen bzw. Betonbauwerke und Rohrleitungen im Bereich von Hochpunkten mit Entlüftungsventilen.



Abbildung 1: BSK im Anschluss an einen Hochpunkt mit Entlüftung; Pumpleitung 2 mal DN 400 mm, Länge ca. 7.600 m; nach ca. drei Betriebsjahren



Abbildung 2: zerstörtes Be- und Entlüftungsventil am Hochpunkt; Korrosion am Gussrohr, Pumpleitung DN 300 mm, Länge 8.500 m; nach ca 16 Betriebsjahren



Abbildung 3: Ablagerungen und Sielhautschicht in einer Pumpleitung; DN 300 mm, Länge ca. 8.500 m; nach ca. 16 Betriebsjahren

Im nachfolgenden Beitrag sollen aus planerischer Sicht Maßnahmen aufgezeigt werden, die bei Planung und Betrieb von Abwasserdruckleitungssystemen mithelfen Schäden durch Korrosion, hervorgerufen durch Inhaltsstoffe der Kanalluft bzw. biogene Säurebildung (BSK, biogene Sulfidkorrosion) oberhalb des Wasserspiegels zu vermeiden.

Wesentliche Einflussfaktoren der H₂S Produktion bzw. von Geruchs- und Korrosionserscheinungen sind:

- hohe Abwassertemperaturen
- geringe Abwassermengen, verbunden mit hohem Anteil an organischen Verbindungen
- lange Fließstrecken und lange Fließzeiten bzw. Aufenthaltszeiten in Druckleitungen. Bei Druckleitungssystemen mit hintereinander geschalteten Druckleitungen führt die Vorbelastung des Abwassers mit Sulfid zu einer Verstärkung des Sulfidbildungspotentials.
- organische Ablagerungen, Oberfläche des Biofilms (Sielhaut) innerhalb von Druckleitungen

Nicht eingegangen wird auf Korrosionserscheinungen hervorgerufen:

- durch Stoffe im Boden oder durch Grundwasserbeschaffenheiten auf die Außenseite von Bauwerken und Bauteilen.
- durch Inhaltsstoffe im Abwasser auf die vom Abwasser benetzte Fläche.

Es wird jedoch ausdrücklich empfohlen, sich vor Inangriffnahme von konkreten Planungsarbeiten, jedenfalls über Boden- und Grundwasserbeschaffenheit, sowie über Beschaffenheit und Zusammensetzung des Abwassers, ein genaues Bild zu machen.

3 Behandlungsmöglichkeiten, Verfahren zur Vermeidung von Korrosions- und Geruchsproblemen

Es sei in diesem Zusammenhang ausdrücklich darauf hingewiesen, dass zwischen Maßnahmen zur Symptombekämpfung und Maßnahmen zur aktiven Bekämpfung (Vermeidung, Verhinderung) von Geruchsemissionen, zu unterscheiden ist.

Maßnahmen zur Symptombekämpfung, wie Einsatz von Biofiltern, Abluftanlagen, Abluftanlagen mit Luftwäscher oder Abkapselungen sind nur anzuwenden, wenn sichergestellt ist, dass Bausubstanz nicht zu Schaden kommen kann. In Ausnahmefällen ist es möglicherweise aus anderen Gründen erforderlich, Sofortmaßnahmen zu setzen, um z.B. Anrainerbeschwerden kurzfristig zu entsprechen.

3.1 Verfahren zur Bekämpfung von Geruchsproblemen

3.1.1 Ausreichende Belüftung der Anlage bzw. des Abwassers

Vor Inangriffnahme einer Maßnahme muss geprüft werden, ob aerobe Abwasserzustände oder bereits anaerobe Abwasserzustände (angefaultes Abwasser) vorherrschen.

Im aeroben Bereich sind Abstürze bzw. Bauteile die Turbulenzen hervorrufen sinnvoll. Turbulenzen aller Art begünstigen den Gasaustausch. Das Abwasser wird mit Sauerstoff angereichert.

Bei anaeroben Abwasserzuständen sind Turbulenzen tunlichst zu vermeiden. Mit dem Gasaustausch werden Sulfide ausgestrippt, die Folge führt zu BSK.

3.1.2 Biofilterverfahren, Luftwäscherverfahren (Symptombekämpfung)

Beim Einsatz von Biofilter-, Biowäscher-, Luftwäscherverfahren, etc. ist besonders auf die Materialwahl und den Aufstellungsort zu achten. Zum Betrieb dieser Anlagen sind Betriebs- und oder Zusatzmittel erforderlich, die wiederum Kosten verursachen. Die Situierung der Luftansaugung ist gut auszuwählen. Aus der Erfahrung des Autors heraus, kann die Aussage getroffen werden, dass der

gewünschte Erfolg (Vermeidung von Geruchsbelästigungen im Zusammenhang mit BSK) nur sehr eingeschränkt bzw. nicht immer gegeben ist.

3.1.3 Konstruktive Maßnahmen

Oberstes Prinzip der Vermeidung von BSK ist für kurzen, direkten Abwassertransport zu sorgen, sowie lange Aufenthalts- und Standzeiten zu vermeiden. Im Bereich der Zuflüsse zu Pumpwerken ist darauf zu achten, dass die zufließenden Kanäle nicht in den Rückstaubereich gelangen. Ablagerungen aufgrund von geringen Fließzeiten sind hintanzuhalten.

3.1.4 Optimierung von Betriebseinstellungen

Treten im Pumpleitungssystem Probleme auf, empfiehlt sich als Sofortmaßnahme nachfolgende Optimierungsschritte zu prüfen:

- Aufenthaltszeit des Abwassers im Pumpensumpf durch tiefersetzen des Einschaltpunktes zu verringern.
- Regelmäßige Spülung bzw. Reinigung des Pumpensumpfes um Ablagerungen hintanzuhalten. Eventuell ist die Nachrüstung einer automatischen, intervallartigen Kreislaufführung von Abwasser zur Spülung bzw. zur Aufwirbelung möglich. Im Bereich größerer Pumpwerke ist der Einsatz von Rührwerken möglich, um ein Absetzen von Stoffen zu verhindern.
- Erhöhung der Pumpgeschwindigkeit
In der Literatur wird vielfach eine Mindestgeschwindigkeit von $v > 0,5$ m/sek gefordert, um ein Absetzen von Inhaltsstoffen in der Druckleitung selbst zu verhindern. Aus Beobachtungen im Rahmen des Forschungsprojektes Kugpia beim RHV Region Neusiedlersee-Westufer lässt sich ableiten, dass bei Geschwindigkeiten in Druckleitungen von $v > 1,5$ m/sek die Sielhaut nachhaltig gestört bzw. abgebaut wird. Nach längerem Betrieb mit höherer Geschwindigkeit war jedenfalls die Geruchsproblematik einige Tage lang nicht bemerkbar gewesen.

3.2 Technische Verfahren zur Vermeidung von BSK

In der Regel ist davon auszugehen, dass wenn Maßnahmen zur Vermeidung von BSK gesetzt werden, automatisch Geruchsemissionen hintangehalten sind. Prinzipiell ist der Einsatz von nachfolgenden Verfahren zur Vermeidung von BSK möglich:

3.2.1 Spülen von Leitungen durch:

- Spülen mit Wasser
- Ständiger Betrieb mit erhöhter Pumpgeschwindigkeit
 $v > 1,5 \text{ m/sek}$; Wandschubspannung $> 4 \text{ N/m}^2$
Voraussetzung für den Betrieb von mehreren Pumpen in einem Pumpwerk (um höhere Geschwindigkeiten zu erzielen) ist, dass vorhandenen Pumpen nicht gegenseitig verriegelt sind. Die Kennlinien der Pumpaggregate müssen bei gleichzeitigem Betrieb eine höhere Geschwindigkeit ermöglichen.
- Spülen mit Druckluft
Einsatz von Druckluft z.B. nach dem System „Bühler“, regelmäßiges ausblasen der Leitung
- Molchen
Es erscheint durchaus möglich, Pumpdruckleitungen ständig und regelmäßig (z.B. 1 x pro Woche) mittels Molchen im Eigenbereich des Betreibers zu reinigen. Voraussetzung ist eine einfache Zugänglichkeit zur Molchschleuse, eine Einrichtung zur Rückgewinnung des Molches und ein Notfallplan für Störfälle. Molchen in mittel- oder langfristigen Zeitabständen ist demgegenüber viel aufwändiger und sollte gegebenenfalls aus Haftungsfragen nur mit Fachfirmen ausgeführt werden. Eine weitere Voraussetzung für eine Molchreinigung ist die Hindernisfreiheit der Druckleitung im Innenbereich. Bei Einsatz von PE-HD Leitungen, sowie Spiegelschweißungen müssen die Schweißwülste abgehobelt sein. Bei Vorhandensein von abrupten Richtungsänderungen, sowie Querschnittsverengungen (z.B. Düker) ist eine Molchreinigung nicht sinnvoll bzw. möglich.

- pneumatischer Abwassertransport
- Abwassertransport mittels Vakuumverfahren

3.2.2 Einsatz von Dosiermittel

- Zugabe von Kalk
- Zugabe von Eisensalzen
- Zugabe von Nitraten

Auf die oben angeführten Verfahren wird im Einzelnen nicht eingegangen. Diese Verfahren werden in gesonderten Vorträgen des gegenständlichen Seminars behandelt.

4 Empfehlung aus Sicht der Planung und Konstruktion

Im deutschsprachigen Raum finden sich vor allem in den ATV-Regelwerken ATV - DVWK - M 154 und ATV - M 168 wertvolle Hinweise für die Planung und den Betrieb von Druckleitungssystemen. Das Studium der zuvor angeführten Regelwerke wird unbedingt empfohlen, um den Themenkreis Geruchsproblematik und Korrosionserscheinungen in seiner Komplexität zu begreifen.

Nachfolgend angeführte Punkte sind bei der Planung von Abwasserdruckleitungssystemen im Besonderen zu beachten:

- Abschätzung des Gefahrenpotentials
- Maßnahmen zur Minimierung des Gefahrenpotentials
- Maßnahmen zum Schutz der Bausubstanz, Materialwahl
- Maßnahmen in Wartung und Betrieb

5 Abschätzung des Gefahrenpotentials

Vor allem bei Neuplanungen wie z.B. der Aufschließung von neuen Siedlungs- und Gewerbegebieten ist eine Abschätzung der Art und der Menge des Abwassers oft nur schwer möglich und vielfach eine schwierige, oft unlösbare Aufgabe. In manchen Fällen ist es aus diesem Grunde sinnvoll, von einer kurz- bzw. mittelfristigen Betrachtung (z.B. geringer Aufschließungsgrad) und zusätzlich einer langfristigen Betrachtungsweise auszugehen.

Jedenfalls unterliegt das Gefahrenpotenzial einer zeitlichen Komponente, die nur schwer abschätzbar ist. Wird z.B. ein neu gewidmetes Siedlungs- und Gewerbegebiet nur langsam aufgeschlossen bzw. besiedelt, so ist naturgemäß der zugehörige Abwasseranfall sehr gering. Lange Stand- und Fließzeiten verbunden mit Fäulnisprozessen sind in der Anfangsphase der Aufschließung die logische Folge.

Andererseits kann es in bestehenden Betriebsgebieten zu unerwarteten konjunkturell bedingten Betriebsschließungen von abwasserintensiven Betrieben kommen, die schlagartig die Gesamtsituation eines Kanalanlagenbetreibers verbessern können. Fremd- und Drainagewasser können ebenfalls theoretische Abschätzung des Gefahrenpotenzials erschweren.

Grundsätzlich können zur Vermeidung von Schäden, Investitionsmaßnahmen (Luftspülungen, pneumatischer Abwassertransport, etc.) oder Betriebsmaßnahmen (Zudosierung, in der Herstellung kostengünstiger) gesetzt werden.

Vielfach sind das tatsächliche Szenarium und der Zeitablauf einer Besiedelung nicht vorhersehbar. Hier erscheint eine schrittweise Vorgangsweise bzw. ein wohl durchdachter Stufenplan erforderlich. Zum Beispiel können bei der Errichtung Vorkehrungen zur Nachrüstung von Dosieranlagen berücksichtigt werden. Bei kurzen Pumpleitungen kann sich der Einbau von Molchscheusen in weiterer Folge bewähren.

Um das Gefahrenpotential gesamthaft abschätzen zu können, ist unbedingt das Gesamtsystem sowie die Abwasserzusammensetzung vom Punkt des Abwasseranfalls bis zur Kläranlage zu betrachten.

6 Minimierung Gefahrenpotential

Als einfache konstruktive und betriebliche Maßnahmen zur Minimierung des Gefahrenpotentials können genannt werden:

- Minimierung der Aufenthaltszeit in Abwasserdruckleitungssystemen, durch entsprechende Ausbildung von Pumpensumpf und Minimierung der Rohrdurchmesser von Druckleitungen
- Betrieb der Druckleitungen mit einer ausreichenden Fließgeschwindigkeit.

Jedenfalls ist es bei Abwasserdruckleitungssystemen mit geringem Abwasseranfall von Vorteil, mit kleineren Querschnitten (Rohrdurchmesser) und größeren Betriebsgeschwindigkeiten zu operieren. Zwei Druckleitungen mit kleinem Durchmesser können günstiger sein, wenn dadurch die Aufenthaltszeit des Abwassers verkürzt und die Fließgeschwindigkeit erhöht wird. Sind mehrere Druckleitungen parallel vorhanden, dürfen nur die tatsächlich erforderlichen genutzt werden. Bei langen Standzeiten sollten die nicht genutzten Druckleitungen leer laufen und/oder mit Reinwasser gespült und/oder ausgeblasen werden können.

Die erforderlichen Energiekosten sollten jedenfalls nicht als einziges Entscheidungskriterium für die Wahl der Leitungsdimensionierung herangezogen werden.

Die Möglichkeit, eine Pumpdruckleitung in regelmäßigen Abständen mit einer erhöhten Fließgeschwindigkeit von z.B. größer 1,5 m/sek betreiben zu können, vermindert die Gefahr von Ablagerungen (organisch und anorganisch) und zerstört zumindest teilweise die Sielhaut. Hohe Fließgeschwindigkeiten führen zu hohen Wandschubspannungen und dadurch zu Sielhautabrieb. Als positiver Nebeneffekt kann die hydraulische Leistungsfähigkeit des Gesamtsystems durch Vermeidung von Ablagerungen und Querschnittseinengungen erhalten bleiben.

Überlegenswert ist grundsätzlich schon bei der Planung die Errichtung von selbstreinigenden Druckentwässerungssystemen. In einer Forschungsarbeit haben Szabó und Schmidt bereits 1996 aufgezeigt, dass der Einsatz von

Pumpaggregaten mit sehr steilen Kennlinien ermöglicht, Druckleitungen selbstständig zu reinigen. Diese Aggregate besitzen in der Regel die nötigen Reserven um auf Verengungen des Rohrquerschnittes (hervorgerufen durch Ablagerungen oder Sielhautbildung) durch Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit zu reagieren. Besonders im Bereich von Druckrohrleitungen mit kleinem Durchmesser und Pumpaggregaten mit Zerkleinerungseinrichtungen sind die Selbstreinigungskräfte aus dem System heraus mobilisierbar.

Anmerkung: Pumpaggregate mit Zerkleinerungseinrichtungen können im Mischwasser nicht eingesetzt werden. Körniges scharfkantiges Material zerstört die Zerkleinerungseinrichtung. Bei Leitungsdurchmessern kleiner 95 mm ist sicherzustellen, dass sich im Betrieb keine Verstopfungen ergeben können.

Kommt Druckluft als zusätzliche Maßnahme zur Geruchs- und/oder Korrosionsbekämpfung zum Einsatz, so kann zusätzlich die Belüftung des Pumpensumpfes in Erwägung gezogen werden.

Im Detail sind Checklisten bzgl. technisch sinnvoller Möglichkeiten dem ATV Regelwerk ATV DVWK M 154 zu entnehmen.

7 Maßnahmen zum Schutz der Bausubstanz vor Korrosionserscheinungen

Zementgebundene Werkstoffe wie Beton, Mauerwerksmörtel, Faserzement etc. und metallische Werkstoffe wie un- und niederlegierte Stähle, sowie Gusseisen sind prinzipiell korrosionsgefährdet. Im Gefahrenbereich empfiehlt sich vor allem der Einsatz von Kunststoffen, Poloplastmaterialien, hochlegierten Stählen eventuell Steinzeug und Klinker.

Besonders zu achten ist auf die richtige Einschätzung des Gefahrenbereiches. Gefährdet sind jedenfalls Bereiche nach Ausmündungen von Druckleitungen (Ausstrippung von H₂S). Es ist zusätzlich sinnvoll, in diesen Bereichen, wenn möglich, Turbulenzen zu vermeiden bzw. zu reduzieren. Sind die gefährdeten Bereiche ausreichend gegen Betonkorrosion geschützt, ist der Einsatz von Biofilter zur Geruchsvermeidung gerechtfertigt. Werden

Biofilter zur Geruchsbekämpfung eingesetzt, muss bewusst sein, dass es sich um Symptombekämpfung handelt.

7.1 Druckrohrleitungen Materialwahl

Besonders gefährdet durch BSK in Druckrohrleitungen sind die Bereiche um Hochpunkte, insbesondere wenn diese mit Be- und Entlüftungsventilen ausgestattet sind. Aus Literaturangaben und Werknormen können die Eignungskriterien für einzelne Rohrmaterialien hergeleitet werden. Aus Eigenerfahrung des Autors kann ausgesagt werden, dass bei Verwendung von PE-HD Druckrohren Problemen „großräumig aus dem Weg gegangen wird“. Dieses Rohrmaterial ist generell für die Herstellung von Druckrohrleitungen sehr gut geeignet. Nicht nur im Gasversorgungsbereich, sondern auch im Abwasserbereich ist dieses Rohrmaterial vielfach vollkommen ohne Betriebsstörungen im Einsatz. Beim RHV Region Neusiedlersee-Westufer sind seit dem Jahr 2000 ca. 35 Kilometer PE-HD Druckrohrleitungen ohne Probleme in Betrieb.

8 Maßnahmen im Bereich Wartung und Betrieb

Im Bereich Betrieb ist jedenfalls aufzuzeigen, dass die Einleitung von fäulnisfähigem Abwasser aus Betriebsbereichen minimiert werden sollte. Die vom Gesetzgeber vorgesehenen Möglichkeiten (Indirekteinleiterverordnung) sollten von den Betreibern durchaus ausgeschöpft werden.

Prinzipiell kann durch regelmäßige Wartungs- und Reinigungsarbeiten im Kanalsystem die Bildung von angefaultem Abwasser in Druckleitungssysteme reduziert werden. Im Einzelnen sind sinnvolle Maßnahmen der entsprechenden Fachliteratur zu entnehmen.

Das regelmäßige Spülen von Druckrohrleitungen mit hohen Pumpgeschwindigkeiten (wie unter Pkt. 3.2.1 beschrieben), sollten als Sofortmaßnahme nicht außer Acht gelassen werden.

9 Entscheidungsfindung

Um die einzelnen Verfahren und Möglichkeiten im Einzelfall gegenüberstellen zu können und um zu einer Entscheidung zu kommen, sind Kostenvergleichsrechnungen oder Lebenszykluskostenrechnungen sinnvoll und von der Förderstelle vorgegeben. In der Abwasserwirtschaft haben diese Berechnungen nach den Vorgaben der LAWA zu erfolgen.

Dabei ist jedenfalls möglichst mit tatsächlichen Marktpreisen zu rechnen. Besonders im Bereich Chemikalieneinsatz kann die Erhebung des tatsächlichen Marktpreises eine sensible Aufgabe darstellen.

Unabhängig von Kostenvergleichsrechnungen sollte bedacht auf den einfachen, pragmatischen, vorausschauenden Lösungsansatz genommen werden. Trotz gesetzlicher Einleitungskriterien und bescheidmäßiger Auflagen für Einleiter- und Kanalnetzbetreiber kann die Qualität des Abwassers vom Betreiber nicht beeinflusst werden. Durch die Wahl geeigneter Verfahren, wie der Einsatz von Druckluft z.B. nach System „Bühler“ oder Druckluftförderung und geeigneter Materialwahl (z.B. PE-HD Druckrohre) ist die BSK-Problematik an der „Wurzel zu packen“.

10 Schlussbetrachtung

Aus planerischer Sicht besteht noch in manchen Bereichen Aufklärungs- bzw. Lernbedarf. Im Besonderen erscheint es erforderlich, den technisch maschinellen Bereich der Pumpentechnik mit dem verfahrenstechnischen Bereich der Chemie und Biochemie wissenschaftlich-technisch zusammenzuführen.

Weiterer Erfahrungsaustausch und Transparenz über eingesetzte Methoden und deren Auswirkungen ist unabdingbar erforderlich.

11 Literatur

ATV-Regelwerk, ATV DVWK M 154 (2003) Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung, ISBN 3-924063-82-6

ATV Regelwerk, ATV M 168 (1998), Korrosion von Abwasseranlagen – Abwasser-ableitung

KSB Aktiengesellschaft (1989), Kreiselpumpen Lexikon

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien (2005); Forschungsbericht Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen

Matché (2003), Ursachen und Lösungsansätze für Geruchs- und Korrosionsprobleme, Wiener Mitteilungen Band 182

Saračević, Svardal, Bertran de Lis (2003), H₂S-Analytik, Wiener Mitteilungen Band 192

SIHI-Halberg (1978), Grundlagen für die Planung von Kreiselpumpen-Anlagen

Szabó, Schmidt (1996), Forschungsbericht Fraunhofer IRB Verlag, ISBN 3-8167-5402-3

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gottfried Kolbe
Bichler & Kolbe ZT GmbH
A-7000 Eisenstadt; Colmarplatz 1; Austria
Tel.: 02682/61 900
Fax: 02682/61 900 12
E-Mail: office@bic-kol.at
Homepage: www.bic-kol.at

Betrieb von Abwasserdruckleitungen unter besonderer Berücksichtigung von Geruchs- und Korrosionsproblemen

Christof Giefing

Reinholdungsverband Region Neusiedler See - Westufer

Abstract: Der Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer betreibt Druckleitungen von 35km Länge. Wenige Jahre nach Inbetriebnahme kam es zu Beschwerden hinsichtlich Geruchsbelästigungen sowie zu biogener Sulfidkorrosion in mehreren Anlagenteilen.

In der Folge wurden diese Bereiche mittels verschiedener Verfahren saniert. Um künftige Schwierigkeiten und teure Sanierungsmaßnahmen zu vermeiden, wurde das Forschungsprojekt Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen (KUGPIA) gestartet. Damit ähnliche Probleme bei anderen Anlagen miterfasst werden und die Ausgangsbasis verbreitert wird, wurden weitere Anlagen in benachbarten Bundesländern in das Forschungsprojekt miteinbezogen. Zeitgleich konnten Projektförderungen sichergestellt werden.

Ziel des mehrjährigen Forschungsprojektes war die Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und damit zusammenhängend die Hintanhaltung der biogenen Sulfidkorrosion.

Key Words: Abwasserdruckleitung, biogene Sulfidkorrosion, Sanierungsverfahren, passive und aktive Korrosionsbekämpfung, Forschungsprojekt KUGPIA

1 Einleitung

Der Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer (RHV NSW) umfasst neun Mitgliedsgemeinden im nördlichen Burgenland, am Westufer des Neusiedler Sees.

Zu den Verbandsaufgaben zählen Abwasserreinigung und Abwassertransport. Die zugehörigen Anlagen wurden in eineinhalbjähriger Bauzeit errichtet und ab Mai 2000 schrittweise in Betrieb genommen.

Als Standort für die Verbandskläranlage wurden Grundstücke außerhalb des Ortsgebietes der Gemeinde Schützen/Geb. gewählt. Bedingt durch fehlende bzw. geringe Gefälleverhältnisse im Vorland des Neusiedler Sees werden die Abwässer aller neun Gemeinden mittels Pumpwerken und Druckleitungen zur Verbandskläranlage gefördert.

1.1 Transportleitungen

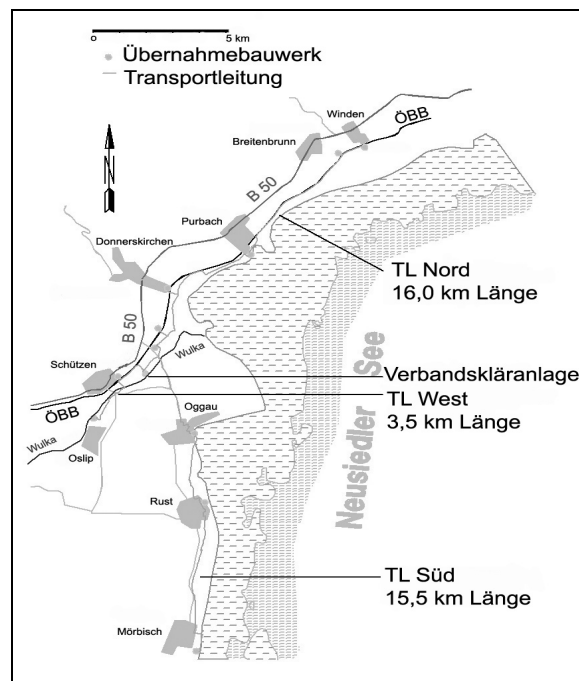


Abbildung 1: Lageplan Transportleitungen

Die Transportleitungen ergeben eine Gesamtlänge von ca. 35km und bestehen aus drei Teilsträngen (siehe Abb. 1).

- Transportleitung Nord: 16,0km Länge. Angeschlossen sind die Gemeinden Winden am See, Breitenbrunn, Purbach am Neusiedler See, Donnerskirchen.
- Transportleitung Süd: 15,5km. Angeschlossen sind die Gemeinden Mörbisch am See, Rust, Oggau am Neusiedler See
- Transportleitung West: 3,5km. Angeschlossen sind die Gemeinden Oslip, Schützen am Gebirge

Als Rohrmaterial wurde HD-PE (PE 100) aufgrund der besonderen Widerstandsfähigkeit gegen mechanische und chemische Belastungen sowie aufgrund der hohen Zugfestigkeit gewählt. Die streckenweise äußerst ungünstigen Lagebedingungen der Druckleitungen, wie sumpfiges Gelände und anstehendes Grundwasser, gaben den Ausschlag für diesen Kunststoff. Der RHV NSW ist der erste Verband der ausschließlich HD-PE Leitungen im Einsatz hat.

1.2 Pumpwerke

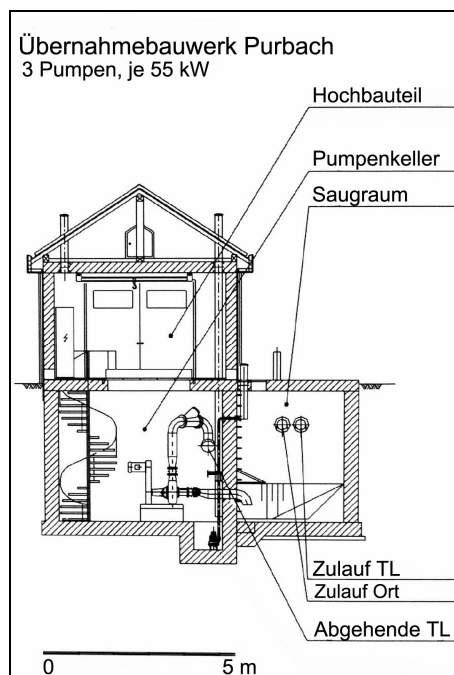


Abbildung 2: Schnitt PW Purbach am Neusiedler See

In jeder der neun Verbandsgemeinden wurde eine Pumpstation zur Übernahme der Abwässer aus dem Ortsgebiet errichtet. Eine Schnittdarstellung eines typischen Pumpwerkes ist in Abbildung 2 zu finden.

Der Transport der Abwässer erfolgt im Sägezahnprinzip. Das bedeutet, dass Schmutzwasser von einer Gemeinde in das Pumpwerk der nächstfolgenden Gemeinde gefördert wird, sich dort mit dem Abwasser dieser Gemeinde vereinigt und zum nächsten Pumpwerk weitergepumpt wird. Die Fördermengen betragen zwischen $50\text{m}^3/\text{h}$ und $750\text{m}^3/\text{h}$.

Zur Förderung werden großteils trocken aufgestellte Horizontalpumpen verwendet, welche in Abhängigkeit von der anfallenden Abwassermenge

automatisch geregelt werden. Im Trockenwetterfall wird eine Abwassergeschwindigkeit von ca. 0,8m/s erreicht, im Mischwasserfall 1,4m/s.

Somit ist bei Regenereignissen ein Spüleffekt in den Druckleitungen durch die höhere Abwassergeschwindigkeit gegeben.

Die Standorte der Pumpwerke in den Gemeinden sind generell durch die Lage der ehemaligen Ortskläranlagen vorgegeben. Nachdem diese bereits in den 60er bzw. 70er Jahren gebaut wurden, sind sie aufgrund von Siedlungserweiterungen mittlerweile nahe an die Gemeinden herangerückt, z.T. an die Ortsgrenze, z.T. direkt ins Siedlungsgebiet. Ausgehend von diesen Rahmenbedingungen wurden im Zuge der Errichtungsbautätigkeit der Verbandsanlagen zur Vermeidung möglicher Geruchsbelästigungen bei den Pumpwerken Biofilteranlagen installiert.



Abbildung 3: Biofilter PW Donnerskirchen Ortsgebiet

Die Biofilter entnehmen die Abluft aus dem Saugraum des Pumpwerkes und blasen sie in den Reaktionstank ein. Die in diesem Tank auf mehreren mit Substrat belegten Ebenen aufwachsenden Bakterien werden periodisch mit fein verdüstem Wasser versorgt und sorgen für die Reinigung des Luftstromes.

2 Problemstellung

Die Inbetriebnahme der Anlagen des RHV NSW erfolgte schrittweise ab Mai 2000.

Im darauffolgenden Jahr kam es im Verlauf der Sommermonate zu einigen wenigen Beschwerden hinsichtlich Geruchsbelästigung, ausgehend von der Verbandskläranlage. Von Verbandsseite erhoffte man sich mit erhöhter Detailschärfe der Bearbeitung des Indirekteinleiterkatasters in Kombination mit der Errichtung eines Luftwäschers im Rechengebäude der Abwasserreinigungsanlage (ARA) zum damaligen Zeitpunkt die Lösung des Problems (siehe Abb. 4). Besonderes Interesse daran war natürlich aufgrund der Situierung der ARA in der Nähe der Tourismusgemeinden am Neusiedler See gegeben.

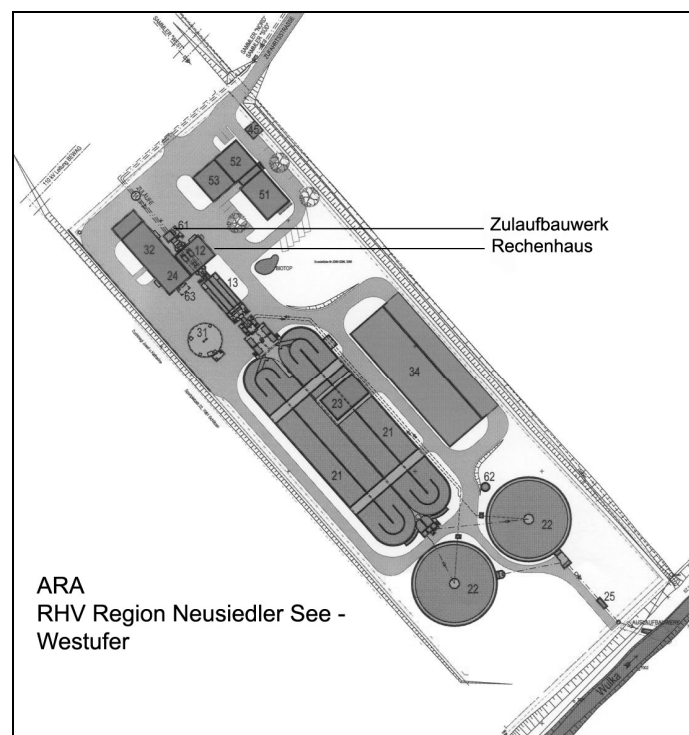


Abbildung 4: Lageplan ARA

Im Jahr 2002, trotz mehrerer Optimierungsversuche, führte die Geruchsbelästigung zu gehäuften Beschwerden.

Ein bereits im Zuge der Bauphase engagierter Betontechnologe wurde daraufhin beauftragt, sämtliche Anlagenteile zu überprüfen und zu befunden. Wie sich herausstellte, war es im Zulaufbauwerk und Rechenhaus der ARA (vgl. Abb. 5 und 6) bereits zu einem lösenden Angriff an der Zementmatrix gekommen. Die Schäden bewegten sich in einem Bereich von 20cm Höhe und wenige Millimeter Tiefe bis zu 3cm Tiefe und deckten somit die Verwirbelungszone von Abwasser und Luft weitgehend ab. Die Betonzuschlagsstoffe sowie die Bewehrung wurden mit wenigen punktuellen Ausnahmen nicht angegriffen, da die Betonrezeptur bereits in der Bauausführung vorsorglich auf karbonatfreie Zuschläge umgestellt wurde.

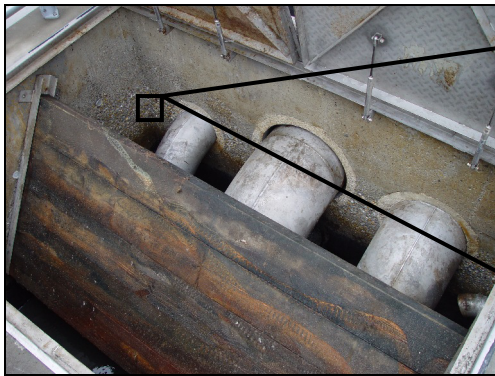


Abbildung 5: Schäden Zulauf



Abbildung 6: Detailansicht

In den Saugräumen der Pumpwerke sowie in den Entlüftungsschächten der Transportleitungen wurden zum damaligen Zeitpunkt keine Schädigungen festgestellt.

In den folgenden Betriebsjahren mussten weitere Anlagenteile saniert werden. Betroffen waren zwischenzeitlich zwei Saugräume von Pumpwerken.

Genauere Analysen ergaben, dass es sich nicht um Schäden durch mangelhafte Bauausführung bzw. Planung oder Einleitung gefährlicher Abwasserinhaltsstoffe handelte sondern um Umsetzungsprozesse in den Druckleitungen, deren Produkte auf Beton bzw. metallische Werkstoffe korrosiv wirken.

3 Passive und aktive Korrosionsbekämpfung

Nach fruchtbaren Diskussionen der Verbandsgremien wurde im Jahr 2002 letztlich vereinbart, einerseits Schutzmaßnahmen in den betroffenen Bauwerken zu treffen und andererseits Maßnahmen im Bereich der Druckleitungen zu veranlassen, die die Entstehung der unerwünschten Reaktionen verhindern.

3.1 Passive Korrosionsbekämpfung

Auf Vorschlag des beigezogenen Betontechnologen wurde im weniger stark betroffenen Rechenhaus der Abtrag der vorgeschädigten Angriffszone und eine anschließende Reprofilierung betroffener Bereiche sowie eine Beschichtung mit mehrschichtigen, chemisch hochbeständigen Epoxidharzen vorgenommen (siehe Abb. 7).

Eine ähnliche Vorgangsweise wurde für die Sanierung der angegriffenen Saugräume bei betroffenen Pumpwerken gewählt. Zusätzlich mussten aufgrund von Korrosionserscheinungen verbindende Rohrleitungen aus niederlegierten Stählen auf hochlegierte Stähle getauscht werden.

Im stärker geschädigten Zulaufbereich kam es nach Abtrag der geschädigten Bereiche und Wiederherstellung als zusätzlichen Schutz zur Einbringung einer dicht abschließenden Edelstahlwanne der Güte 1.4571 (siehe Abb. 8).

Obwohl im Zulaufbereich keine Redundanz über parallel verlaufende Notgerinne o.ä. vorhanden war, konnten die beauftragten Arbeiten durch angepasste Betriebsweisen sowie minutiös vorbereitete mehrstündige Arbeitseinsätze der beteiligten Firmen innerhalb von wenigen Tagen durchgeführt werden.



Abbildung 7: Epoxidharzbeschichtung **Abbildung 8:** Wanneneinbringung Zulauf ARA

Seit nunmehr 4 Jahren sind die anfänglich sanierten Bereiche in wunschgemäßem Zustand.

3.2 Aktive Korrosionsbekämpfung

In einem ersten Schritt wurde im Zuge einer Literaturrecherche die aktuelle Situation erhoben. Es zeigte sich, dass dieses Thema vor allem im Ausland (Deutschland, Skandinavien,...) von einigen Publikationen behandelt wurde. Aus den vorliegenden Quellen war keine eindeutige und allgemein gültige Problemlösung abzuleiten.

Auch von am Markt befindlichen Anbietern div. Produkte und Verfahren zur Korrosionsvermeidung konnten keine wissenschaftlich belegten Studienergebnisse eingebracht werden.

In Österreich wurden bislang vorwiegend Freispiegelkanäle gebaut, erst in letzter Zeit fanden beim Bau zentraler Abwasserreinigungsanlagen vermehrt Druckleitungen Verwendung. Wie sich bald herausstellte, gab es auch zum damaligen Zeitpunkt - Mitte 2002 – nur wenige bzw. unvollständig dokumentierte Erfahrungswerte österr. Anlagen.

Eine Zusammenstellung dieser wenigen Daten zeigte, dass Handlungs- und Forschungsbedarf gegeben war.

3.2.1 Gewählte Vorgangsweise

Nach Kontaktaufnahme mit dem Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien und ersten Gesprächen mit Univ. Prof.

Matsché zu diesem Thema wurde gemeinsam beschlossen, ein Forschungsprojekt zu initiieren.

Die aufwendige Suche nach Förderpartnern brachte letztlich die Kommunalkredit Public Consulting GmbH als zentralen Fördergeber sowie die Bundesländer Burgenland, Niederösterreich und Steiermark als weitere Fördergeber.

Neben den Fördermittelvereinbarungen und der wissenschaftl. Betreuung seitens der TU Wien wurden etwa zeitgleich Anlagen bzw. Verbände mit ähnlichen Problemstellungen, jedoch anderen Rahmenbedingungen als Projektpartner gewonnen.

Dies waren:

- AWV Seewinkel (Burgenland)
- AWV Raum Fürstenfeld (Steiermark)
- ARA Guntramsdorf (Niederösterreich)
- GAW Unteres Zayatal (Niederösterreich)

Der Reinhaltungsverband Region Neusiedler See – Westufer fungierte als Projektträger des Forschungsprojektes Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen sowie ebenfalls als Versuchsstandort.

Für die Projektkoordination wurden die Ziviltechniker Bichler & Kolbe ZT GmbH aus Eisenstadt engagiert.

Als externe Projektbeteiligte nahmen versch. Firmen teil, deren Mitwirken im Rahmen des Forschungsprojektes als zweckmäßig erachtet wurde.

Nach Klärung sämtlicher Rahmenbedingungen erfolgte der offizielle Projektstart am 30. Juli 2003. Ende März 2006 wurden die letzten Fördermittel freigegeben und das Projekt endabgerechnet.

Von in Summe ca. € 500.000,- Gesamtausgaben wurden ca. € 150.000,- über Eigenleistungen der teilnehmenden Anlagen aufgebracht. Ein weiterer wesentlicher Anteil der Finanzierung konnte über Fördermittel abgewickelt werden.

3.2.2 Umsetzungsmaßnahmen

Nach Abschluss des Forschungsprojektes und Abwägung der für unsere Rahmenbedingungen am besten geeigneten Maßnahme wurde die Errichtung jeweils einer Dosierstation pro Transportleitung beschlossen.

Diese wurden nach wasserrechtlicher Bewilligung und Einholung von Förderzusagen vor kurzem baulich fertiggestellt und werden in wenigen Tagen in Probebetrieb gesetzt. Aussagen über Wirksamkeit, mögliche positive und negative Nebeneffekte können seriöserweise erst nach Ende des Probebetriebs getätigt werden.

Bei den weiteren Projektpartnern, Verbänden und Abwasserreinigungsanlagen, befinden sich ebenfalls konkrete Umsetzungsmaßnahmen, die aus dem Forschungsprojekt resultieren, im Versuchsstadium bzw. in Planung.

4 Projektziele

Im Forschungsprojekt KUGPIA wurden die Ursachen der Entstehung von korrosions- und geruchsbildenden Prozessen in Druckleitungen und deren Vermeidung untersucht. Die Untersuchungen wurden einerseits im Labor mit Versuchsmaterial aus den Rohrleitungen und andererseits im praktischen Einsatz in den Rohrleitungen bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen durchgeführt.

Ziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und damit zusammenhängend Hintanhaltung der biogenen Sulfidkorrosion. Die angesprochen Probleme sollen zukünftig zielgerichtet im erforderlichen Ausmaß bekämpft werden können. Die große Umweltrelevanz und die beachtlichen wirtschaftlichen Folgen der Korrosionsprozesse waren Hauptbeweggründe für dieses Projekt. Außerdem sollen hinkünftig in sensiblen Lebensräumen unangenehme Geruchsbelästigungen nachhaltig beseitigt und gesundheitsschädliche H₂S-Emissionen für das Kläranlagenpersonal reduziert bzw. vermieden werden.

5 Zusammenfassung

Der Reinhaltungsverband Region Neusiedler See – Westufer betreibt Druckleitungen von 35km Länge. Wenige Jahre nach Inbetriebnahme der Verbandsanlagen gab es bereits Beschwerden hinsichtl. Geruchsbelästigungen bei Anrainern bzw. Tourismusbetrieben im Umland sowie biogene Betonkorrosion im Zulaufbereich und Rechenhaus der ARA, ausgelöst durch Umsetzungsprozesse in den Druckleitungen und deren Produkte.

In der Folge wurden diese Bereiche mittels technischer Verfahren saniert. Um künftige Schwierigkeiten und teure Sanierungsmaßnahmen zu vermeiden, wurde das Forschungsprojekt Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen (KUGPIA), in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien gestartet. Damit ähnliche Probleme bei anderen Anlagen miterfasst werden und die Ausgangsbasis verbreitert wird, wurden weitere Anlagen in das Forschungsprojekt miteinbezogen. Zeitgleich konnten Projektförderungen sichergestellt werden.

In einer mehr als zweijährigen Untersuchungs- und Versuchsphase wurden die Ursachen der korrosions- und geruchsbildenden Prozesse in Druckleitungen und deren Vermeidung untersucht. Ziel des Forschungsprojektes war die Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und damit zusammenhängend die Hintanhaltung der biogenen Sulfidkorrosion. Konkrete Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Abwasserdruckleitungen und Abwasserreinigungsanlagen wurden erarbeitet. Durch das Wissen um die Problemstellung sollen sowohl in Herstellung wie auch in Betrieb überzogene Maßnahmen sowie Kosten vermieden werden.

6 Danksagung

Das Forschungsprojekt KUGPIA wurde durch die finanzielle Unterstützung folgender Institutionen ermöglicht:

- Kommunalkredit Public Consulting GmbH, dieses Projekt wurde gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
- Bundesland Burgenland,
- Bundesland Niederösterreich,
- Bundesland Steiermark.

Den zahlreichen Personen, die oft in ihrer Freizeit und bis spät in die Nacht im Sinne der Sache mitarbeiteten, sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

7 Literatur

ATV-DVWK-M 154 (2003), Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen – Vermeidung oder Verminderung -. Hennef

Barjenbruch, M. (2000), Vermeidung von Geruchs- und Korrosionsentwicklung in der Kanalisation. Tagungsband der 3. Rostocker Abwassertagung 18./19.09.2000, S. 109- 124

Barjenbruch, M.; Dohse, C. (2004), Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz des ländlichen Raumes. Abschlussbericht interaktiv. LAWA- Forschungsvorhaben im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser und Boden“2001, Stand 12/2004, Compact Disc

Barjenbruch, M. (2005), Möglichkeiten zur Verringerung von Geruchs- und Korrosionserscheinungen im Kanalnetz. Tagungsband des Lehrer- und Obmanntages des DWA Landesverbandes Sachsen/Thüringen 16./17.03.2005, 17 S.

Ecker, E. (2003), Geruchsprobleme auf Kläranlagen. KA- Betriebs- Info 2003 (33), Nr. 2
S. 1145- 1148

Erichsen, A.C.; Andersen, K.K.; Mark, O. (1999), Sulphide Occurence in Sewer
Networks - a New Topic in MOUSE Trap. 3rd DHI Software Conference

Fachnormenausschuss 120 – Abwasserbeseitigung: ÖNORM EN 12255-9 (2002),
Kläranlagen- Teil 9: Geruchsminderung und Belüftung. Österreichisches
Normungsinstitut

Frechen, F.-B. (2004) Geruchsemissionen aus dem Kanalnetz – Grundlagen, Ursachen,
Maßnahmen, neue Entwicklungen-. Tagungsband des Kongresses Vedunia
28.10.2004, Wien, 24 S.

Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J.; Yongsiri, C.; Nielsen, A.H.; Abdul-Talib, S (2002),
Sewer microbial processes, emissions and impacts. Proceedings Sewer Processes
and Networks, Paris, France

ÖWWV (1991), ÖWWV- Regelblatt 23 – Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Christof Giefing

Reinholdungsverband Region Neusiedler See - Westufer

Pappelwiesen 1, A- 7081 Schützen/ Gebirge

Tel.: +43 2684 25 25- 0

e-Mail christof.giefing@rhv-nsw.at

web www.rhv-nsw.at

Möglichkeiten der Bekämpfung von Geruch und Korrosion in der Kanalisation

Lic. Fátima Bertrán de Lis

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

TU Wien

Abstract: Sulfidproduktion in Abwasserdruckleitungen und auf Kläranlagen ist ein weltweit bekanntes Problem und viele Untersuchungen wurden von mehreren Autoren durchgeführt, um die Ursachen, Folgen, Vermeidung und Bekämpfung zu erforschen. Aufgrund der Erkenntnisse dieser Problematik sowie unzureichender wissenschaftlicher Untersuchungen und Erfahrungen in Österreich wurde das Projekt KUGPIA ins Leben gerufen. Innerhalb dieses Projektes wurde die Effizienz von den am meisten angewendeten Methoden zur Bekämpfung des Problems getestet und auf ihre Anwendbarkeit untersucht; von Molchung zur Entfernung des Biofilms, pneumatischem Abwassertransport zur Minimierung der Aufenthaltszeiten und Luft bzw. Nitratdosierung zur Vermeidung anaerober Bedingungen, bis zur Einsendosierung zur Fällung des produzierten Sulfids.

Key Words: Abwasserdruckleitung, Sulfidproduktion, Chemikaliendosierung, Molchung, Pneumatischer Abwassertransport

1 Einleitung

Es gibt zwei Hauptstrategien zur Bekämpfung von Sulfidproblemen in Abwasserdruckleitungen. Methoden wie die Vermeidung bzw. Verminderung der Sulfidproduktion durch die mechanische Entfernung des Biofilms bzw. durch die chemische Unterbindung der anaeroben Bedingungen gehören zur ersten Strategie. Die zweite Strategie umfasst Technologien die als Ziel vorhaben, das produzierte Sulfid aus dem System zu entfernen durch die chemische Umwandlung zu weniger aktiven Substanzen.

In den Druckrohrleitungen bildet sich ein Biofilm (Sielhaut), der für die anaeroben Umsetzungen von Sulfat zu Sulfid verantwortlich ist. Durch die mechanische Entfernung dieser Sielhaut kann die Sulfidproduktion minimiert werden. Die Entfernung des Biofilms in Druckrohrleitungen ist zunächst durch direkte mechanische Einwirkung von Festkörpern (Molchen) und Erhöhung der Fließgeschwindigkeit (z. B. Druckluftspülung) möglich.

Die Aktivität anaerober Microorganismen wie die sulfatreduzierenden Bakterien kann durch die Erhöhung des Redoxpotentials und daher die Begünstigung der anoxischen Bedingungen gehemmt werden. Durch die Dosierung von Nitrat (Barjembruch, 2001) kann dieses Ziel erreicht werden. Andererseits kann die Sulfidproduktion durch die Dosierung von Luft bzw. Sauerstoff in die Druckleitung zur Vermeidung der anaeroben Bedingungen unterbunden werden (Boon and Lister 1975, USEPA 1985).

Der Biofilm kann auch durch eine drastische Erhöhung des pH-Wertes beschädigt werden. Die Anwendung von Kalk ermöglicht die Hemmung der Sulfidproduktion durch eine Anhebung des pH-Wertes bis zu über 11.

Produziertes Sulfid kann vom Abwasser eliminiert werden durch den Einsatz von Eisensalzen. Eisen reagiert mit Sulfid zu Eisensulfid, mit einer geringen Solubilitätsprodukt, wobei eine Fällung des Sulfides stattfindet.

2 Praktische Versuche

2.1 Mechanische Reinigung

Eine Möglichkeit für die Entfernung von Biofilmen und Ablagerungen, welche sich wegen Unregelmäßigkeiten im Gefälleverlauf der Abwasserleitungen sammeln können, ist das Molchen von Leitungen.

Die klassische Molchung ist eine Art mechanische Reinigung, in der man versucht, Molche unterschiedlicher Form und Härte durch die Leitung zu pumpen. Um Verstopfungen in der Druckleitung zu vermeiden, werden am Anfang weiche Molche (komprimierbarer Schaumstoff) mit kleinerem Durchmesser als der Rohrleitung verwendet. Während der nächsten Phasen

werden Molche mit steigendem Durchmesser (max. gleicher Durchmesser wie Rohrleitung) und Härte (Kombination Schaumstoff-Kunststoff) verwendet (Abbildung 1).

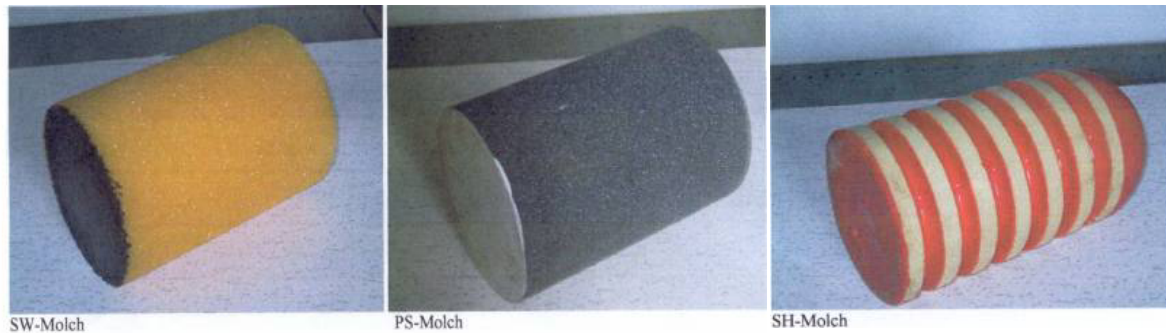


Abbildung 1: Eingesetzte Molche für Molchung bei AWW Seewinkel (Fa. MTA)

Die Molche werden mit Hilfe einer Schleuse in die Druckleitung eingebracht und mittels Abwasserpumpen entlang der Druckleitung mit einer Geschwindigkeit bewegt, die ausreichende Reibungskräfte zwischen Molch und Rohr gewährleistet, so dass der Großteil der Ablagerungen und des Biofilms aus den Druckleitungen beseitigt werden.

Da es an Umlenkungen und Engstellen in den Leitungen zum Hängen bleiben der Molche und damit zu Verstopfungen kommen kann, wurde für den praktischen Einsatz eine möglichst geradlinige Druckleitung vom Seebad Illmitz bzw. von der Biologischen Station Neusiedler See nach Illmitz (AWW Seewinkel) ausgewählt.

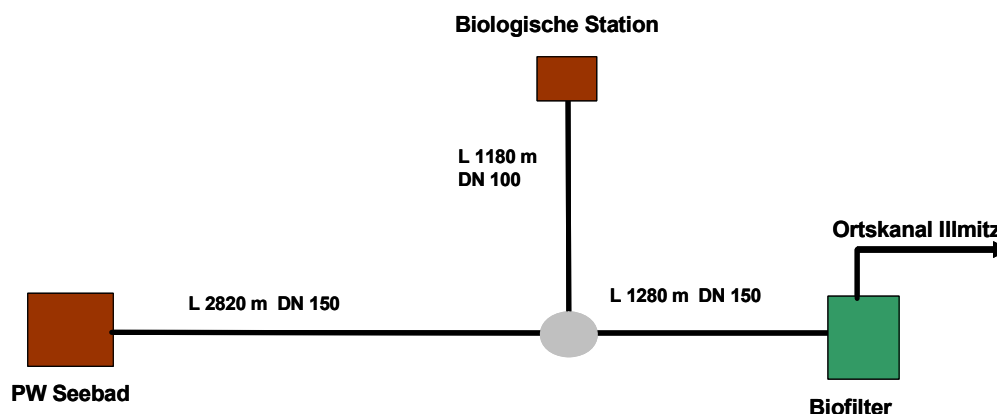


Abbildung 2: Schema Druckleitung Seebad Illmitz - Ort Illmitz, AWW Seewinkel

Die klassische Molchung wurde an zwei aufeinander folgenden Tagen, zuerst von der Biologischen Station zum Schacht beim Biofilter (DN 100+150) und dann vom Seebad bis zum Schacht beim Biofilter (DN150) vorgenommen.

Der erste Versuch verlief problemlos. In der ersten Phase wurden zwei weiche Molche 100 und 150 mm Durchmesser durch die Druckleitung mit einer Pumpe Garvens (7,5 kW; 45 m³/h) gepumpt. Anschließend wurden nacheinander vier härtere Molche durch die Leitung gepresst. Bei diesem Versuch kam anstelle von Abwasser Seewasser zum Einsatz.

Die Sielhaut löste sich stoßweise und erschien schneller als der Molch, da dieser durch die Reibung gebremst wurde. Der gute Reinigungseffekt und die erfolgreiche Ablösung der Sielhaut waren an Stücken von Sielhaut im Abwasser deutlich zu sehen.

Während der Molchung wurde eine intensive Probenahme durchgeführt, wobei ungefähr 100 Liter Probenmaterial gesammelt wurde. Die Sielhautmenge wurde während des Versuches mit der TS Sonde und später durch die Analyse der abfiltrierbaren Stoffe der Proben bestimmt. (Abbildung 3).

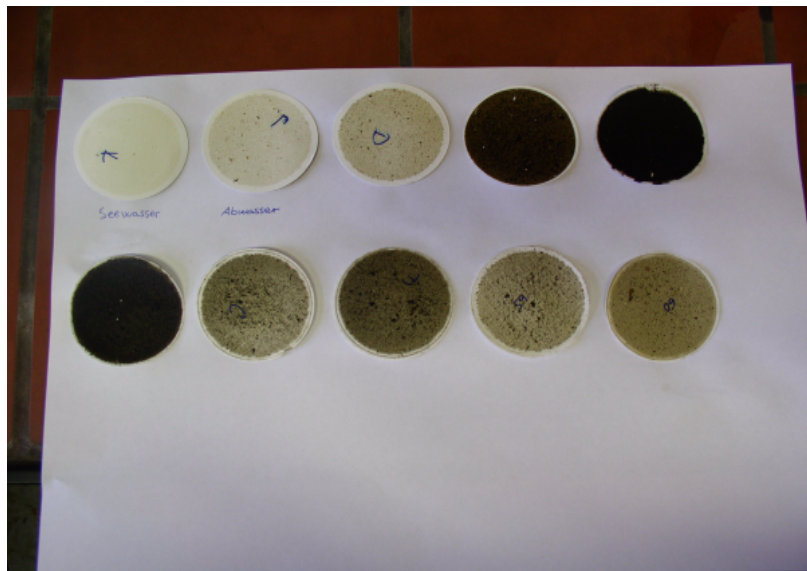


Abbildung 3: Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe bei der ersten Molchung in AWW Seewinkel

Mit Hilfe der gesammelten Proben konnte ein Zusammenhang zwischen Trockensubstanz und der Dicke der Sielhaut hergestellt werden.

Während der zwei Molchdurchgänge fielen insgesamt 22,75 kg TS Sielhaut an. Unter der Annahme, dass die Sielhaut ca. 3 % TS enthält, ergeben sich 758 kg bzw. 758 l Sielhaut. Die gesamte gemolchte Fläche betrug ca. 970 m² (1180 m DN100 und 1280 m DN150), woraus sich eine mittlere Dicke der Sielhautschicht von ca. 0,81 mm errechnet.

Als zweiter Versuch war die Molchung der Leitung vom Seebad nach Illmitz geplant. Wegen der zu großen Sandablagerungen in der Leitung blieb der Molch jedoch in der Leitung stecken und konnte erst nach mehreren Versuchen mittels Druckluft aus der Leitung entfernt werden.

Bereits eine Woche nach Durchführung der Molchung kam es wieder zu Beschwerden wegen Geruchsbelästigungen. Auch die Untersuchung der Abwasserproben, die nach der Molchung aus der Druckrohrleitung entnommen wurden, bestätigte die erneute Produktion von H₂S auf dem Niveau vor dem Versuch.

Die durchgeführten Firmenversuche zur Molchung zeigten auf, dass trotz des guten Reinigungseffektes, die Technik relativ aufwendig und kostenintensiv ist und nur eine kurzfristige Dauerhaftigkeit der Sielhautentfernung bzw. die Verminderung des Geruchsbildungspotentials bringt.

Eine Alternative zur klassischen Molchung ist die Reinigung mit Lecamaterial. Leca (Blähton, Lecaton®) ist ein aufgeblähter Ton aus ausgesuchten Tonschichten und wird in einem langen, zweigeteilten Drehrohrofen bei ca. 1200° C gebrannt, wobei eine breite Palette verschiedener Korngruppen und Dichten hergestellt wird. Der Name Leca leitet sich aus der englischen Kennzeichnung „Light expanded clay aggregate“ ab.

Bei den Versuchen wurden Mittels Kanalsaugwagen ca. 2 m³ wassergesättigtes Leca mit ca. 3 m³ Wasser eingesaugt und mit einem Schlauch von ca. 15 cm Durchmesser in die Druckleitung eingepresst (Abbildung 4), wobei immer wieder eine gewisse Menge an Wasser nachgefüllt werden musste, um das Leca in Mischung zu halten. Ein kompakter Pfropfen und damit ein besserer Reinigungsgrad wird nur dann erreicht, wenn Leca kontinuierlich, ohne längere Pausen, in die Druckleitung eingebracht wird.



Abbildung 4: Leca Dosierung mit Kanalwagen in Sammler West RHV NSW

Diese Verfahrensweise bietet mehrere Vorteile gegenüber dem klassischen Molchverfahren. Der Leca-Pfropfen ist in sich beweglich und wirkt zufolge der relativen Härte der Leca-Kugeln äußerst günstig für den Abrieb auch sehr fest haftender Biofilme. Darüber hinaus ist eine allfällige Verstopfungsgefahr, die mit konventionellen Molchen besonders bei Umlenkungen der Druckleitung mit geringem Radius, wie dies zum Beispiel bei Dükern im Bereich des RHV NSW gegeben ist, auszuschließen.

Um den Reinigungseffekt zu verstärken, wurde zusätzlich während der Lecadosierung eine geringe Menge an Tensiden in die DL eingebracht. Durch den Einsatz von Tensiden sollte Folgendes erreicht werden:

- Verminderung der Oberflächenspannung, wodurch die Entfernung des Biofilms aus der Druckleitung erleichtert wird.
- Bildung von Schaumpolster, die dann wie ein Molch entlang der Druckleitung wirken.

Die Versuche mit der Lecamolchung wurden in Druckleitungen verschiedener Durchmesser und Länge durchgeführt.

Bei dem Versuch in Guntramsdorf, bei dem Leca in den Pumpensumpf dosiert und mit Abwasserpumpen in die Druckleitung eingebracht wurde, wurde das Leca Material durch die Abwasserpumpen zerkleinert, so dass ein Teil durch den Rechen floss und Probleme bei verschiedenen Pumpen auf der Kläranlage verursachte.

Bei anderen Versuchen, in denen Leca mit Hilfe eines Kanalwagens direkt in die Druckleitung dosiert wurde, traten derartige Probleme nicht auf, so dass das gesamte Lecamaterial mit dem Rechengut entfernt werden konnte.

Diese Molchtechnik mit Leca brachte zum Teil eine ähnliche Reinigungswirkung als die klassische Molchung, wies jedoch auch nicht den erwünschten Langzeiteffekt auf und kommt nach den bisherigen Erfahrungen nur als Zusatzmaßnahme mit einem der nachfolgend zu beschreibenden Verfahren, in Frage.

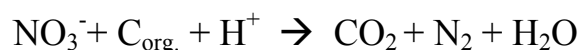
2.2 Vermeidung der Sulfidproduktion mit Chemikalienzugabe

2.2.1 Zugabe von Nitrat

Durch die Zugabe von Nitrat werden anoxische Bedingungen in der Druckleitung geschaffen, so dass Schwefelwasserstoff weitgehend abgebaut oder seine Produktion verhindert wird. Vereinfacht wird die Denitrifikation durch die folgende Gleichung beschrieben:



Durch die Denitrifikation wird der pH-Wert erhöht und somit der Effekt der Geruchsbekämpfung zusätzlich verstärkt, da manche Geruchsstoffe bei höherem pH-Wert in dissoziierter Form vorliegen und nicht in die Atmosphäre austreten können.



Die bestehenden drei Druckleitungen im RHV NSW (Abbildung 5) wurden für die Versuche mit der Dosierung von Nutriox-Ca(NO₃)₂ ausgewählt.

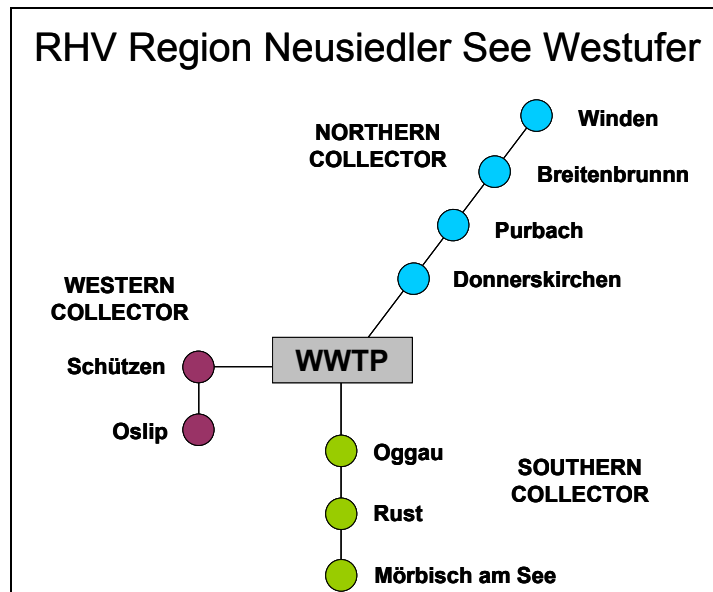


Abbildung 5: RHV Region Neusiedler See - Westufer

Tabelle 1: Eigenschaften Abschnitte der DL mit Nutriox Dosierstationen

DL-Abschnitt	Länge	Durchmesser	Querschnitt	Volumen DL	Mittlere Abwassermenge	Pumpe	Abwasser Verweilzeit
	m	mm	m ²	m ³	m ³ /d	m ³ /h	h
PW Donnerskirchen (Sammler Nord)	4560	443	0,154	702,85	3443,1 (2513,59)	450	4,9
PW Schützen (Sammler West)	1346	248	0,048	65,02	921,6 (588,4)	150	1,7
PW Oggau (Sammler Süd)	5034	399	0,125	629,43	2391,4 (1953)	400	6,3

Auf Grund der Kosten und Forschungsziele im Projekt KUGPIA wurde eine Variante der Nutrioxdosierung ausgewählt, bei der die Dosiercontainer mit Nutriox bei der letzten Pumpstation entlang der Druckleitung installiert und regelmäßig vom Betriebspersonal befüllt werden. Die Dosierung erfolgte mit einer Membranpumpe mit Druckhalteventil, das mit einem NBox-Controller und einer Software der Firma YARA gesteuert wurde. Die Dosiermengen werden der Abwassermenge, -belastung und -temperatur entsprechend eingestellt.

Am 12.07. wurde mit der Dosierung von $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ in Donnerskirchen begonnen. Nach 4 Tagen war kaum noch H_2S_g in der Luft nachweisbar und die Messungen im Abwasser zeigten bereits deutlich niedrigere $c(\text{H}_2\text{S})$ -Konzentrationen.

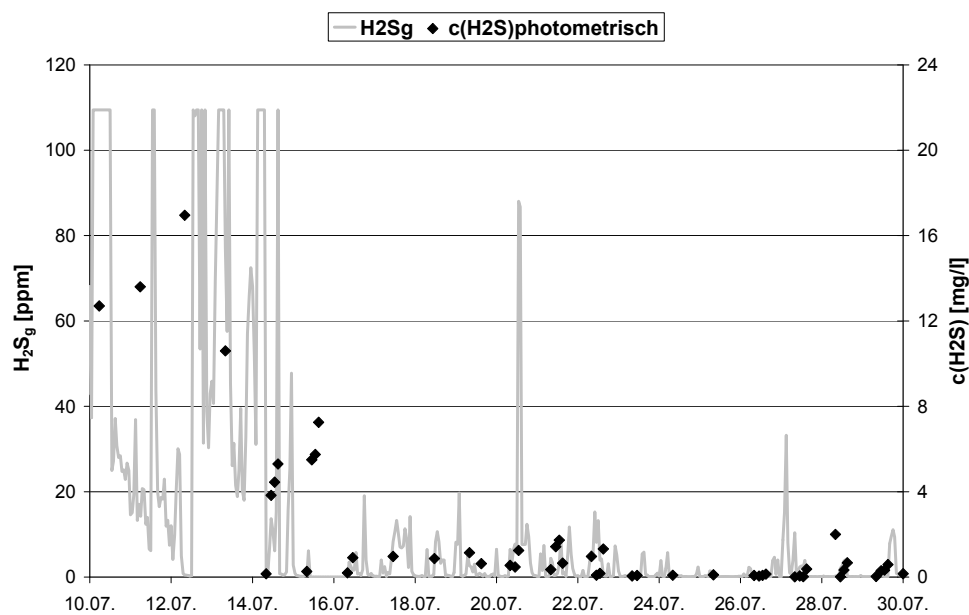


Abbildung 6: Nutriox-Dosierung im Sammler Nord

Ähnliche Ergebnisse konnten für Sammler Süd und West beobachtet werden. Die Dosiermengen waren relativ knapp, was dazu führte, dass niedrigen Sulfidkonzentrationen am Ende der Druckleitung nachweisbar waren. Außerdem muss bei der Nitratzugabe mit einem Überschuss in der Dosierung gerechnet werden, da ein Teil des Nitrates durch Denitrifikationsprozesse abgebaut wird.

Um die Prozesse besser zu verstehen und die Kinetik am Anfang und während der Dosierung zu untersuchen, wurde die Dosierung von Nutriox unterbrochen und nach zwei Wochen wieder aufgenommen.

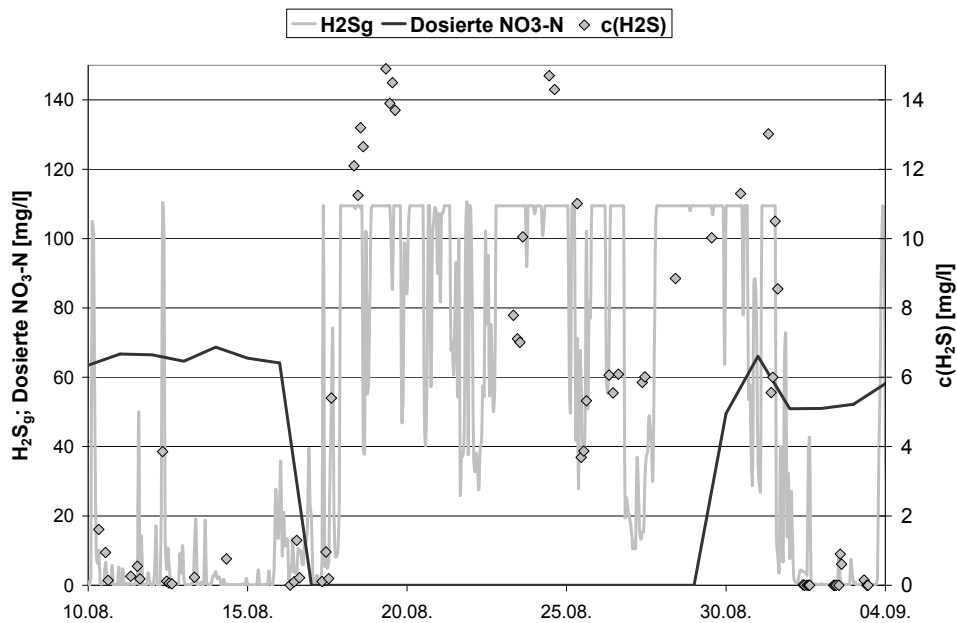


Abbildung 7: Abstellen und Wiederbeginn der Nitratdosierung

Abbildung 7 zeigt, dass bei Unterbrechung der Dosierung sehr rasch zur erneuten Bildung von Schwefelwasserstoff kam. Dies bestätigt, dass die sulfatreduzierenden Bakterien durch Nitrat nicht eliminiert werden sondern nur in ihrem Stoffwechsel behindert werden und bei Ausfall der Nitratdosierung sofort wieder ihre Aktivität aufnehmen.

In Abhängigkeit von der Dauer der Pause tritt nach Wiederaufnahme der Dosierung eine rasche oder langfristige Verminderung von Schwefelwasserstoff auf. Beträgt die Dosierpause z.B. nur einen Tag, kommt es praktisch unmittelbar zu einer Elimination des Schwefelwasserstoffs, bei einer Unterbrechung von mehr als einer Woche muss wieder mit einem Einarbeitungszeitraum von mehreren Tagen gerechnet werden.

Nitratzugabe wurde mit einer Leca Reinigung kombiniert, mit dem Ziel, den Chemikalienverbrauch für die Sulfidbekämpfung zu senken. Nach einer Molchung mit Leca war es möglich, eine Woche lang die Nitratdosierung um 50% zu reduzieren und gleichzeitig die Sulfidkonzentrationen im Abwasser am Ende der Leitung weiterhin gering zu halten.

2.2.2 Zugabe von Kalkmilch

Es wurden Versuche mit Kalk in der Druckleitung Pannonia durchgeführt, unter der Annahme, dass durch die pH Erhöhung nach einer Kalkdosierung, die Sulfidproduktion weitgehend unterbunden würde. Die Sielhaut in der Druckleitung sollte bei der Kalkdosierung zum Großteil so weit entfernt werden, dass eine Sulfidproduktion nicht mehr möglich ist.

In einem Betonmischwagen wurde mit ca. 230 kg Kalk (Baumit Spezialkalk) und 2,3 m³ Wasser eine 10 %-ige Kalkmilch Mischung vorbereitet. Im erfolgreichsten Versuch wurden die Abwasserpumpen so eingestellt, dass sich Kalkpfropfen langsam entlang der Druckleitung fortbewegten und damit eine möglichst lang Aufenthaltszeit des Kalks (mehr als 10 Stunden) in der Druckleitung erreicht wurde.

Der Versuch wurde mit sehr geringem personellen und finanziellen Aufwand, problemlos durchgeführt. Am Ende der Druckleitung wurden Proben für Laboranalysen genommen und kontinuierlich pH, Sulfid und TS gemessen.

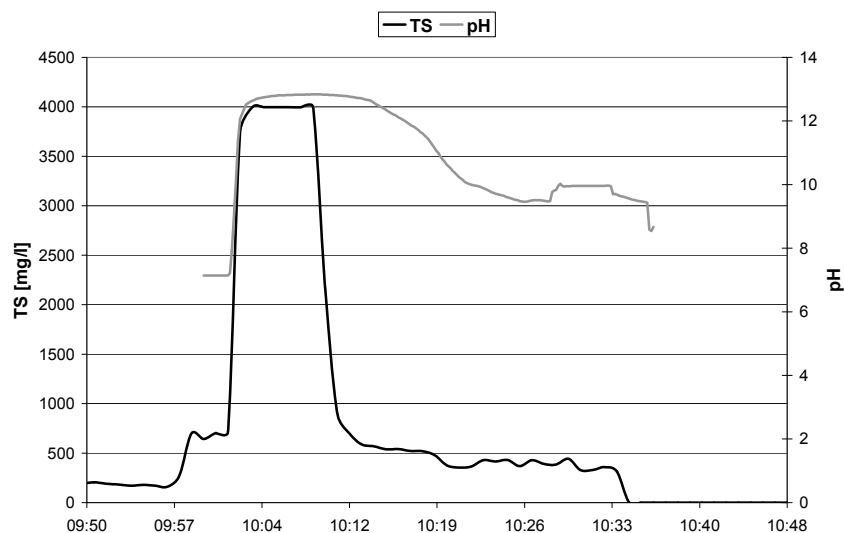


Abbildung 8: Kalkdosierung in Druckleitung Pannonia, AWV Seewinkel

Wie in Abbildung 8 zu sehen ist, war zur Zeit als der Kalk aus der Druckleitung strömte, ein höherer pH und Trockensubstanzgehalt im Abwasser registriert (wobei der höhere TS durch die entfernte Sielhaut und den aus der Druckleitung anfallenden Kalk zu erklären ist).

Die Produktion von Schwefelwasserstoff war für 3-4 Tage unterdrückt und erreichte danach wieder ihren Ausgangswert. Daher ist die Kalkdosierung eine einfache Methode zur Bekämpfung von Schwefelwasserstoff, deren die Wirkung jedoch nur sehr kurz anhält.

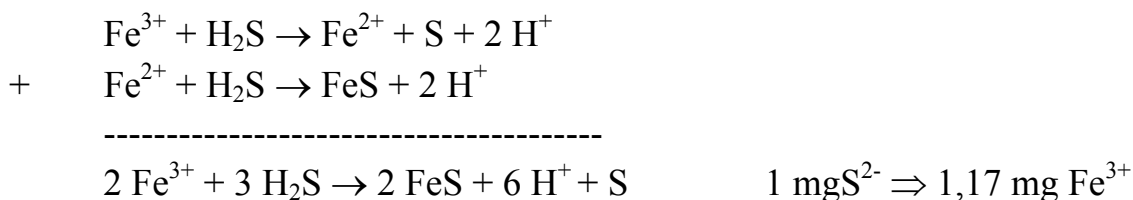
2.3 Einsatz von Eisensalzen zur chemischen Fällung des produzierten Sulfids

Es besteht die Möglichkeit, Eisen bei der Bekämpfung von Sulfid in Kanalsystemen einzusetzen. Dies erfolgt durch ein „selektives“ chemisches Verfahren, indem Sulfide mit Eisen chemisch gebunden werden. Aus dem Fällungsverfahren entsteht Eisensulfid (FeS), eine unlösliche schwer absetzbare Substanz, die als Schwebstoff im Abwasser transportiert wird. In dieser gebundenen Form findet kein Ausstrippen von H₂S statt, welches eine Geruchsbelästigung auslösen kann.

Die Eisendosierung mit 2-wertigem Eisen:



Die Eisendosierung mit 3-wertigem Eisen:



Drei Eisenmitteln wurden erfolgreich auf der Druckleitung Übersbach (Trennsystem mit einer Länge von 4105 m, einem Durchmesser von 200 mm und einer durchschnittlichen Tagesmenge von 355 m³) in der Gemeinde Fürstenfeld getestet (Abbildung 9).

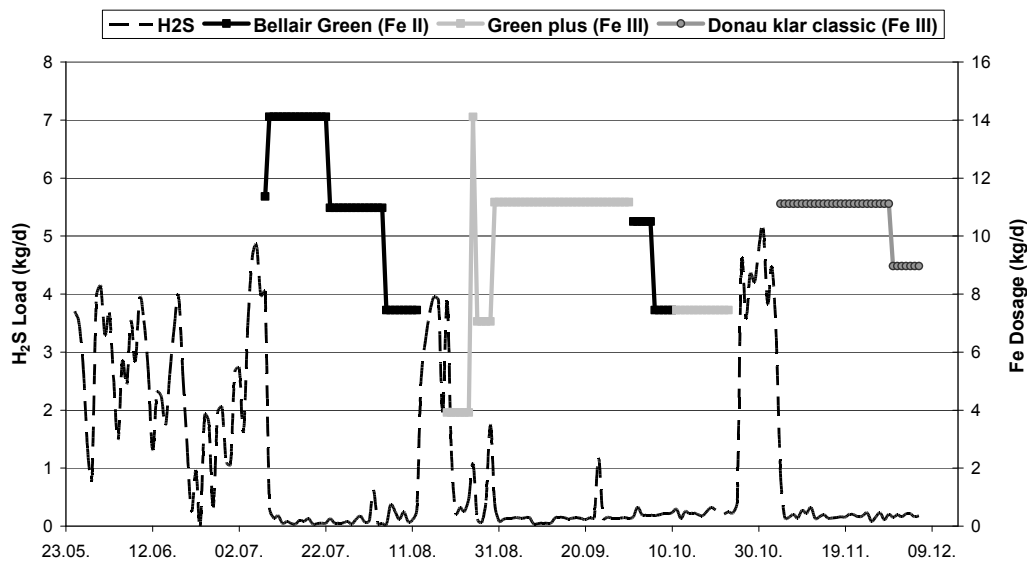


Abbildung 9: Fe (II) and Fe (III) Dosierung in Übersbach, AWW Fürstenfeld

Mit einer Dosierung von 14 und 11 kg Fe (II)/d wurden Sulfidkonzentrationen in Abwasser bis zu Werten unter 1 mg/l gebracht. Die Hälfte der Dosierung (7,5 kg Fe (II)/d reichte trotz einer deutlichen Reduzierung, nicht aus, um die H₂S-Werte auf das notwendige Maß zu senken, da Sulfidkonzentrationen bis zu 4 mg/l nachgewiesen werden konnten. Anhand der Ergebnisse konnte festgestellt werden, dass bei 14 kg Fe (II)/d überdosiert wurde, und die optimale Dosierung bei ungefähr 10 kg Fe (II)/d liegen sollte. Bei dieser optimalen Dosierung muss mit einem Überschuss Eisen gerechnet werden, das von anderen Prozessen wie z. B. die Phosphorfällung während des Abwassertransportes aufgebraucht wird.

Beim Versuch mit Green plus (Fe³⁺) wurden ähnliche Ergebnisse erzielt. Aufgrund des Preises und der aktuellen Anwendung in der Kläranlage als Fällungsmittel, wurde auch Donau klar classic (Fe³⁺) für die Sulfidentfernung getestet und zeigte sich gleichfalls sehr wirksam.

Aufgrund der sofortigen Reaktion des Eisens mit dem Sulfid trat kurz nach Anfang der Eisensalz-Dosierung eine rasche Schwefelwasserstoffverminderung auf. Sobald die Dosierung eingestellt wurde, traten jedoch hohe Sulfidkonzentrationen wieder auf, was beweist, dass Eisen nur auf das produzierte Sulfid wirkt bzw. keine hemmende Wirkung auf der Sulfidproduktion hat.

Es kann angenommen werden, dass das in die Druckleitung zugegebene Eisen im Belebungsbecken bei der Oxidation von Sulfid zu Sulfat wieder frei wird und somit für die Phosphorfällung zur Verfügung steht.

Abbildung 10 zeigt, dass eine erfolgreiche Dosierung bei der Bekämpfung von H_2S mehr als ein Drittel des gesamten Chemikalienverbrauchs bei der Phosphorfällung in der Kläranlage ausmacht. Die mögliche doppelte Wirkung der Dosierung von Eisenchlorid, zuerst als H_2S - und danach als Phosphorfällungsmittel, könnte wesentliche Ersparungen mit sich bringen.

In Abbildung 10 kann man erkennen, dass eine gewisse Tendenz in Richtung Phosphorfällung mit FeS besteht. Besonders ist das während der Dosierung von Donau klar classic ab Mitte Oktober gut zu sehen, wo die Dosierung vom Phosphor-Fällungsmittel auf der Kläranlage reduziert wurde und trotzdem die PO_4 -P Fracht im Ablauf bei konstanter PO_4 -P Zulauf Fracht zurück geht. Um aussagekräftigere Ergebnisse zu bekommen, sind jedoch weitere und längere Untersuchungen notwendig.

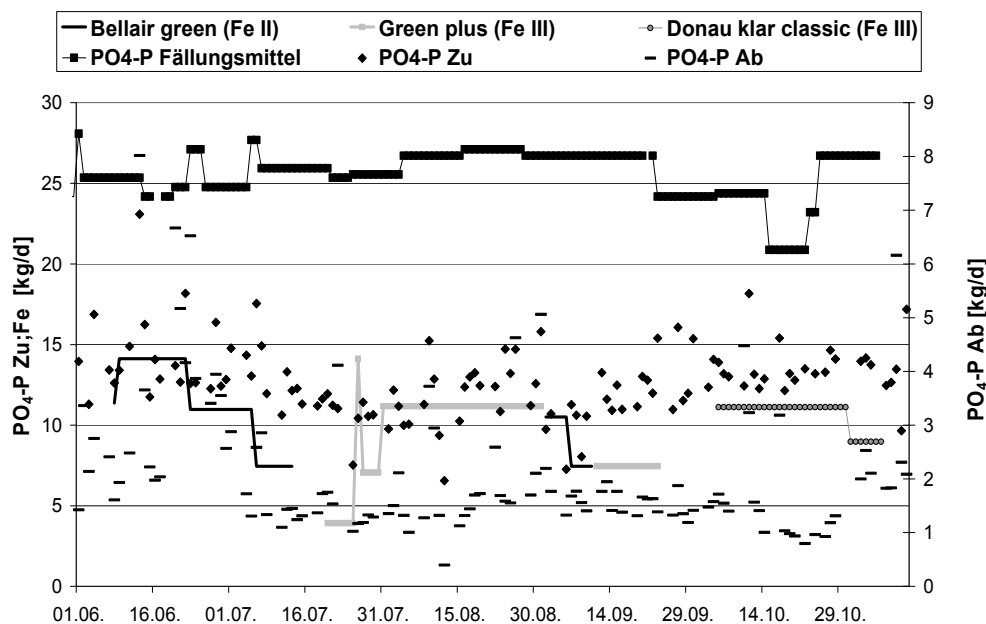


Abbildung 10: Verbrauch der Fällungsmittel und Mittel für die H_2S Bekämpfung während der Versuche auf der ARA Fürstenfeld

In die Druckleitung Pannonia des AWW Seewinkel (Länge 3220 m, Durchmesser 150 mm, durchschnittliche Tagesmenge 147 m³) wurde Eisen (III)-Nitrat dosiert, um seine Wirksamkeit für die Schwefelwasserstoffbekämpfung zu testen. Von diesem Produkt wurde eine doppelte Wirkung erwartet: das Eisen sollte das im Abwasser vorhandene Sulfid in Form von unlöslichem Eisensulfid binden, während das Nitrat die optimalen anaeroben Verhältnisse für die H₂S-Produktion vermeiden sollte.

Die Dosiermenge wurde mit Hilfe einer Software kontrolliert, wobei die Parameter Abwassermenge (Tagesgang), CSB, sowie Druckleitungslänge und -durchmesser berücksichtigt wurden. Die Dosierung erfolgte mittels einer Membranpumpe, die mit der Abwasserpumpe gekoppelt war. Die Grunddosierung wurde unabhängig von den Abwasserpumpen kontinuierlich durchgeführt und mit einer zusätzlichen Dosierung, die abhängig war von der Abwassermenge und dem Tagesgang des CSB, korrigiert.

Wie Eisen und Nitrat zeigte sich Eisen (III)-Nitrat ebenso gut geeignet für die Bekämpfung von Sulfidproblemen in Abwasserdruckleitungen.

2.4 Einsatz von Luft zur Vermeidung der Sulfidproduktion

Zur Vermeidung von Geruchsemissionen ist es notwendig, anoxische oder aerobe Bedingungen im Kanalsystem aufrecht zu erhalten. Am einfachsten ist es, über Druckbelüftung ausreichend Sauerstoff in die Druckleitung zu bringen. Unter Normalbedingungen ist die Sauerstofflöslichkeit gering, aber durch Anreicherung des Volumenanteils an Sauerstoff oder Dosierung unter hohem Druck ist es möglich, diesen Zustand zu verändern.

Konventioneller Abwassertransport mittels Abwasserpumpen kann nicht genügend Sauerstoff in die Druckleitung bringen und deswegen ist es notwendig, andere Systeme zu entwickeln.

Innerhalb des KUGPIA projektes wurden zwei Systeme untersucht:

- System Hölscher (pneumatische Abwassertransport)
- System Bühler (Druckluftspülung)

2.4.1 System Hölscher (pneumatische Abwassertransport)

Bei dem pneumatischen Abwassertransport wird das Abwasser mit Hilfe von Druckluft durch die Druckleitung transportiert. Eine gewisse Menge Abwasser wird in einem Behälter gesammelt und mit Druckluft in die Druckrohrleitung geschickt (Abbildung 11).

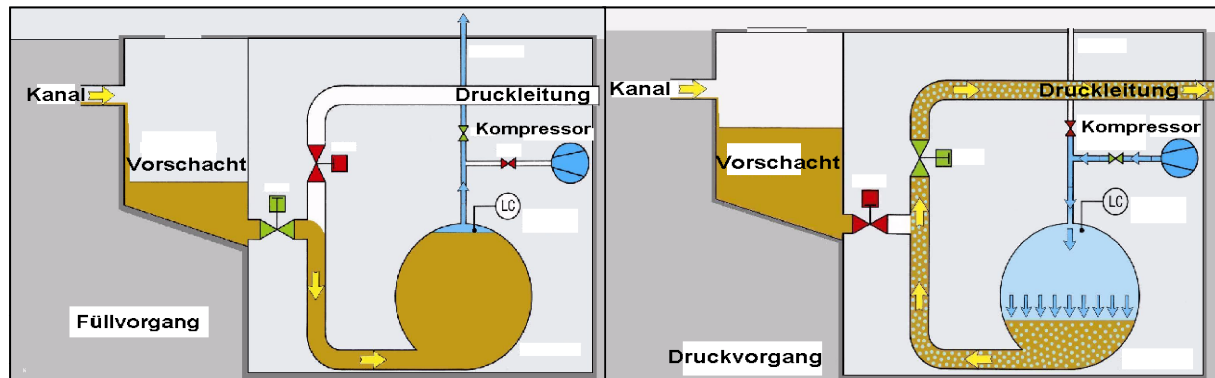


Abbildung 11: Schema Füll- und Druckvorgang beim pneumatischen Abwassertransport (Fa. Hoelscher)

Nach jedem Pumpzyklus wird kurze Zeit nur Druckluft in die Druckleitung dosiert, um so zu gewährleisten, dass das gesamte Abwasser aus dem Behälter entleert wird. Dabei wird Abwasser zusätzlich mit Sauerstoff angereichert, wobei anaerobe Bedingungen verhindert werden. Die ausreichende Geschwindigkeit von Abwasser in der Druckleitung beseitigt Ablagerungen und erschwert die Ansiedlung Biofilme an den Wandungen.

Zu Zeiten geringeren Abwasseranfalls (z. B. in der Nacht) kann die Rohrleitung mit Hilfe von Druckluft komplett entleert werden, wodurch eine Art mechanische Reinigung und eine Reduktion der Aufenthaltszeit des Abwassers in der Leitung erreicht werden können.

Da in Österreich nur wenige Anlagen im Betrieb sind, wurden unsere Messungen kurzfristig auf die Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf mit beschränkter Möglichkeit verschiedene Parameter und Betriebsarten zu überprüfen durchgeführt.

Die Messungen auf der KA Paltendorf deuten darauf hin, dass die Luftmenge nicht ausreichend ist, um Abwasser mit Sauerstoff so weit anzureichern, dass am Ende der Druckleitung noch anaerobe Bedingungen herrschen. Wie in

Abbildung 12 zu sehen ist, steigt die Sauerstoffkonzentration nur in den Nachtstunden während die Druckleitung gespült und vollkommen entleert wird, sonst wird die ganze Zeit kein Sauerstoff in der Druckleitung gemessen. Schwefelwasserstoff in der Gasphase ist permanent hoch und es kann nicht gesagt werden, dass keine Korrosionsgefahr besteht.

Analysen von Schwefelwasserstoff wurde auch Stichproben durchgeführt, wobei immer mehr als 5 mg/l Schwefelwasserstoff im Abwasser gemessen wurde, wodurch die Ergebnisse von der Schwefelwasserstoffmessungen in der Gasphase bestätigt wurden.

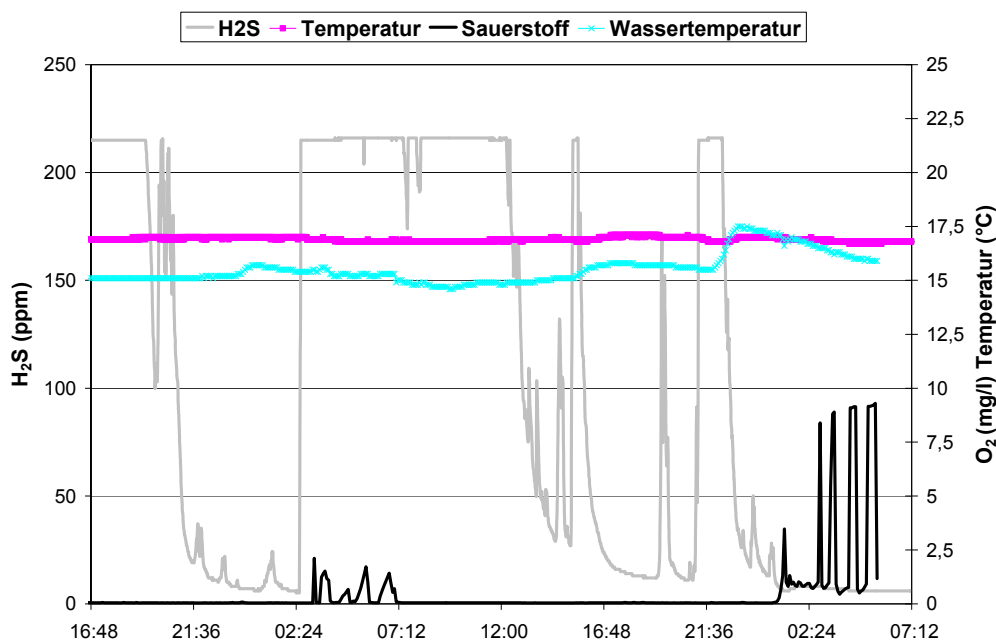


Abbildung 12: Messungen in Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf

Es wäre möglich den Betrieb so zu optimieren, dass nach der Abwasserverdrängung der Nachblasezyklus etwas verlängert wird und so mehr Luft bzw. Sauerstoff in die Druckleitung bringt. Das bedeutet jedoch mehr Betriebskosten aufgrund des erhöhten Stromverbrauchs.

2.4.2 System Bühler (Druckluftspülung)

Eine weitere Möglichkeit der Schwefelwasserstoffbehandlung mit Druckluft ist die direkte Einbringung von Druckluft in den Pumpenpausen in die mit der Abwasserpumpe beschickte Druckleitung. Das kurzzeitige Einblasen von Druckluft aus einem Windkessel führt zu stoßförmigen Beschleunigungen des

Abwassers in der Druckleitung und damit zu einem Abtrag der Sielhaut. Durch die turbulente Strömung wird neben dem Ablösen von Sielhaut auch die erneuerte Sielhautbildung verhindert.

Die zweite wichtige Wirkung dieses Systems ist die Anreicherung des verbleibenden Abwassers in der Druckleitung mit Sauerstoff und somit einer Vermeidung anaerober Abbauprozesse.

Der Versuch mit der Luftspülstation nach dem System Bühler wurde bei der Druckleitung BP Autobahnraststätte Guntramsdorf (Durchmesser 90 mm, Länge 1800 m) durchgeführt. Die Erzeugung der Druckluft erfolgte in einem Kolbenkompressor mit einer Leistung von ca. 1,5 kW, wobei die Luftmenge in einem Windkessel mit 1,5 m³ und 10 bar Druck bevorratet wurde (Abbildung 13). Über ein mit einer Zeitschaltuhr gesteuertes Magnetventil wurde die Druckluft mit einem Druck von 4 bar jede zweite Stunde für 5 Minuten in die Druckleitung abgegeben.

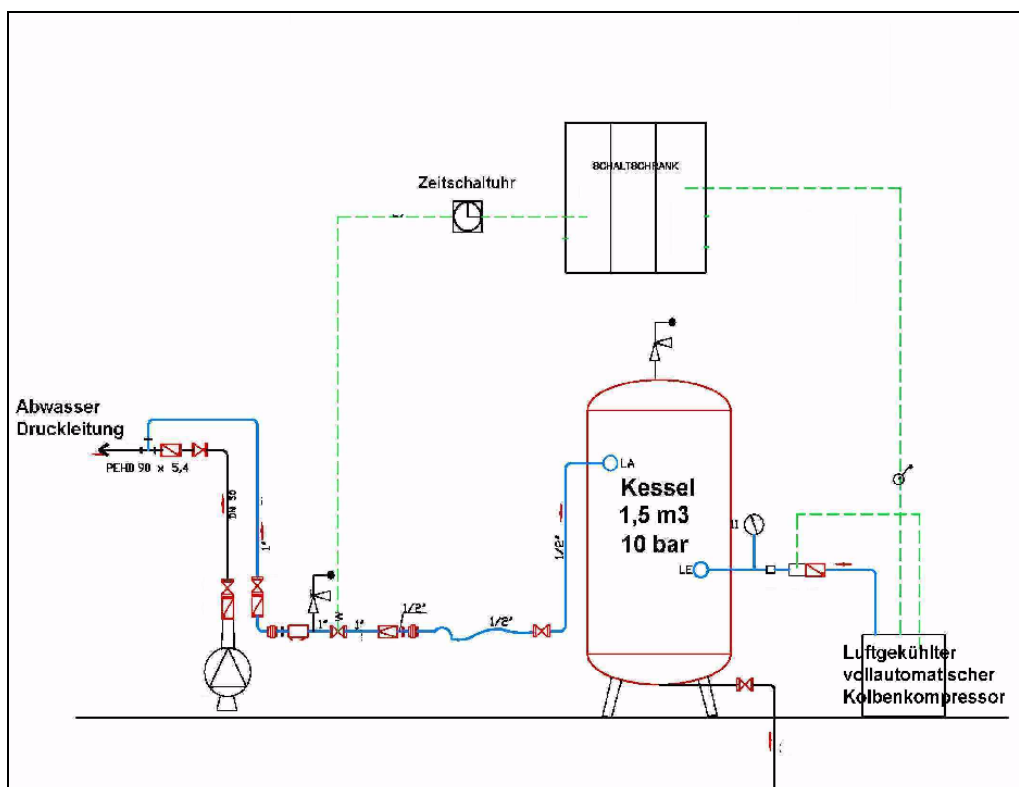


Abbildung 13: Luftspülstation für die Druckleitung BP Autobahnraststätte Guntramsdorf

Gleich nach dem Erststart wurde festgestellt, dass ein Grossteil der Sielhaut aus der Druckleitung ausgetragen wurde. Die Messungen zeigen, dass ein paar Tage nach Anfang der Druckluft Dosierung (09.02.2005) die Schwefelwasserstoffkonzentration im Abwasser von ca. 40 mg/l auf unter 5 mg/l sank (Abbildung 14).

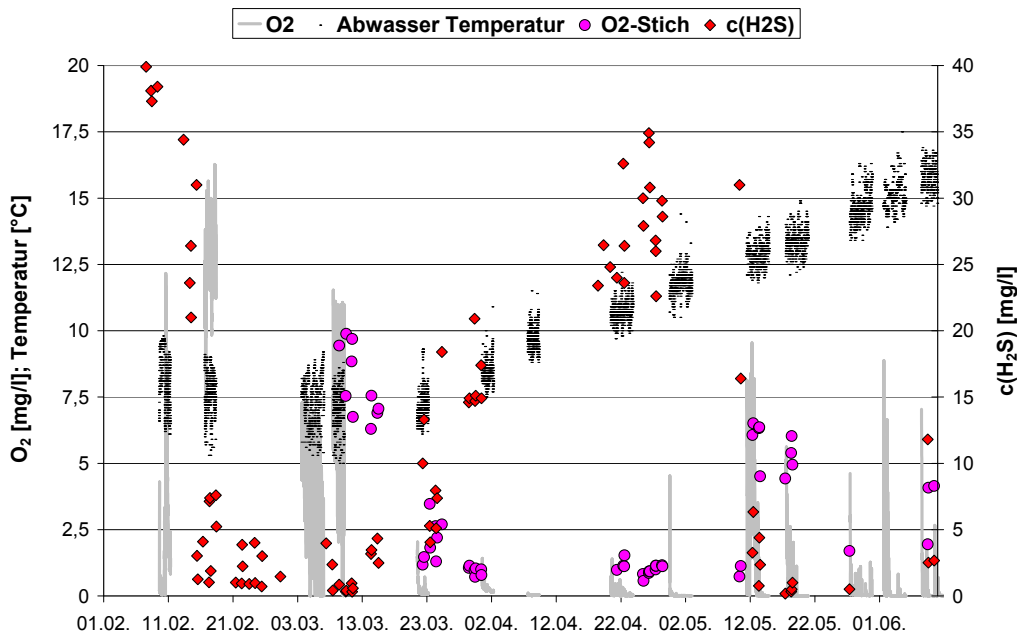


Abbildung 14: Ergebnisse der Versuche mit Druckluft

Um zu sehen, ob bei höheren Abwassertemperaturen dieses System wirksam ist, wurde eine Unterbrechung der Luftdosierung zwischen 18.03.2005 und 11.05.2005 unternommen. Abbildung 14 zeigt, dass nach der Unterbrechung der Dosierung wieder anaerobe Bedingungen hergestellt wurden. Die Schwefelwasserstoffkonzentration stieg langsam an und die Sulfidbildung ist nach ca. einem Monat wieder auf dem Niveau vor dem Versuch gewesen. Dieser langsame Anstieg beweist, dass die Sielhaut aus der Druckleitung entfernt wurde und für eine Neubildung eine gewisse Zeit notwendig ist.

Nach einem Neustart am 11.05.2005 sank die Schwefelwasserstoffkonzentration wieder nach ein paar Tagen unter 5 mg/l, womit die Wirksamkeit in der Behandlung von Schwefelwasserstoff mit diesem System bewiesen wurde.

3 Zusammenfassung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass viele wirksame Methoden existieren. Die Schlussfolgerungen der durchgeführten Untersuchungen können in folgenden Aussagen zusammengefasst werden:

- Für bestehende Druckleitungen empfiehlt sich die Dosierung von Chemikalien, die auch leicht nachrüstbar ist. Für die Auswahl der Chemikalien müssen die lokalen Verhältnisse, die für die Berechnung des Sulfidbildungspotenzials und damit für den erforderlichen Chemikalieneinsatz dienen und die jeweiligen Chemikalienkosten herangezogen werden.
- Die klassische Molchung ist wegen der kurzfristigen Wirkung und den hohen Kosten für die Durchführung nur bedingt einsetzbar.
- Mit Hilfe der preiswerteren Leca-Molchung können die Betriebskosten für die Chemikaliendosierung über gewisse Zeiträume wesentlich herabgesetzt werden, sodass sich trotz der Kosten für die Molchung kostengünstige Kombinationen ergeben können.
- Bei Errichtung neuer Druckleitungen ist die Wirtschaftlichkeit des Einbaus einer Druckluftförderung (pneumatische Förderung) oder einer Luftspülung zu überprüfen. Besonders in Fällen, bei denen konzentriertes Abwasser mit einem hohen Sulfidbildungspotenzial in Leitungen mit geringem Durchmesser gefördert werden soll, ist die Anwendung von Druckluft beim Betrieb der Leitungen zu empfehlen. Ein nachträglicher Einbau kommt für die pneumatische Förderung nicht in Frage; bei dem Verfahren mit Luftspülung ist auch ein nachträglicher Einbau möglich.

4 Literatur

- Barjenbruch, M. (2001). Vermeidung von Geruchsentwicklungen im Kanalnetz. *Wasserwirtschaft Wassertechnik*, 4/2001, 35-38.
- Boon, A. G. and Lister, A. R. (1975): Formation of sulphide in a rising main sewer and its prevention by injection of oxygen. *Progress in Water Technology*.7, pp. 289-300.
- Lens P.N.L. and Hulschoff Pol L. (2000). Environmental Technologies to treat sulfur pollution. Principles and engineering. IBSN 1900222094 IWA London.
- Matsché, N., Saracevic, E., Bertrán de Lis, F. (2005): Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen. Report for the Austrian Federal Ministry of Agriculture Forestry Environment and Water Management.
- Matsché N. (2003): Ursache und Lösungssätze für Geruchs- und Korrosionsprobleme. *Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser-Gewässer*, Band 182, pp M 1-18.
- Nielsen, H., Raunkjaer, K., Hvitved-Jacobsen, T. (1998): Sulfide Production and Wastewater Quality in Pressure Mains. *Water Science and Technology*, Vol 37, No 1, pp 97-104.
- Saracevic, E., Bertrán de Lis, F., Matsché, N. (2005a): Geruch und Korrosion in Abwasserdruckleitungen. *Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer*, Band 192, pp 295-332.
- Saracevic E., Winkler S., Brooks L., Bertrán de Lis F. and Matsché N. (2005b): A prototype system for monitoring of hydrogen sulphide production related processes in sewer networks. Proceedings of the 2nd IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation. Busan, Korea. May 29 - June 2, 2005.
- USEPA (1985). Design Manual, Odor and Corrosion in Sanitary Systems and Treatment Plants. *ATV-DVWK-A 131* (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ISBN 3-933707-41-2

Unser besonderer Dank gilt allen am Projekt beteiligten Kläranlagen, Verbänden und Firmen für die gute Zusammenarbeit und dem Umweltministerium und den Bundesländern Burgenland, Niederösterreich und Steiermark für die finanzielle Unterstützung.

Korrespondenz an:

Dipl. Ing. Ernis Saracevic

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel. +43 1 58801 - 22628

E-Mail: erni@iwag.tuwien.ac.at

Versuche zur Ermittlung des Geruchsbildungspotenzials des Abwassers eines kartoffelverarbeitenden Betriebes nach der Mischung mit häuslichem Abwasser

H. Schaar, H. Kroiß

Institut für Wassergüte, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, TU Wien

Abstract: In einem Wiener Gemeindebezirk kommt es immer wieder zu Geruchsproblemen mit Anrainerbeschwerden aus dem Kanalsystem.

Das Abwasser einer kartoffelverarbeitenden Firma, stammt aus der Kartoffel- und (Kartoffel-)Scheibenwäsche und besitzt einen hohen Anteil an gelöstem CSB in der Größenordnung von im Mittel ca. 5.000 mg/l. Der Gesamt-CSB des Abwassers liegt abhängig von Produktion und Feststoffabscheidung bei ca. 10.-20.000 mg CSB/l. In der Mischung mit häuslichem Abwasser kommt es zu einer starken Geruchsentwicklung im Kanal.

Im Wesentlichen ergeben sich zwei Erfolg versprechende Varianten zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen. Zum einen eine anaerobe Vorreinigung des Abwassers mit aerober Nachbehandlung am Betriebsstandort und Einleitung des vorgereinigten Abwassers ins öffentliche Kanalnetz, zum anderen die Ableitung des Abwassers über eine Druckrohrleitung, verlegt im bestehenden Kanal, wobei das Abwasser soweit geführt wird, bis ein Mischungsverhältnis mit häuslichem Abwasser erreicht wird, das geringe Auswirkungen auf das Geruchsbildungspotenzial vermuten lässt.

In diesem Zusammenhang wurden am Institut für Wassergüte (TU Wien) Laborversuche zur Ermittlung des Geruchsbildungspotenzials des Abwassers der kartoffelverarbeitenden Firma für sich allein und nach Mischung mit häuslichem Abwasser im Hinblick auf Sulfidbildung (als Indikator für Geruchsbildung) durchgeführt. Die Abtrennung der Stärke aus dem Abwasser der Scheibenwäsche über einen Separator hatte sowohl bei unverdünntem Abwasser der Firma als auch bei Verdünnungen mit kommunalem Abwasser keinen nachweisbaren Einfluss

auf das Geruchsbildungspotenzial (GBP), da der Einfluss der Ablagerungen im Labormaßstab nicht simuliert werden kann. Das Abwasser der kartoffelverarbeitenden Firma für sich allein weist nur ein sehr geringes GBP auf. Bei einer Verdünnung des betreffenden Abwassers mit kommunalem Abwasser im Verhältnis von 1:5 bis 1:25 verdoppelt bis verdreifacht sich das GBP gegenüber kommunalem Abwasser und selbst bei einer Verdünnung von 1:100 ist noch eine geringe Zunahme des GBP durch das Abwasser der Firma zu erwarten.

Die qualitative Ermittlung des GBPs an der geplanten Einleitestelle der Druckrohrleitung ergab bei einer Verdünnung von 1:60 (Situation tagsüber) im Vergleich zum derzeitigen GBP eine Verringerung um knapp die Hälfte. Bei einer Verdünnung von 1:30 (Nachtfluss) muss mit einem leichten Ansteigen des GBPs gerechnet werden, sie sollte gegenüber dem derzeitigen Zustand jedoch abnehmen. Bei einer Verdünnung von 1:200 ist der Beitrag des Fabriksabwassers zum GBP von kommunalem Abwasser nur mehr sehr gering.

Key Words: Geruchsbelästigung, Geruchsbildungspotential, Sulfidbildung, Abwasser auf der Kartoffel-(Scheiben-)wäsche

1 Einleitung

In einem Wiener Gemeindebezirk kommt es immer wieder zu Geruchsproblemen mit Anrainerbeschwerden.

Das Abwasser einer kartoffelverarbeitenden Fabrik besitzt einen hohen Anteil an gelöstem CSB in der Größenordnung von im Mittel ca. 5.000 mg/l. Der Gesamt-CSB des Abwassers liegt abhängig von Produktion und Feststoffabscheidung bei ca. 10.-20.000 mg CSB/l. In der Mischung mit häuslichem Abwasser, das einerseits einen hohen Bakterienanteil besitzt und andererseits alle Nähr- und Spurenelemente für weiteres Bakterienwachstum enthält, kommt es zu einer starken Geruchsentwicklung im Kanal, die von Anrainerbeschwerden begleitet ist. Die Geruchsbildung im Kanal wird durch das geringe Gefälle der Kanalstrecken und die noch geringe Schleppkraft des Abwassers begünstigt. Unter diesen Bedingungen ist prinzipiell mit Ablagerungen von organischem Material und der Ausbildung einer dicken Sielhaut zu rechnen, beide Faktoren beschleunigen die Geruchsentwicklung durch anaerobe biologische Abbauvorgänge. Bei diesen entstehen als Endprodukte die geruchsintensiven Stoffe Schwefelwasserstoff (H_2S), organische Säuren und Alkohole sowie organische Schwefelverbindungen (z.B. Merkaptane). Die Intensität der

Geruchsentwicklung hängt von vielen Faktoren ab, erhöhte Temperaturen und hohe Konzentrationen von biologisch leicht abbaubaren Stoffen begünstigen die Geruchsentwicklung unter den beschriebenen örtlichen Bedingungen. Damit ergibt sich, dass das Abwasser der kartoffelverarbeitenden Fabrik jedenfalls die Geruchsentwicklung im Kanal deutlich fördert. Dies gilt auch für den Fall einer nicht kontinuierlichen Einleitung des Fabriksabwassers.

Die bisherigen Untersuchungen zur Lösung der Geruchsproblematik haben die oben beschriebenen Zusammenhänge zumindest qualitativ bestätigt. Es muss dazu festgestellt werden, dass im Labor eine quantitativ repräsentative Simulation der Bedingungen im Kanal nicht hergestellt werden kann, was bei der Interpretation der im Weiteren angeführten Ergebnisse der Laboruntersuchungen zu berücksichtigen ist.

Mit den oben angeführten Grundlagen ergeben sich für den konkreten Fall im Wesentlichen zwei Erfolg versprechende Varianten zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen aus dem Kanalnetz:

- Anaerobe Vorreinigung des Abwassers der kartoffelverarbeitenden Fabrik mit aerober Nachbehandlung am Betriebsstandort und Einleitung des vorgereinigten Abwassers ins öffentliche Kanalnetz (Ursachenbekämpfung).
- Bau einer Druckrohrleitung (ca. 5 km) an deren Ende das Fabriksabwasser in das kommunale Abwasser eingeleitet wird. Das Abwasser wird damit erst an einer Stelle mit dem kommunalen Abwasser vermischt, wo das Mischungsverhältnis mit kommunalem Abwasser so hoch ist, dass die Erhöhung der Konzentration der gelösten organischen Verschmutzung durch das Kartoffelabwasser im Bereich der üblichen Schwankungsbreite der Konzentration der kommunalen Abwässer liegt. Unter diesen Bedingungen ist auch die Schleppkraft des Abwassers bereits so hoch, dass die Ausbildung von Ablagerungen deutlich geringer ist als am derzeitigen Einleitungspunkt.

Im Folgenden sind Ergebnisse von Laborversuchen zur Ermittlung des Geruchsbildungspotenzials (GBP) des Fabriksabwassers dargestellt.

1.1 Zielsetzung und Fragestellungen

Das Ziel der Laborversuche bestand darin, das Geruchsbildungspotenzial (GBP) des Abwassers des kartoffelverarbeitenden Betriebes (im Weiteren kurz KVB) für sich allein und nach Mischung mit häuslichem Abwasser im Hinblick auf Sulfidbildung (als Indikator für Geruchsbildung) quantitativ zu bestimmen um daraus qualitative Schlüsse zu ziehen.

Konkret wurden die folgenden Fragestellungen behandelt:

- Welches GBP hat das Abwasser des KVB alleine?
- Führt die Abtrennung der Stärke aus dem Abwasser des KVB zu einer Verringerung des GBP, wenn die Bildung von Ablagerungen nicht berücksichtigt wird?
- Wie verhält sich das GBP bei unterschiedlichen Verdünnungen mit kommunalem Abwasser?

Die Untersuchungen im Labormaßstab dienen einerseits der Interpretation der derzeitigen Situation, andererseits sollen sie eine Hilfestellung für qualitative Aussagen über das GBP an möglichen Einleitestellen der Druckrohrleitung in das öffentliche Kanalnetz bieten.

Um die Fragestellungen zu beantworten, wurden Laborversuche durchgeführt, die sich einerseits mit der Auswirkung der Stärkeabtrennung, andererseits mit dem Einfluss unterschiedlicher Verdünnungen des Abwassers des KVB mit kommunalem Abwasser auf das GBP befassten. Die angewandte Methodik wird im Folgenden beschrieben.

2 Methodik

In diesem Kapitel wird die Methodik für die Laboruntersuchungen, der Versuchsaufbau, das untersuchte Abwasser, sowie die durchgeführten Messungen und Analysen beschrieben.

2.1 Laboruntersuchungen

Um die in Kap. 1.1 angeführten Fragestellungen zu beantworten, wurden zwei Versuchsreihen im Labormaßstab durchgeführt: Versuchsreihe A befasste sich mit der Auswirkung der Stärkeabtrennung auf das GBP, in Versuchsreihe B wurde, aufbauend auf Voruntersuchungen zu möglichen Einleitestellen der Druckrohrleitung in das öffentliche Kanalnetz, das GBP im Hinblick auf die an der geplanten Einleitestelle und im weiteren Verlauf des Kanals zu erwartenden Verdünnungen untersucht.

2.1.1 Versuchsaufbau

Für die Versuche wurden Anaerobreaktoren aus Plexiglas mit einem Arbeitsvolumen von ca. 550 ml betrieben. Die Reaktoren haben einen Ausgang für die Probenahme (Dreiwegventil), eine Öffnung, wahlweise verschließbar oder für den Einsatz einer Messsonde, und einen Ausgang, über den während der Probenahme über einen gasdichten Schlauch Abwasser zum Druckausgleich in den Reaktor gesaugt wird. Alle Ausgänge bzw. Öffnungen befinden sich am Deckel des Reaktors. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 1 dargestellt.



Abbildung 1 Versuchsaufbau der Anaerobreaktoren

Die Temperatur wurde nicht geregelt, die Versuche erfolgten bei Raumtemperatur (20 bis 25°C), das entspricht Temperaturen, wie sie auch im

Sommer im Kanalnetz auftreten. Bei geringerer Temperatur muss das Geruchsbildungspotenzial ebenfalls geringer sein. Der Reaktorinhalt wurde mittels Magnetrührer bei 100 rpm gerührt, wobei durch die geringe Rührgeschwindigkeit lediglich der Kontakt zwischen der nicht in Schwebelage gehaltenen Sielhaut am Reaktorboden und dem Abwasser gewährleistet wurde und keine vollständige Durchmischung erfolgte.

In einigen Reaktoren wurde mit einer Platinredoxelektrode (Silberchloridelektrode als Referenz) das Redoxpotenzial gemessen, zur Überwachung an einen PC angeschlossen und aufgezeichnet.

2.1.2 Versuchsanordnung

Geruchsentwicklungen im Kanal, verursacht v. a. durch die Bildung von H_2S und das Entstehen von organischen Säuren, sind auf anaerobe Abbauprozesse zurückzuführen. Der sehr geruchsintensive Schwefelwasserstoff H_2S wird von Sulfat reduzierenden Bakterien in der Sielhaut erzeugt. Im Falle von H_2S -Bildung kommt es meist auch zum Auftreten sehr geruchsintensiver Schwefelverbindungen (Merkaptane). Um die anaeroben Vorgänge im Kanal qualitativ nachzubilden, wurden die folgenden Standversuche mit Anaerobreaktoren durchgeführt.

Zu Versuchsbeginn wurden die Laborreaktoren mit einer Mischung aus Sielhaut aus dem Kanalnetz sowie mit Abwasser des KVB bzw. kommunalem Abwasser aus dem Wiener Kanalnetz luftblasenfrei befüllt.

In Versuchsreihe A wurde in jeden Reaktor dieselbe Menge an Sielhaut (25 ml) zugegeben, während das zudosierte Abwasser (Substrat) variierte.

Um den Effekt des Stärke separators auf das GBP zu ermitteln, wurden zwei Abwasserzusammensetzungen des KVB (siehe Kap. 2.1.3) untersucht:

- Abwasser mit Separatoreinsatz zur Stärkeabtrennung
- Abwasser ohne Stärkeabtrennung (Ist-Zustand)

Für die Versuchsreihe A wurde an zwei Stellen im Kanal Sielhaut entnommen, zum einen dort, wo der KVB in das Kanalnetz einleitet, an einem Endstrang (Sielhaut geprägt durch das Abwasser des KVB), zum anderen dort, wo die Geruchsprobleme auftreten (Sielhaut geprägt durch die Mischung aus

kommunalem und industriellem Abwasser, wie sie derzeit als eine der Ursachen der Geruchsprobleme vorhanden ist).

Eine Aufstellung der Versuchsanordnung in Versuchsreihe A ist in Tabelle 1 dargestellt.

Die vom Abwasser des KVB geprägte Sielhaut wurde für den Versuch mit unverdünntem Abwasser des KVB verwendet, um die Prozesse in der Druckrohrleitung nachzubilden. Die von kommunalem Abwasser geprägte Sielhaut wurde bei den unterschiedlichen Verdünnungen von Abwasser des KVB mit kommunalem Abwasser (Zulauf der HKA) eingesetzt. Zwei weitere Reaktoren wurden nur mit kommunalem Abwasser (Zulauf der Hauptkläranlage Wien) befüllt, um das GBP ohne den Beitrag des Fabriksabwassers zu ermitteln. Jeder der beiden Reaktoren wurde mit einer anderen Sielhaut beimpft, um den Einfluss, den etwaige Unterschiede der Bakterienpopulationen in der KVB Sielhaut, die rein industriell geprägt ist, und der kommunalen Sielhaut auf das GBP haben, festzustellen.

Tabelle 1 Versuchsanordnung in Versuchsreihe A

Verdünnung	Separator	Sielhaut	Verdünnung	Separator	Sielhaut
keine	ja	KVB	keine	nein	KVB
1:5	ja	kommunal	1:5	nein	kommunal
1:25	ja	kommunal	1:25	nein	kommunal
1:100	ja	kommunal	1:100	nein	kommunal
Abwasser kommunal	ja	KVB	Abwasser kommunal	nein	kommunal

Die Verdünnungen wurden so gewählt, dass sie einerseits eine Abschätzung der Tag- und Nachtsituation am Ort der Geruchsbelästigung (1:25 bzw. 1:5) und andererseits die angestrebte Verdünnung bei der Einleitestelle (1:100) widerspiegeln.

In Versuchsreihe B galt es die Situation am Ort der Geruchsbelästigung, sowie die Situation an der geplanten Einleitestelle und im weiteren Verlauf des Kanalnetzes darzustellen. Dazu wurden die in Tabelle 2 aufgelisteten Verdünnungen getestet.

Tabelle 2 Versuchsanordnung in Versuchsreihe B

Verdünnung	Sielhautmenge [ml]	Situation
1:10	25	Ort der Geruchsbelästigung
1:30	12,5	geplante Einleitestelle, Nacht
1:60	8,3	geplante Einleitestelle, Tag
1:200	2,5	weiter entfernt von der geplanten Einleitestelle

Wie man Tabelle 2 entnehmen kann, werden mit Hilfe der Verdünnungen die Situationen an den unterschiedlichen Stellen im Längsverlauf des Kanals, d. h. der Ist-Zustand am Ort der Geruchsbelästigung, die Tag- und Nachtsituation an der geplanten Einleitestelle sowie die Situation an einem weiter entfernten Punkt im Kanalnetz, nachgestellt.

Die Sielhautmenge (Sielhaut kommunal) wurde mit zunehmender Verdünnung reduziert, näherungsweise entsprechend dem Verhältnis der abgeleiteten Wassermenge zum benetzten Umfang an der jeweiligen Stelle (das Verhältnis 1:200 beruht auf einer groben Schätzung).

2.1.3 Abwasserzusammensetzung

Das Abwasser des KVB, das in das öffentliche Kanalnetz geleitet wird, kommt aus der Kartoffel- und der (Kartoffel-)Scheibenwäsche. Abbildung 2 zeigt das Fließschema des Wassers (strichlierte Pfeile, Rauten) bzw. die Prozesse (schwarze Pfeile, Rechtecke) beim derzeitigen Produktionsbetrieb (links). Zu Beginn wird Frischwasser (Brunnenwasser) über einen Kondensator vorgewärmt und zur Scheibenwäsche geführt. Hierbei fällt stärkehaltiges Abwasser an, das im Anschluss für die Kartoffelwäsche verwendet wird.

Das bei den Waschprozessen anfallende Abwasser enthält Stärke, Sand, Erde, gelöste und ungelöste organische Stoffe (Schalen, etc.). Es wird über ein Schwingsieb (0,5 mm) in eine Transportmulde mit ca. 20m³ Inhalt geleitet, die als Sandfang und Absetzbecken wirkt. Die zurückgehaltenen absetzbaren Stoffe

werden mit der Transportmulde entsorgt. Die Abscheidewirkung der Transportmulde ist u. a. auch vom Füllungsgrad der Transportmulde mit abgesetztem Material abhängig und daher über die Produktionszeit nicht konstant.

Je nach Temperatur des Ablaufes der Transportmulde wird Brunnenwasser zum Abwasser dosiert, um die derzeit vertraglich festgelegte Begrenzung der Temperatur für die Einleitung in das Wiener Kanalnetz von 30°C nicht zu überschreiten.

Während eines ca. zweiwöchigen Versuchsbetriebes wurde nach der Scheibenwäsche ein Stärkeseparator installiert, um ein möglichst reines Stärkeprodukt aus dem Abwasser zu gewinnen. Der Separatorablauf würde im Normalbetrieb zur Kartoffelwäsche weitergeführt (Abbildung 2, rechts), während des Versuchsbetriebes wurden diese zwei Ströme jedoch nicht gemischt, der Separatorablauf wurde direkt, das Abwasser aus der Kartoffelwäsche über das Absetzbecken in den Kanal abgeleitet.

Für die Versuchsreihe A gab es, wie schon in Kap. 2.1.2 beschrieben, zwei Rohabwässer des KVB, einerseits Abwasser, wie es derzeit bei der Fabrik anfällt (ohne Stärkeseparator), andererseits Abwasser, das während des Stärkeseparator- Versuchsbetriebes anfiel. Da die Abwässer aus der Kartoffel- und der Scheibenwäsche während des zweiwöchigen Versuchsbetriebes getrennt abgeleitet wurden, mussten die Ströme für die Abwasserprobe mit Separator mengenproportional gemischt werden (8 m^3 Separatorablauf + 6 m^3 Transportmulde Zulauf).

Nach einem Absetzvorgang im Imhofftrichter von ca. einer Stunde (Simulation des Absetzvorganges in der Transportmulde) wurde der Überstand entnommen und verdünnt sowie unverdünnt für die Reaktorbefüllungen verwendet.

Zur Verdünnung mit kommunalem Abwasser wurde Zulauf der Hauptkläranlage (HKA) Wien (etwa zur Zeit der höchsten Konzentration entnommen) verwendet.

Die chemische Zusammensetzung der Ausgangsproben, sowie der Verdünnungen von Versuchsreihe A sind in Tabelle 3 und Tabelle 4 aufgelistet.

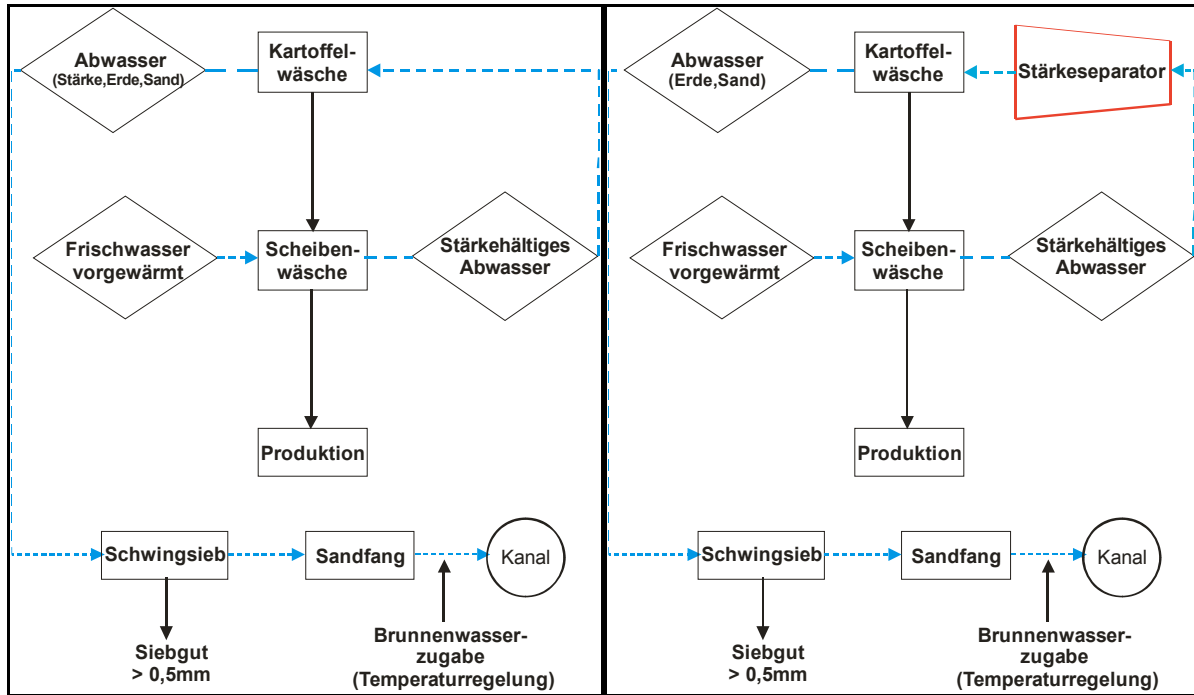


Abbildung 2 Fließschema des Wassers mit und ohne Stärkeseparator

Tabelle 3 Abwasserzusammensetzung des Rohabwassers des KVB und der HKA

Abwasser	CSB [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	GN / NH ₄ -N [mg/l]	GP [mg/l]
Stärkeseparator Ablauf	6.733	4.192	-	-
Mulde Zulauf (Separatorbetrieb)	8.367	3.583	-	-
Mulde Zulauf (ohne Separator)	18.333	3.067	-	-
HKA Zulauf	852	204	61 / 33,3	10,7

Da für die Versuche v. a. der gelöste CSB (CSB_{mf}) als ausschlaggebend betrachtet wurde, ist auch nur dieser in Tabelle 4 dargestellt. Der Einfluss allfälliger Ablagerungen aus absetzbaren Stoffen des Abwassers im Kanal kann im Labor nicht repräsentativ untersucht werden.

Tabelle 4 Abwasserzusammensetzung der untersuchten Verdünnungen - Versuchsreihe A

Abwasser mit Separatorbetrieb	CSB _{mf} [mg/l]	Abwasser ohne Separator	CSB _{mf} [mg/l]
1:5	837	1:5	615
1:25	340	1:25	364
1:100	212	1:100	214
KVB unverdünnt	4330	KVB unverdünnt	3266
HKA Zulauf SH KVB	177	HKA Zulauf SH kommunal	177

Die chemische Zusammensetzung der Ausgangsproben, sowie der Verdünnungen von Versuchsreihe B sind in Tabelle 5 aufgelistet. Im Unterschied zu Versuchsreihe A wurde bei dieser Versuchsreihe der Ablauf des Absetzbeckens verwendet und nochmals im Imhofftrichter absetzen gelassen (4,5 h), um eine gute Absetzwirkung für die Stärke, wie sie zukünftig (Stärkeseparator) zu erwarten ist, zu erhalten.

Tabelle 5 Abwasserzusammensetzung der untersuchten Verdünnungen - Versuchsreihe B

Abwasser	CSB _{mf}	Abwasser	CSB _{mf}
Sandfang Ablauf, roh	1.162	Sandfang Ablauf, abgesetzt	1.092
1:10	263	1:60	192
1:30	213	1:200	182

Die Sielhaut der Versuchsreihe A wurde mit Zulauf der Hauptkläranlage soweit verdünnt, dass eine repräsentative Menge (je 25 ml) entnommen werden konnte, wurde jedoch nicht analysiert (TS ca. 5%). Für Versuchsreihe B wurde die Sielhaut vor der Zugabe in die Reaktoren mit der Verdünnung 1:200 verdünnt (1:5) und eine Probe für Trockensubstanz und organische Trockensubstanz entnommen. Die Trockensubstanz belief sich auf 4 %, die organische Trockensubstanz auf 1,4 %.

2.2 Messungen und Analytik

In diesem Kapitel sind die Probenahme, sowie die analysierten Parameter (chemische Analysen standardisiert nach DIN) beschrieben. Die Ergebnisse aller Laboranalysen finden sich im Anhang.

2.2.1 Probenahme und Analytik

Für Versuchsreihe A wurde eine qualifizierte Stichprobe der einzelnen Abwasserströme gezogen. Dazu wurden drei Proben zu je 1 Liter im Abstand von 20 min entnommen und gemischt. Für die Versuchsreihe B dagegen wurde eine Stichprobe vom Ablauf des Absetzbeckens genommen. Die Probe des Zulaufs der HKA wurde jeweils um die Mittagszeit, d. h. zur Zeit der höchsten Belastung, entnommen.

Abgesehen von der Ausgangsprobe für CSB und CSB_{mf} erfolgte die Probenahme für H₂S, organische Säuren und Sulfat (Versuchsreihe B) während der Versuche mittels Spritze über ein Dreiwegventil. Die analysierten Parameter samt Probenahmezeitpunkt sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Gesamt gelöstes Sulfid wurde als Indikator für das GBP verwendet und folglich periodisch im Halb- bis Stundentakt bestimmt. Die Bestimmung erfolgte photometrisch mit N,N-Dimethyl-1,4-phenylen diammoniumdichlorid (Methylenblau Methode, DIN 38405-D26).

Proben für organische Säuren (bestimmt über HPLC) wurden am Beginn und am Ende der Versuche gezogen (Versuchsreihe A und B). Erfahrungen bei Versuchen zur anaeroben Reinigung zeigten, dass v. a. Essig- und Propionsäure in nennenswerten Konzentrationen auftreten (Svardal, 1991), weshalb die Analyse auf diese und die Summe der organischen Säuren beschränkt wurde.

Der 1. Schritt für die H₂S-Bildung ist die Hydrolyse, was dazu führt, dass es i. d. R. parallel zum H₂S-Anstieg zu einer Zunahme der organischen Säuren kommt. Sollte dies nicht der Fall sein, werden diese im Zuge der H₂S-Bildung verwendet. Da Sulfid bei weitem am geruchsintensivsten ist, wurde dieses als Indikator verwendet.

Sulfat wurde nur während der Versuchsreihe B untersucht.

Die Versuchsdauer belief sich auf drei bis fünf Stunden, um den weiteren Trend zu sehen, wurde jedoch nach 20 bis 22 Stunden nochmals eine Probe genommen (nicht grafisch dargestellt).

Tabelle 6 Analysierte Parameter in Versuchsreihe A und B

		CSB, CSB _{mf}	H ₂ S	Org.Säuren	SO ₄ -S
Versuchsreihe A	Beginn	Start*	periodisch	Start/Ende	
	Ende	Start*	periodisch	Start/Ende	
Versuchsreihe B	Beginn	Start*	periodisch	Start/Ende	Start/Ende
	Ende	Start*	periodisch	Start/Ende	Start/Ende

Start* Probenahme flasche, nicht Reaktor

Die Proben für H₂S, organische Säuren und Sulfat wurde membranfiltriert, wobei der Filter für die H₂S-Bestimmung zuerst mit Probe gesättigt wurde um den Messfehler möglichst klein zu halten.

3 Ergebnisse

Im Folgenden sind die Ergebnisse der zwei Versuchsreihen dargestellt. Sie wurden mit unterschiedlichen Fragestellungen, jedoch demselben Versuchsaufbau (Anaerobreaktoren) im Labor des Institutes für Wassergüte durchgeführt.

3.1 Versuchsreihe A

Um den Einfluss der Stärkeabtrennung auf das GBP zu untersuchen, wurden dieselben Verdünnungen des Abwassers des KVB mit und ohne Stärkeabtrennung (mit, ohne Separator, s. Kap. 2.1.3) untersucht.

Abbildung 3 zeigt, dass die Abtrennung der Stärke keinen signifikanten Einfluss auf das GBP hat. Für eine Reaktionszeit von 0,9 h ist dies auch in Abbildung 5 dargestellt.

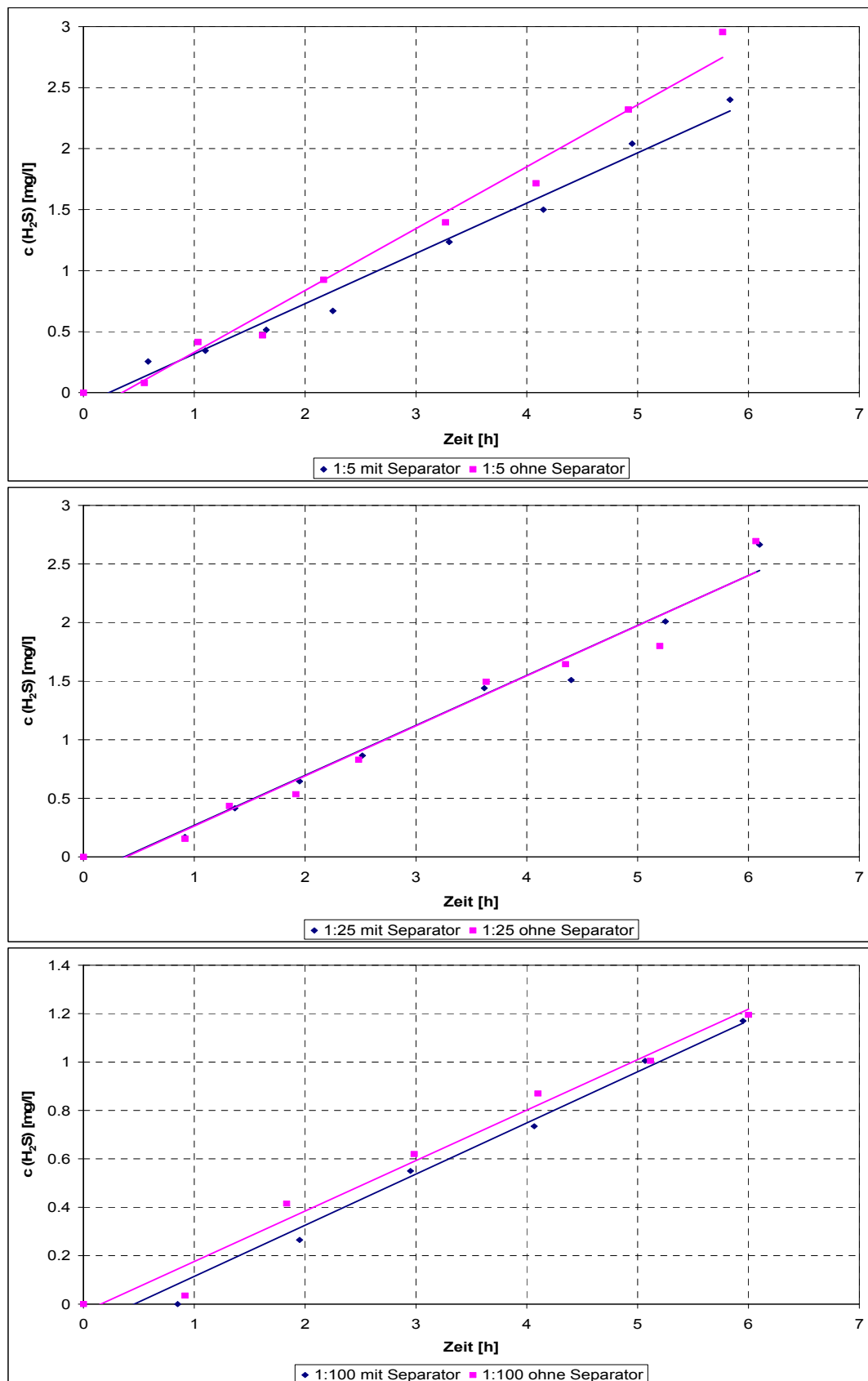


Abbildung 3 GBP bei unterschiedlichen Verdünnungen mit und ohne Separator

Das GBP des Abwassers des KVB wird ebenso wenig von der Stärkeabtrennung beeinflusst, die Unterschiede sind aufgrund der Messungenauigkeiten bei so geringen Konzentrationen vernachlässigbar (Abbildung 4).

Das unverdünnte Abwasser des KVB weist im Vergleich zu den mit kommunalem Abwasser verdünnten Proben bzw. dem kommunalen Abwasser alleine (Zulauf HKA) ein nur geringes GBP auf. Erst in der Mischung mit dem kommunalen Abwasser erhöht sich das GBP erheblich, s. Abbildung 4. Im Vergleich zum kommunalen Abwasser alleine (HKA zu + Sielhaut kommunal) erhöht sich das GBP bei Mischung von Fabriksabwasser mit Zulauf der HKA von 1:5 bzw. 1:25 auf das zwei- bis dreifache. Selbst bei einer Verdünnung von 1:100 bewirkt das Abwasser des KVB noch eine leichte Zunahme des GBP.

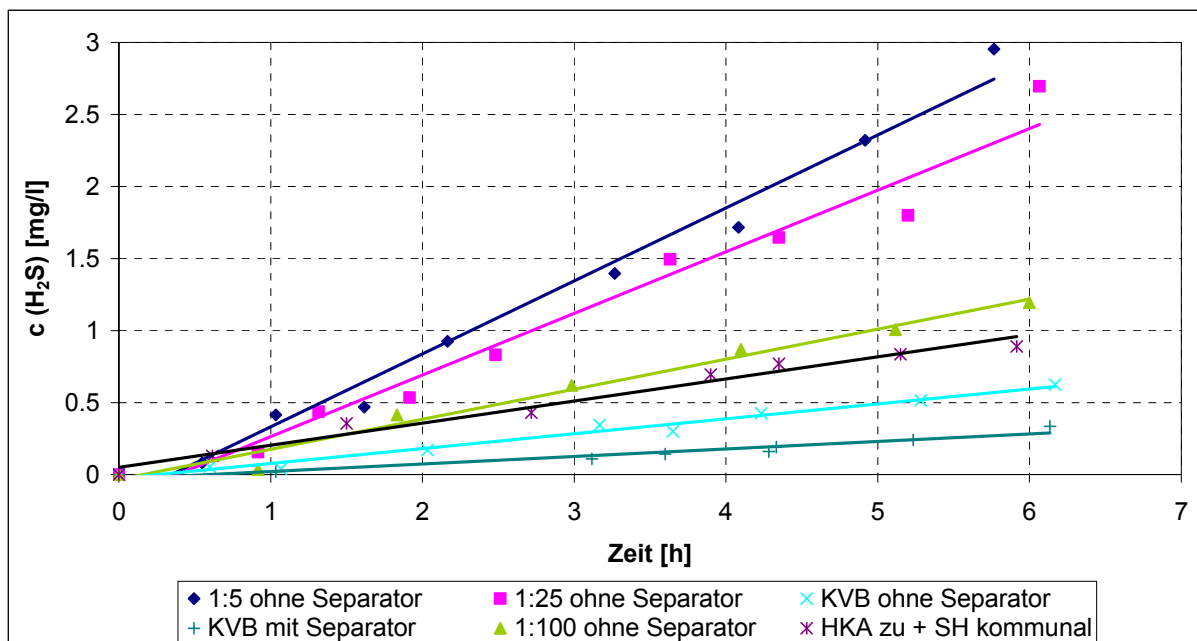


Abbildung 4 GBP – Vergleich Verdünnungen, KVB unverdünnt und HKA Zulauf

Wie Abbildung 5 zeigt, kann die Abnahme des GBP mit zunehmender Verdünnung näherungsweise als „Reaktion 1. Ordnung“ beschrieben werden (exponentielle Abnahme).

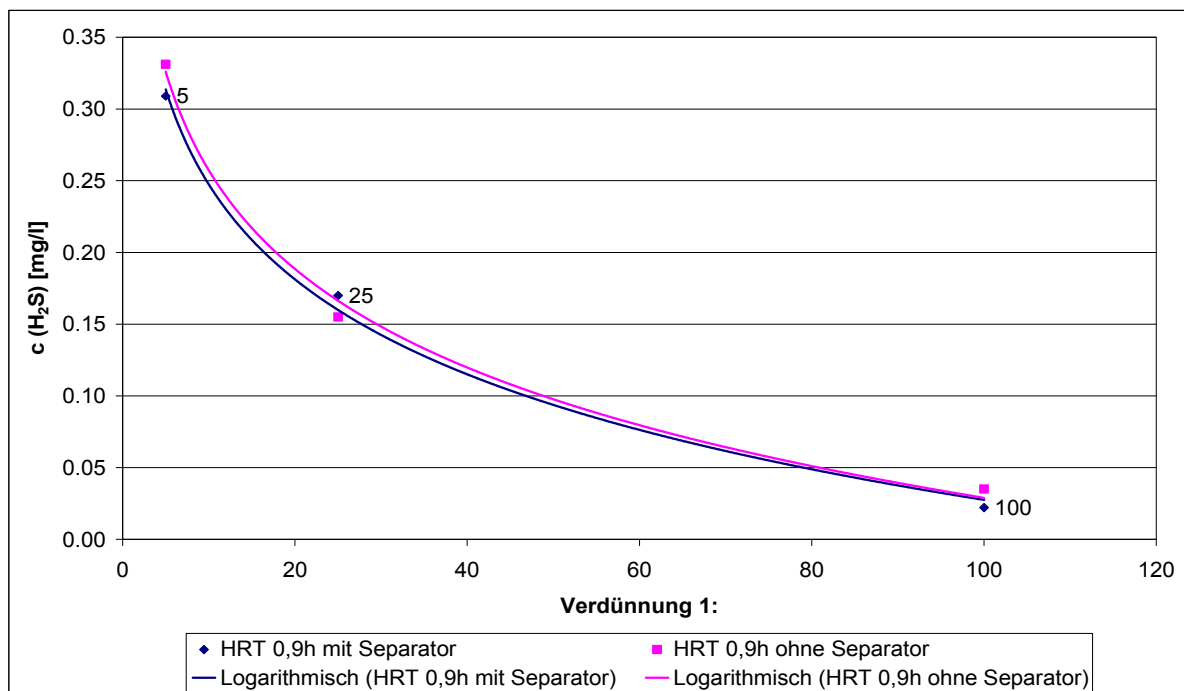


Abbildung 5 Exponentielle Abnahme des GBP mit zunehmender Verdünnung, mit und ohne Stärkeseparation

Die Untersuchung des GBP von kommunalem Abwasser alleine ergab keinen signifikanten Unterschied zwischen den Versuchen, wenn sie einmal mit kommunal geprägter Sielhaut und einmal mit von Abwasser des KVB geprägter Sielhaut durchgeführt wurden (Abbildung 6).

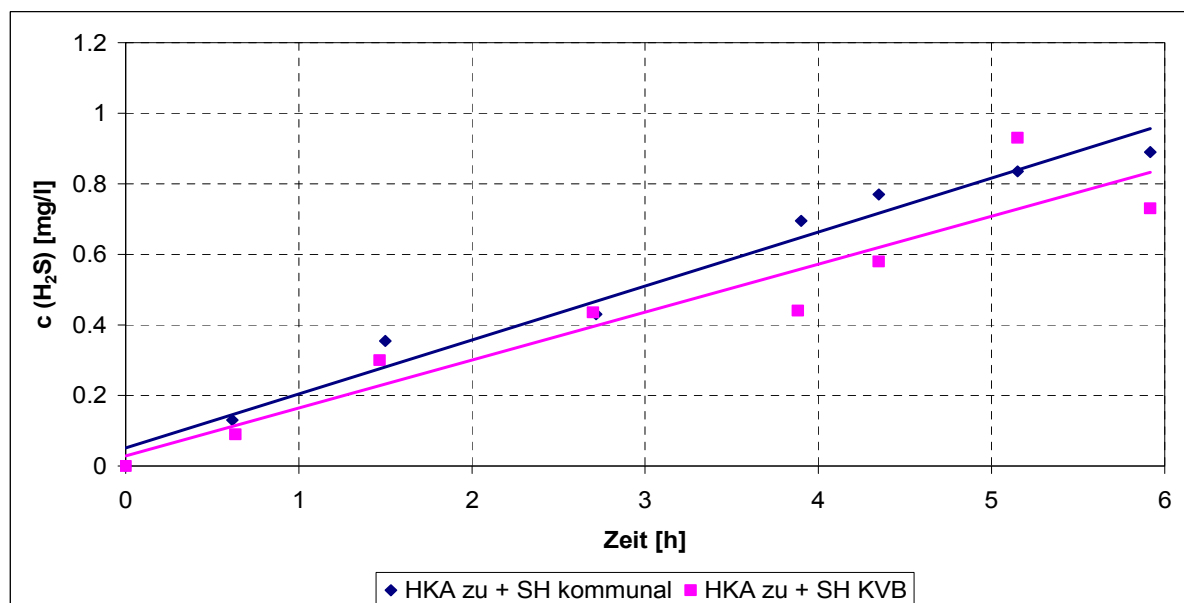


Abbildung 6 GBP des kommunalen Abwasser mit unterschiedlicher Sielhaut

3.2 Versuchsreihe B

In drei Reaktoren wurde zu Kontrolle das Redoxpotenzial gemessen, um sicherzustellen, dass der Bereich, ab dem die sulfatreduzierenden Bakterien aktiv werden, erreicht wird. Der Kurvenverlauf für die Verdünnungen 1:10, 1:30 und 1:60 ist in Abbildung 7 dargestellt.

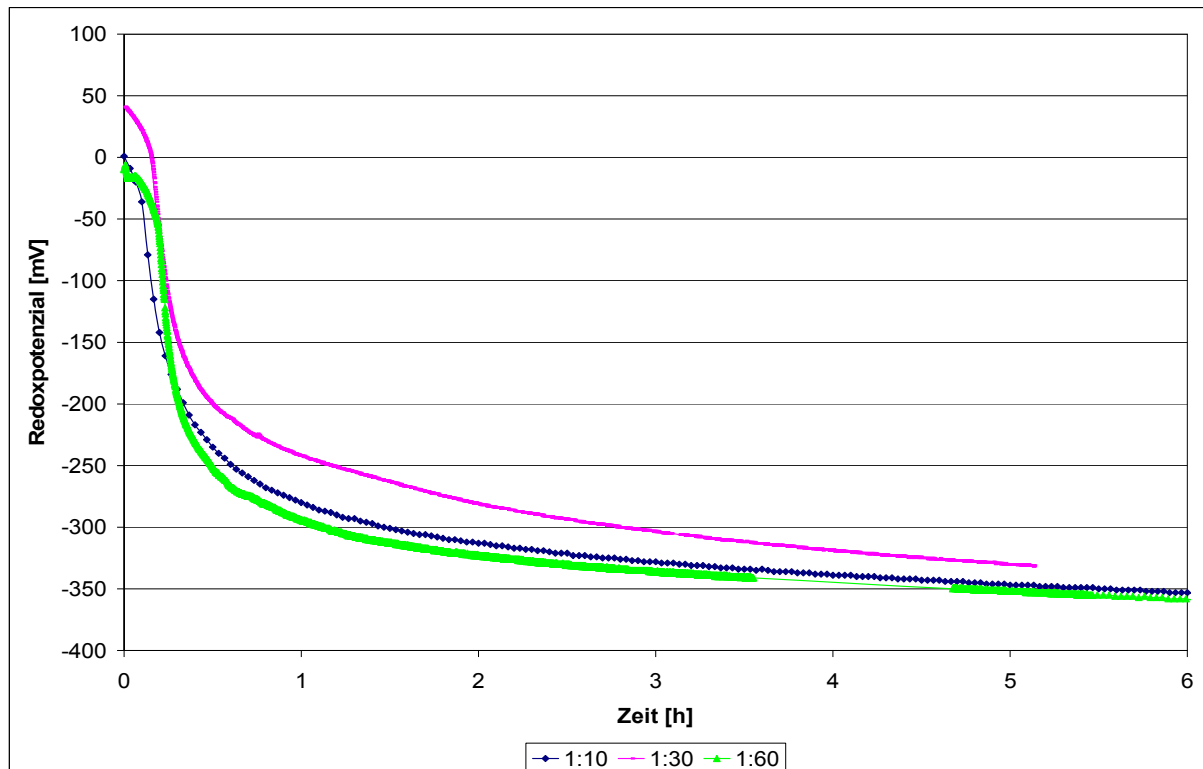


Abbildung 7 Zeitlicher Verlauf des Redoxpotenzials (1:10, 1:30 und 1:60)

Es wird sehr gut ersichtlich, dass das Redoxpotenzial nach ca. einer Stunde in allen drei Reaktoren unter -250 mV (Literaturwert für die ungehemmte Aktivität von sulfatreduzierenden Bakterien) liegt.

Abbildung 8 zeigt die Entwicklung des GBPs (als Gesamt gelöstes Sulfid) der untersuchten Verdünnungen über die Versuchszeit. Betrachtet man den für die geringeren Verdünnungen (1:10 – 1:60) relevanten Zeitraum von ein bis zwei Stunden, kommt es bei einer Verdünnung von 1:60, was der Situation in der geplanten Einleitestelle tagsüber entspricht, im Vergleich zum Referenzpunkt (1:10) quasi zu einer Halbierung des GBPs. Eine Verdünnung 1:30, die im Falle eines Dreischichtbetriebes des KVB in der Nacht bei geringem häuslichem Abwasseranfall zum Tragen kommt, bewirkt im Gegensatz dazu nur eine

Verminderung um ca. ein Viertel des GBPs des Referenzpunktes. Bei einer Verdünnung von 1:200 kommt es zu einer starken Abnahme des Geruchsbildungspotenzials und der Beitrag von Abwasser des KVB kann als sehr gering eingestuft werden.

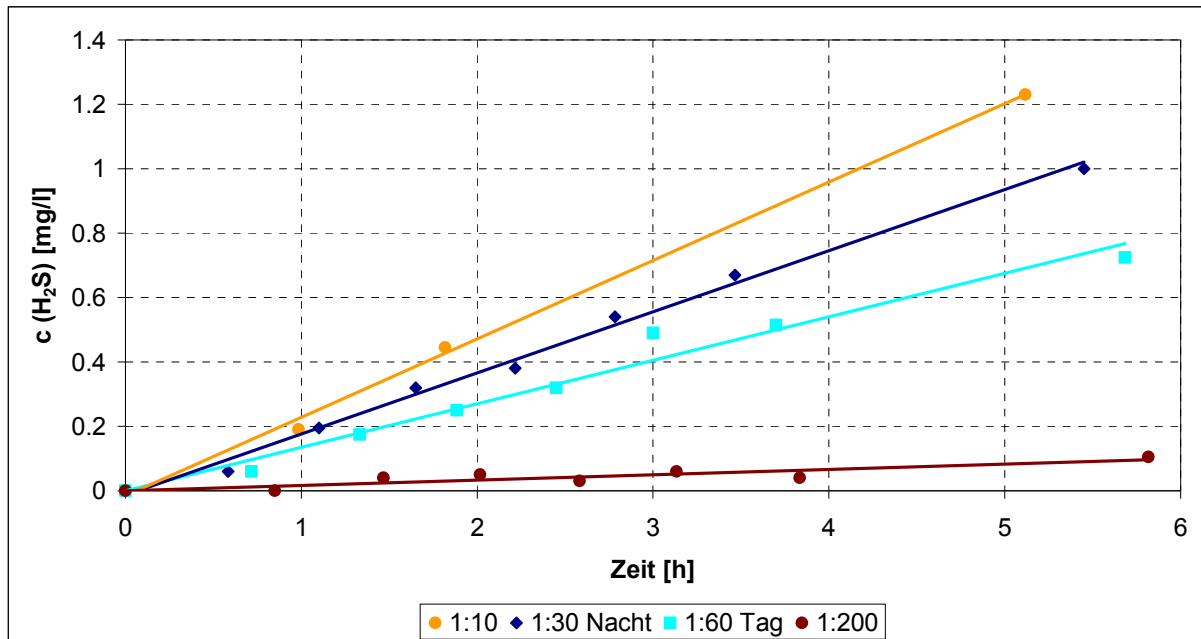


Abbildung 8 Gesamtsulfidkonzentration während 6 Stunden Versuchszeit

Noch besser wird die Verminderung des GBPs mit zunehmender Verdünnung in Abbildung 9 wiedergegeben. Diese zeigt den Zusammenhang zwischen GBP und Verdünnung bei einer Aufenthaltszeit (HRT) im Kanal von 1,8 Stunden, wobei der Kurvenverlauf einer exponentiellen Abnahme folgt. Dasselbe Bild ergibt sich auch bei einer Reaktionszeit von fünf Stunden (nicht grafisch dargestellt). Eine Verdünnung von 1:60 bewirkt, einen Rückgang des GBPs um knapp die Hälfte (Referenzpunkt, 1:10), siehe Abbildung.

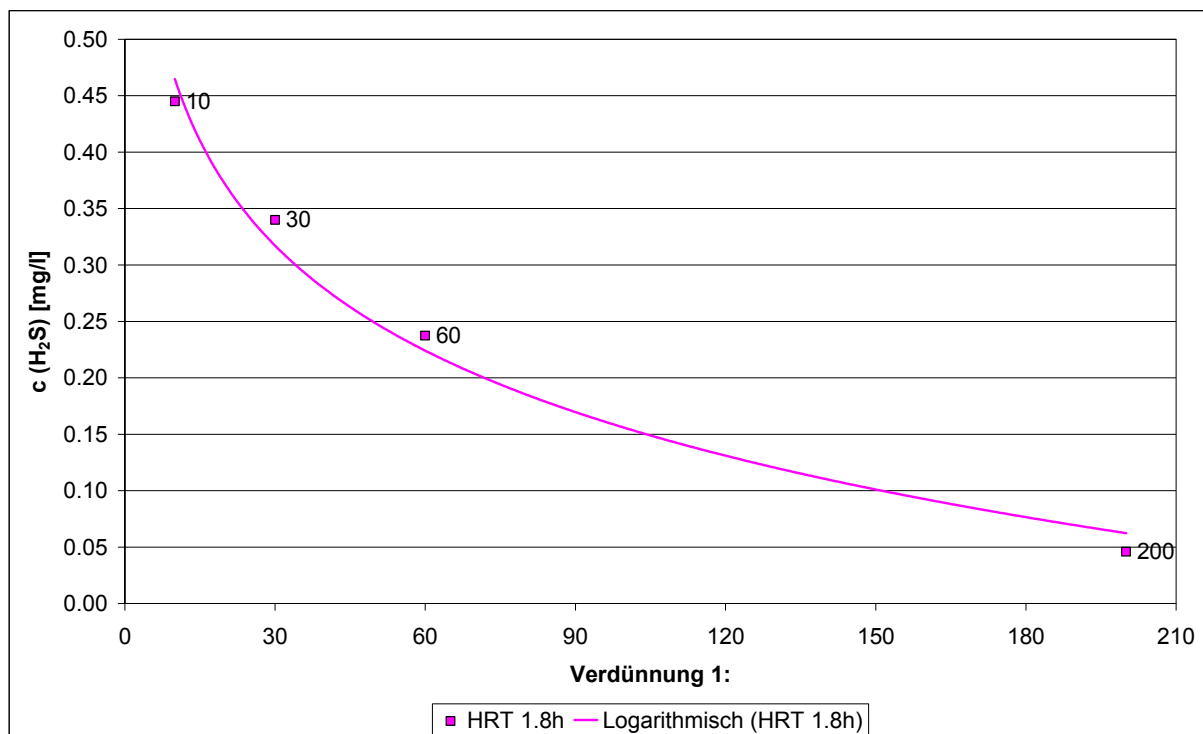


Abbildung 9 Exponentielle Abnahme des GBPs mit zunehmender Verdünnung (HRT 1,8h)

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Versuchsreihe A:

Die Stärkeabtrennung hat bei den Laborversuchen keinen signifikanten Einfluss auf das GBP gezeigt. Daraus kann geschlossen werden, dass die Stärkeabtrennung im Wesentlichen nur insofern zur Geruchsverminderung beitragen kann, als sie die Bildung von Ablagerungen im Kanalnetz vermeiden hilft. Dieser Einfluss kann im Labor nicht simuliert werden. Die Erhöhung der Geruchsbildung durch Ablagerungen im Kanalnetz kann als Stand des Wissens betrachtet werden.

Das Abwasser des kartoffelverarbeitenden Betriebes ohne Mischung mit häuslichem Abwasser weist nur ein geringes GBP auf. In der Mischung mit kommunalem Abwasser erhöht sich das Geruchspotenzial deutlich, sowohl gegenüber dem kommunalen Abwasser als auch dem Abwasser des KVB alleine.

Bei einer Verdünnung Fabriksabwassers mit kommunalem Abwasser im Verhältnis von 1:5 bis 1:25 verdoppelt bis verdreifacht sich das GBP gegenüber dem kommunalen Abwasser. Bei einer Verdünnung von 1:100 ist immer noch

eine geringe Zunahme des GBPs durch das Abwasser des KVB zu erwarten. Weil diese Zunahme jedoch im Bereich der Genauigkeit der Bestimmung des GBPs liegt, erscheint diese Erhöhung des GBPs gegenüber dem kommunalen Abwasser alleine tolerierbar.

Versuchsreihe B:

Das Geruchsbildungspotenzial bei der geplanten Einleitestelle (verringert sich bei einer Verdünnung 1:60 (tagsüber) im Vergleich zum derzeitigen GBP beim Referenzpunkt, am Ort der Geruchsbelästigung (1:10) auf knapp die Hälfte. Für beide Fälle wurde für den Vergleich des GBPs eine Fließzeit im Kanalnetz nach der Einleitung von ein bis zwei Stunden angenommen.

Bei einer Verdünnung des Abwassers des KVB von nur 1:30 an der Einleitestelle (Nachtfluss) muss mit einem leichten Ansteigen des GBPs gegenüber einer Situation ohne Einleitung des Abwasser des KVB in das Kanalnetz gerechnet werden. Da sich unterhalb der geplanten Einleitestelle die Verdünnung des Fabriksabwassers durch das kommunale Abwasser gegenüber dem derzeitigen Zustand nicht ändert, sollte die Geruchsbildung im Bereich der geplanten Einleitestelle zufolge des Baues der Druckrohrleitung für das Abwasser des KVB gegenüber dem derzeitigen Zustand abnehmen.

Bei einer Verdünnung von 1:200 ist der Beitrag von Abwasser des KVB zum GBP von kommunalem Abwasser nur mehr sehr gering, d.h. im Bereich der Messgenauigkeit der Versuchsanordnung.

Da die Stärkeabtrennung bei den Laborversuchen keinen deutlichen Einfluss auf das GBP aufwies, kann davon ausgegangen werden, dass der gelöste CSB primär für die H₂S-Bildung bzw. das GBP verantwortlich ist, was auch durch Untersuchungen an Druckrohrleitungen aus dem Projekt Kugpia (Matsché *et al.*, 2005) belegt wird. Die Ausbildung von Ablagerungen im Kanalnetz begünstigt die Geruchsentwicklung in jedem Falle, wie aus vielen Untersuchungen bekannt ist. Die Vermeidung der Einleitung von gut absetzbaren Stoffen insbesondere in flache Kanäle, wie sie im 22. Bezirk vorherrschen, sollte daher weitgehend vermieden werden. Es wird daher empfohlen, sowohl die Stärke als auch die absetzbaren Stoffe des Fabriksabwassers weitgehend zurückzuhalten.

5 Literatur

Matsché, Saracevic, Bertrán de Lis und Brooks (2005). Korrosions- und (1991). Anaerobe Abwasserreinigung – ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter. Wiener Mitteilungen, Bd. 95.

Korrespondenz an:

Heidi Schaar

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
TU Wien

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

01 / 58801 – 22627

hschaar@iwag.tuwien.ac.at

Entwicklung von Dosiermodellen zur Bekämpfung von Geruch und Korrosion

Dipl.-Ing. Guido Kuhn

Dipl.-Ing. Jan Hilmers

Dr. Jürgen Weissenberger

Abstract: Die Firma YARA International bietet mit dem NUTRIOX[®]-Konzept weltweit seit mehr als 20 Jahren ein Verfahren zur effektiven Bekämpfung von Geruchs-, Korrosions- und Arbeitssicherheitsproblemen in Abwassersystemen an. Ein wesentlicher Bestandteil des Konzeptes ist die Einstellung einer bedarfsorientierten Dosierung auf Grundlage von direkt am Dosierort ermittelten online Messwerten (Feed-Forward Dosierung). Neben einem detaillierten Grundverständnis biologischer Abbauprozesse in Abwassersystemen, welches über Jahrzehnte im Einklang mit immer neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen ständig weiterentwickelt wird, kommt der Mess- und Regeltechnik zur Umsetzung der immer komplexeren theoretischen Modelvorstellungen eine zunehmend größere Bedeutung zu. Eine bedarfsgerechte Dosierung ist gleichzeitig mit einer Optimierung von Betriebskosten verbunden. Dies lässt die Weiterentwicklung von Dosiermodellen als wünschenswert und sinnvoll erscheinen. Als Beispiel dieser Weiterentwicklung von Mess- und Regeltechnik wird der Einsatz einer von YARA entwickelten Messsonde namens Long-nose beschrieben. Anhand von Fallbeispielen wird die Umsetzung einer kombinierten Feed-Forward und Feed-Back-Dosierung mittels IDA-Controller, Long-Nose Messung und eNUTRIOX[®] (Internetanbindung) vorgestellt. Die daraus resultierenden Möglichkeiten hinsichtlich optimierter Dosierung sollen diskutiert werden.

Inwieweit die Erweiterung des NUTRIOX[®]-Konzeptes mit der hier vorgestellten Long-nose Technik sinnvoll ist, muss von Fall zu Fall entschieden werden. Mit in diese Betrachtung einfließen können Vorteile für den Anwender wie beispielsweise eine permanente Erfolgskontrolle aufgrund von H₂S-Meßwerten oder die Definition eines H₂S-Grenzwertes, welche sich nicht unmittelbar monetär bewerten lassen.

Key Words: Bedarfsgerechte Dosierung, Optimierung von Dosiermodellen, Long-nose, Feed-Forward, Feed-Back-Dosierung, NUTRIOX[®]-Konzept

1. Das Long-nose Konzept

Mit dem Long-Nose Konzept hat YARA International ein Verfahren entwickelt, welches den Leitparameter Schwefelwasserstoff (H_2S) als aktive Führungsgröße auf das Dosiermodell berücksichtigt. Dazu wird an einem definierten Problemort eine H_2S -Messung installiert, die ihre Messwerte permanent an den Dosiercomputer (IDA-Controller) sendet.

1.1 Technische Details zur Long-nose

Die Long-nose ist in Abbildung 1 zu sehen:

Long nose details



- Ex-proof certificated**
- Free ratio transmission in combination with Repeater (230 V supply)**
- GRPS Modem option with real-time monitoring via [eNUTRIOX](#)**
- Battery-lifetime up to one year**
- Standard H_2S -city cell sensor (0-100/0-1000 ppm) secured by sinter layer**
- Stainless steel**
- Repeater: 2 digital/ 2 [analog](#) signals**



Abbildung 1: Long-nose

Es handelt sich um eine H_2S -Messzelle, die mit Batterien betrieben je nach Belastung am Ort des Einsatzes bis zu einem Jahr betrieben werden kann, bevor ein Wechsel der Batterie notwendig wird. Das System ist in einem Edelstahlzylinder untergebracht. Der Sensor ist zusätzlich über ein Sintermetall

geschützt. Die Long-nose hat alle nötigen Prüfungen im Zuge einer Ex-proof-Zertifizierung erfolgreich bestanden und trägt das entsprechende Prüfsiegel. Die Sonde wird nach Aktivierung in den Kanal durch einen Karabiner eingehängt.



Abbildung 2: Installation einer Long-nose in einem Schacht

Mit der gewählten Bauweise ist die Long-nose ohne großen Aufwand an nahezu allen Stellen im Kanal zu installieren. Bei der Installation wird darauf geachtet, die Long-nose möglichst mittig im Kanal einzuhängen, um die Übertragung aus dem Kanal nicht durch die Kanalwandung zusätzlich zu dämpfen. Das Signal verlässt die Antenne und strahlt pilzförmig aus dem Kanal. Im Umkreis von bis zu 800 Metern lässt sich der aufsteigende Signalstrom empfangen und bei Bedarf für die Übertragung bis zum Empfänger entsprechend mittels einem Repeater verstärken.

1.2 Das Long-nose Prinzip

Das Long-nose Prinzip ist in Abbildung 3 ersichtlich und umfasst die Komponenten IDA-Controller (Dosiercomputer), Long-nose (H_2S -Messsonde mit Übertragungseinheit), Repeater (Verstärker) und Receiver (Empfänger):

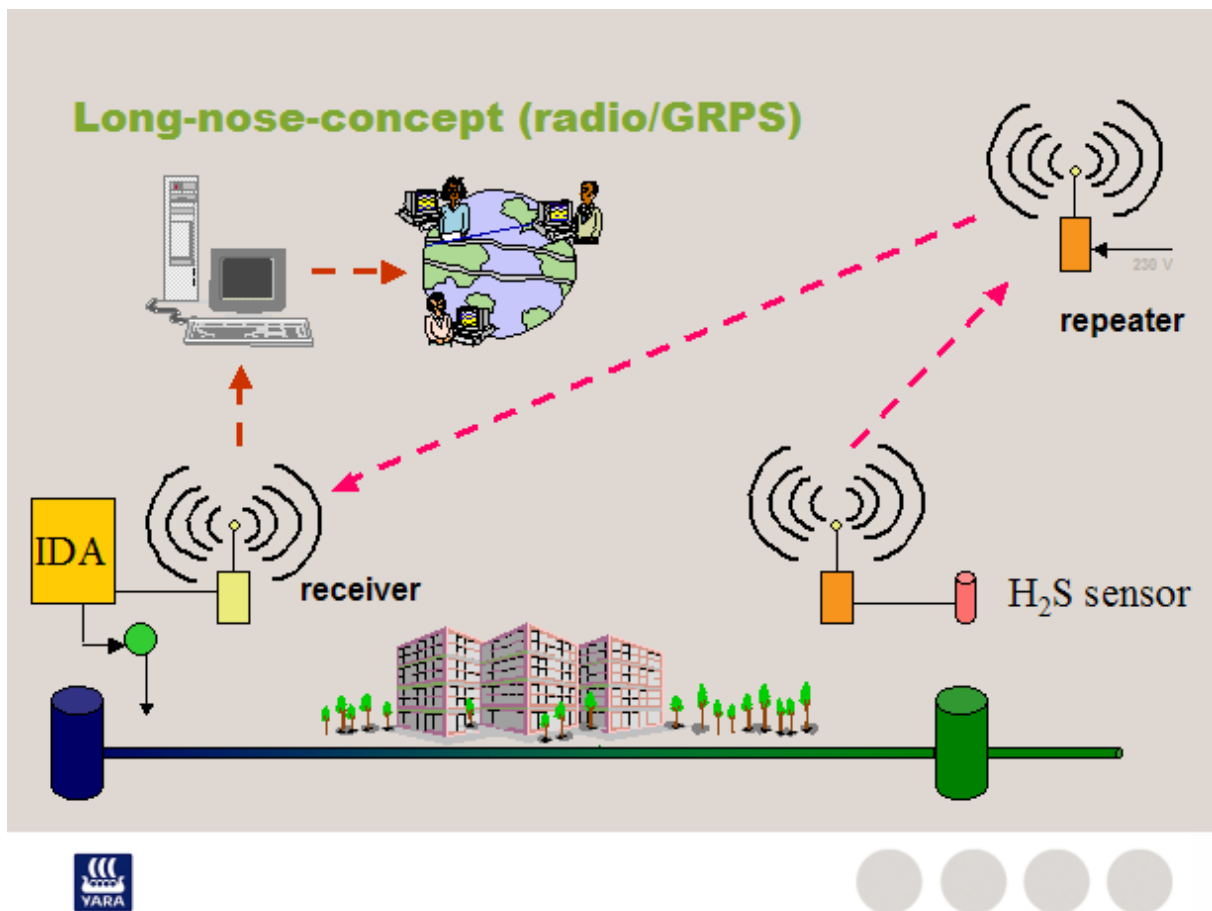


Abbildung 3: Das Long-nose Konzept

Das H_2S -Messsignal wird aus dem Schacht über einen Verstärker (Repeater) an den IDA-Controller (Computer zur Dosiereinstellung) mittels einer Radiofrequenz oder einer GRPS-Verbindung übertragen. Mit dem Repeater können auch weitere Signale (digital/analog) übertragen werden. Denkbar ist beispielsweise eine zusätzliche Übertragung von Flusssignalen, welche am Standort des Repeaters verfügbar sind. Der IDA Controller verwertet das übertragende H_2S -Signal online und berücksichtigt dieses Feed-Back-Signal neben weiteren, Vorort gemessenen Online-Signale wie z.B. Abwassertemperatur und -fluss (Feed-Forward Signale) zur Einstellung für eine den jeweiligen Bedarfsfall optimierte Dosiereinstellung. Da der IDA

Controller seine kompletten Daten regelmäßig ins Internet sendet, werden alle Daten über den eNUTRIOX®-Server sichtbar und nachgehalten.

1.3 Mögliche Optimierungsstrategien mit der Long-nose Technik

1.3.1 Proportionaler Einfluss des Feed-Back Signals

Bei der klassischen/herkömmlichen Dosierstrategie wird durch das Erfassen von Messsignalen vor dem eigentlichen Problemort versucht, den Bedarf an NUTRIOX® möglichst genau zu berechnen, um das an dieser Stelle geförderte Abwasser, dauerhaft und optimal zu versorgen. Der Grund für den Einsatz des NUTRIOX®-Konzeptes vor einer Problemstelle liegt auf der Hand: durch den Einsatz von NUTRIOX® wird das zu behandelnde Abwassersystem vor anaeroben (Fäulnis-) Bedingungen präventiv mittels Denitrifikation geschützt. Somit liegt bei der Anwendung des NUTRIOX®-Konzeptes zwischen dem Problemort und der Dosierstelle stets eine Zeitdifferenz. Wird ein Dosiermodell rein auf Grundlage von Messgrößen am Problemort genutzt, kämen Anzeichen einer Untervorsorgung stets zu spät, da das Abwasser, welches die dann auftretenden Probleme verursacht, bereits den Dosierort passiert hat. Jedoch kann eine Kombination von Messgrößen an beiden Stellen (Behandlungs- und Problemort) eine durchaus sinnvolle Maßnahme sein.

Ein Beispiel wird in **Abbildung 4** verdeutlicht: In diesem Diagramm ist das H₂S-Signal am Problemort (rote Kurve) und die Dosierung am Behandlungsort (grüne Kurve) dargestellt. Zusätzlich wird über 24 Stunden der H₂S-Mittelwert des jeweiligen Tages (dunkelblaue Kurve) aufsummiert:

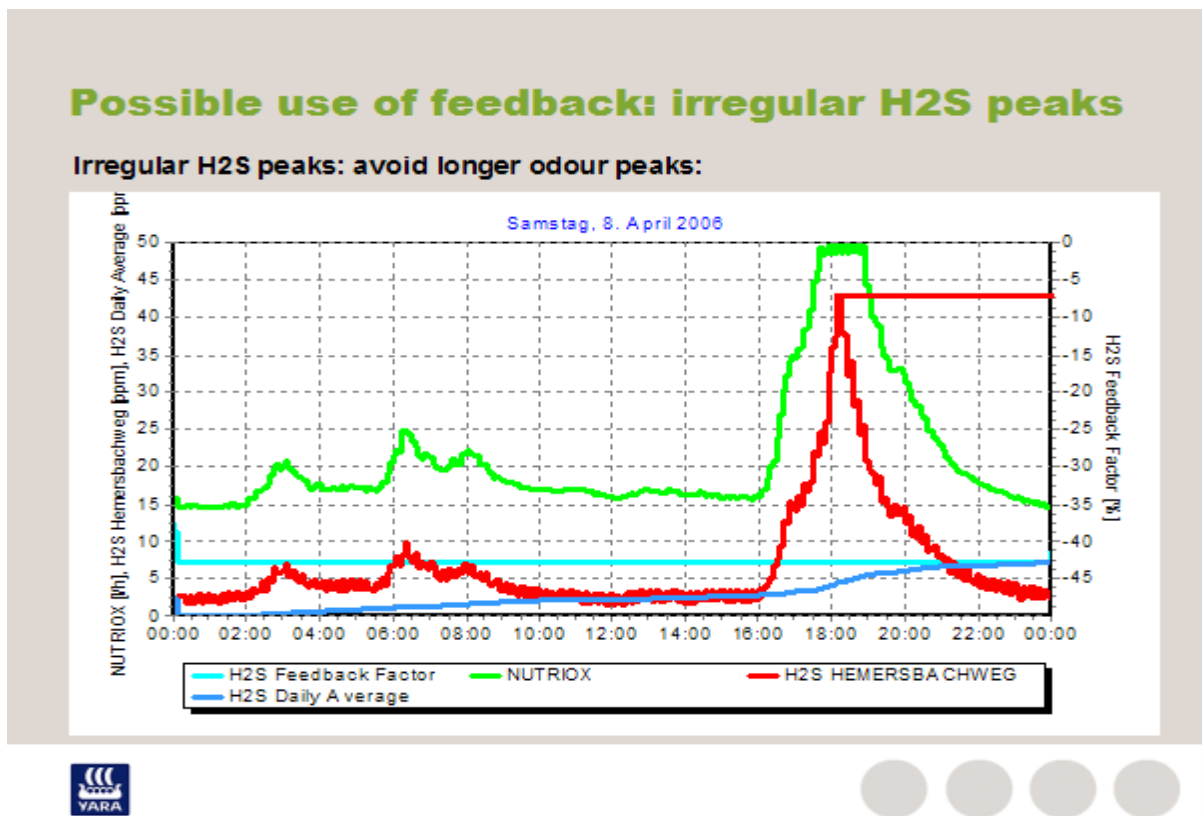


Abbildung 4: Feed-Back: Proportionale Regelung

Tritt nun am Problemort eine erhöhte H₂S-Belastung auf (hier gegen 18 Uhr), wird der über die Long-nose gesendete Wert direkt als Führungsgröße auf die Dosierung verwertet, die Dosierung steigt mit der gesendeten H₂S-Belastung proportional an. Damit wird insbesondere in Systemen mit relativ kurzer Aufenthaltszeit die H₂S -Belastung am Problemort wieder auf das gewünschte Maß reduziert. Ohne direkte Erhöhung der Dosierung können je nach Einsatzfall die H₂S-Spitzen am Problemort länger ausfallen (siehe rote Kurve, konstante Belastung bis 0:00 Uhr) und somit das Risiko von Geruchsbeschwerden erhöhen. Diese Maßnahme macht umso mehr Sinn, je kürzer die Verweilzeit zwischen der Dosierung und der Problemstelle ist. Über die gemittelte Tageskonzentration der H₂S-Belastung kann zusätzlich ein Verstärkungsfaktor für den nächsten Tag programmiert werden, um längerfristige Über- oder Unterversorgungen entsprechend auszugleichen.

1.3.2 Logische Verknüpfung zwischen Feed-Back und Retentionszeit

Das System kann auch so programmiert werden, dass es sich mit logischen Verknüpfungen selbstständig an den Bedarf eines Systems anpassen kann. Als Beispiel hierfür wird in **Abbildung 5** eine einfache Korrelation zwischen Aufenthaltszeit und übermittelten H₂S-Signal vorgestellt:

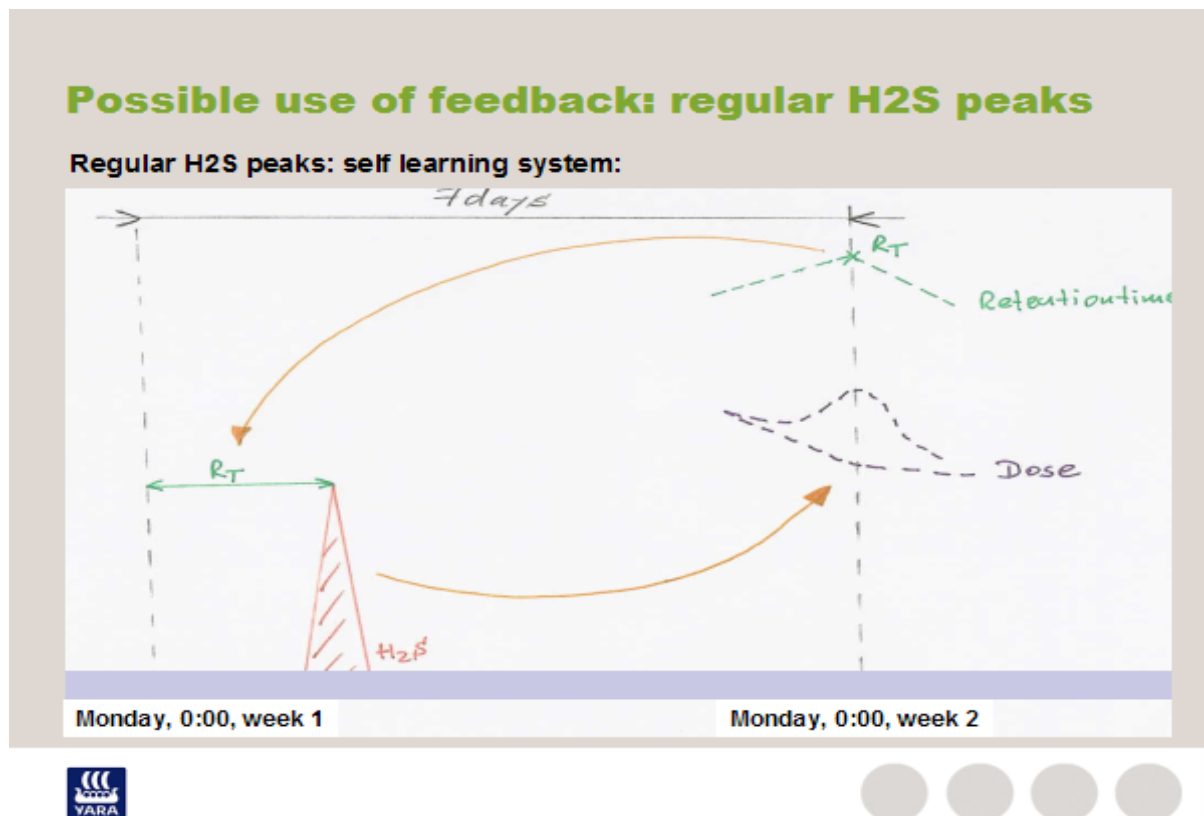


Abbildung 5 Feed-Back: Korrelation mit der Aufenthaltszeit

Der IDA Controller, der die Dosierung am Dosierort steuert, ermittelt zu jeder Zeit die Aufenthaltszeit des behandelten Abwassers. Diese Aufenthaltszeiten werden in einem wöchentlichen Rhythmus in einem Trend gespeichert. In gleicher Weise werden die von der Long-nose übertragenen H₂S-Werte im IDA-Controller gespeichert. Für Regenwetterfälle wird die verkürzte Aufenthaltszeit im Trend nicht berücksichtigt. Das Programm ermittelt permanent die im Trend hinterlegte Aufenthaltszeit des Abwassers zum aktuellen Zeitpunkt der Übertragung vor genau einer Woche. Dann wird im H₂S-Trend um diese Aufenthaltszeit „nach vorne“ geschaut, ob sich dort eine H₂S-Spitze in der Vergangenheit zeigte, die über einem fest definierbaren Grenzwert liegt. Bei Überschreitung dieses Grenzwertes wird die aktuelle Dosierung mit einem

Verstärkungsfaktor, dessen Höhe von der Überschreitung des H₂S-Grenzwertes abhängt, erhöht. Somit lässt sich das über die Long-nose zur Verfügung gestellte reine Feed-Back Signal über die Korrelation mit der Aufenthaltszeit im behandelten System als Feed-Forward Signal nutzen. Diese Einstellung macht insbesondere dort Sinn, wo regelmäßige H₂S-Spitzen auftreten, die sich mit dieser Maßnahme automatisch korrigieren lassen.

2 Ausblick

Natürlich muss man sich die Frage stellen, ob ein derartiger Aufwand zur Optimierung von Dosierstrategien gerechtfertigt ist und der eine oder andere wird sich fragen, ob hier nicht zu großer Aufwand betrieben wird. Da sich aber ausnahmslos alle Einsatzfälle von geruchsreduzierenden Maßnahmen an den Betriebskosten messen lassen müssen, ist es einfach, den zusätzlichen Aufwand einer Long-nose-Messung mit einer möglichen Einsparung von Betriebskosten bei Anwendung des NUTRIOX[®]-Konzeptes gegenüber zu stellen.

YARA International versteht sich auf diesem Gebiet als Marktführer und Pionier. Von Anfang an wurde großer Wert darauf gelegt, den Einsatz von NUTRIOX[®] so optimal wie möglich zu gestalten, um Über- oder Unterversorgungen mit allen möglichen negativen Auswirkungen sicher zu vermeiden, und dass, obwohl es sich bei NUTRIOX[®] im Vergleich zu anderen für diesen Einsatzfall genutzte Chemikalien um ein für Mensch und Umwelt harmloses Produkt handelt.

Jedoch stehen bei der Preis-Leistungsbewertung von Optimierungsmaßnahmen nicht immer nur die rein objektiven Behandlungskosten im Vordergrund. Bei genauerer Betrachtung ergeben sich einige wesentliche Vorteile bei Anwendung des NUTRIOX[®]-Konzeptes in Kombination mit einer Long-nose, deren monetäre Bewertung jedem Anwender obliegen. Das Prinzip der Wechselwirkung verschiedener Komponenten und den daraus resultierenden Vorteilen für Anwender wird in **Abbildung 6** ersichtlich:

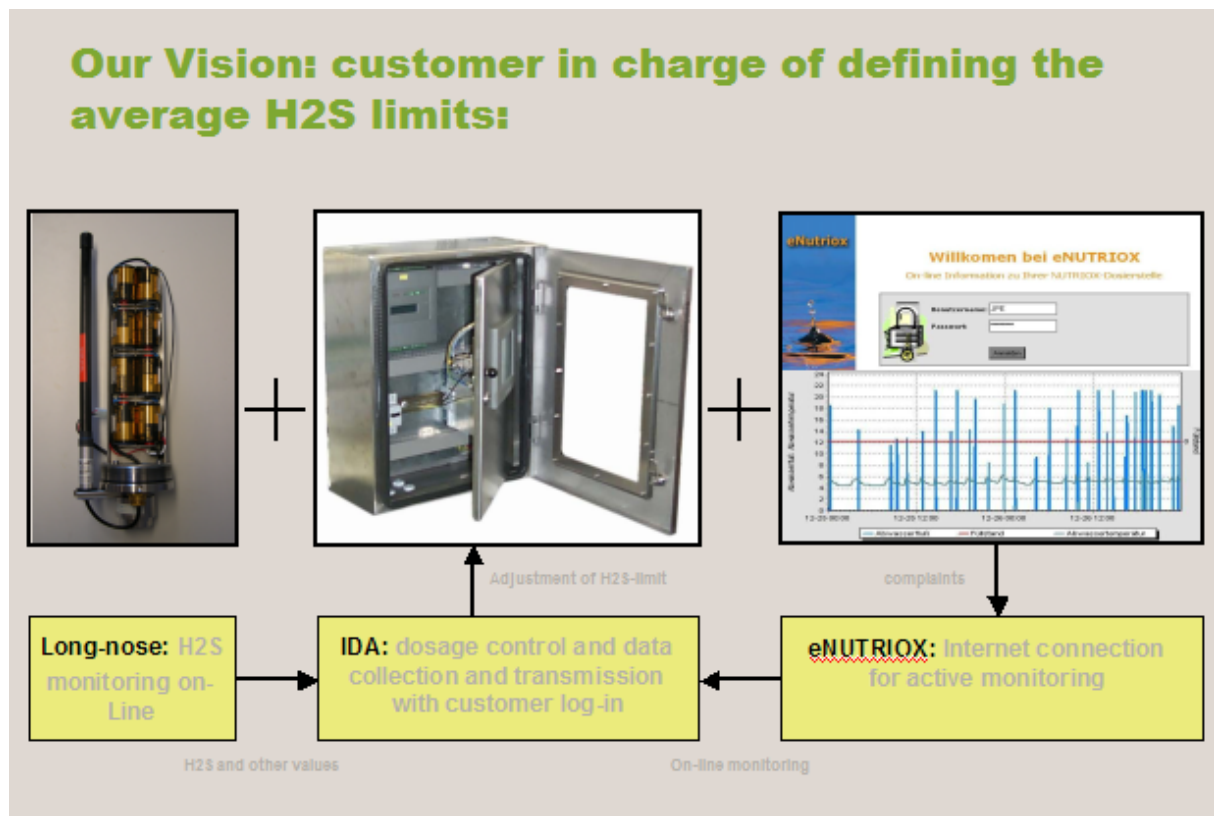


Abbildung 6: NUTRIOX[®] Konzept mit Long-Nose Messung

Mittels Long-nose-Messung werden die Belastungen am Problemort permanent erfasst und an den Dosiercontroller (IDA) netzaufwärts übermittelt. Alle Signale werden vom IDA-Controller in das Internet übertragen. Über den eNUTRIOX[®]-Server erhält der Anwender einen sicheren und Passwort geschützten Zugang zu seiner Dosieranlage und hat somit in alle gespeicherten Daten Einblick. Alle Daten, insbesondere die H₂S-Meßwerte, werden permanent in Diagrammen nachgehalten. Der Anwender kann das System zur Online-Überwachung nutzen und ggf. eingehende Beschwerden mit den Messwerten vergleichen. Zudem kann das System bei frei wählbaren Grenzwertüberschreitungen einen definierten Alarm auslösen (z.B. SMS auf das Betriebshandy). Der Anwender kann darüber hinaus über einen Zugang zum IDA Controller die gewünschte mittlere tägliche H₂S-Belastung am Problemort einstellen. Das System passt sich bei entsprechender Programmierung selbstständig an und der Anwender kann diese Anpassung mittels Überwachung der H₂S-Werte im Internet verfolgen.

Auch zukünftig wird YARA International mit Unterstützung der hausinternen Forschungs- und Entwicklungsabteilung in Norwegen weitere Verbesserungen und Innovationen im Bereich der Mess- und Regeltechnik entwickeln und zur Marktreife bringen. Stichworte hierfür sind beispielsweise einfache Online-Messungen für den biologischen (chemischen) Sauerstoffbedarf oder photometrische Online Sulfidmessungen. Alle Bemühungen verfolgen im Grunde dabei ein Ziel: Den Einsatz von NUTRIOX[®] so umweltverträglich und kostenoptimiert wie möglich zu gestalten, um allen Anwendern das Gefühl zu vermitteln, eine optimale Lösung für Geruchs-, Korrosions- und Arbeitssicherheitsprobleme in Abwassersystemen in Anwendung zu bringen.

DI Guido Kuhn

Yara Industrial GmbH

Sprudelstraße 3
D-53557 Bad Honningen

Telefon: +49 2635 798 – 0
Fax: +49 2635 798 – 140

Guido.Kuhn@Yara.com

Ionische Eisenprodukte und ihre vielfältige Wirkung beim Einsatz zur Kanalgeruchsbekämpfung – Theorie und Praxis

DI Alexander Jereb

Donau Chemie AG

Abstract: Geruchsprobleme und Korrosion in und in der Umgebung von Abwassersammelsystemen treten immer häufiger auf und verursachen teilweise unzumutbare Belästigung bei Anrainern und Kläranlagenpersonal und kostspielige Korrosionsschäden an Bauwerken und Einbauten. Zudem ist H_2S , einer der hauptverantwortlichen Stoffe für diese Probleme, giftig und stellt ein Risiko für in der Abwasserreinigung beschäftigte Personen dar. Eisenlösungen der Donau Chemie AG aus dem Werk Brückl (Kärnten) stellen eine effektive Lösung für diese Problematik dar. Ihre hochselektive Wirkung beruht auf berechenbaren, altbekannten chemischen Grundsätzen, den Fällungsreaktionen und daher ist ihre Anwendung sicher, einfach und nachvollziehbar. Ihre Wirkung wurde auch im Rahmen des KUGPIA-Projektes getestet, wo sich ihre Effektivität bestätigt hat.

Key Words: H_2S , Kanalgeruch, Korrosion, Sulfidfällung, Eisensalzlösungen

1 Einleitung

Geruch und Korrosion in Abwassersammelsystemen und –behandlungsanlagen sind eng mit der Bildung von Sulfiden verbunden. Sulfide können im Abwasser als freier Schwefelwasserstoff (H_2S), dissoziierte Sulfide (HS^- und S^{2-}) und Metallsulfide (MeS) vorliegen. Viele unerwünschte und zum Teil auch schädliche Vorgänge im Abwasser (unangenehmer Geruch, Korrosion) stehen mit freiem H_2S in Zusammenhang und man kann diese verhindern, wenn es gelingt, den Schwefelwasserstoff in eine andere Form, nämlich in Metallsulfide umzuwandeln.

Nach Yang und Hobson (2001) gibt es eine eindeutige Korrelation zwischen H_2S -Konzentrationen in Abwässern und Geruchs-Konzentrationen (Abbildung 1), daher bewirkt eine Elimination des gelösten H_2S auch eine Verminderung unangenehmer Gerüche:

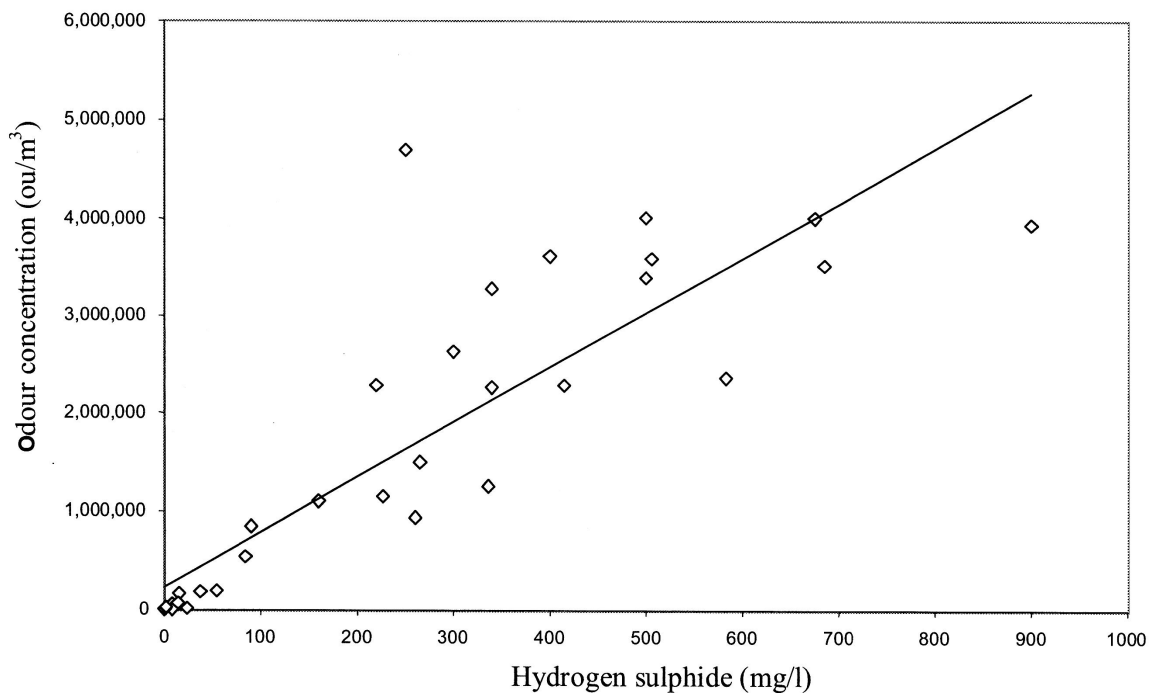


Abbildung 1: Korrelation zwischen H_2S und Geruch in Kanalsystemen

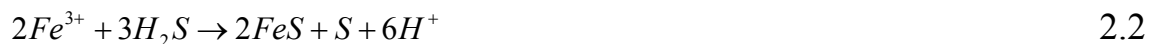
2 Theoretische Grundlagen

Die Bindung von H_2S beruht auf der Tatsache, dass die meisten Metallsulfide eine extrem niedrige Löslichkeit in Wasser besitzen, daher als feste Phase aus dem Abwasser entfernt werden können.

Vor allem Eisensulfid (FeS) besitzt eine viel niedrigere Löslichkeit als eventuell konkurrierende Verbindungen wie Eisenhydroxid oder Eisenkarbonat. Daher ist es auch möglich, Sulfide mit Hilfe von Eisenionen sehr selektiv aus der wässrigen Phase zu entfernen. Die chemische Grundlage für diese Eigenschaften ist im Löslichkeitsprodukt und den dazugehörigen Fällungsreaktionen zu finden:

2.1 Fällungsreaktionen

Gibt man eine Lösung mit Eisenionen zu einem sulfidhaltigen Medium (Abwasser, Schlamm), so laufen folgende Reaktionen ab:



Reaktion (2.2) ist die Summe von 2 Teilreaktionen:

1) Zunächst wird das Fe^{3+} zu Fe^{2+} reduziert:



2) Das so gebildete Fe^{2+} reagiert wiederum analog zu Reaktion (2.1) zu FeS, woraus sich Reaktion (2.2) als Summenreaktion ergibt.

Interessant ist, dass auch mit bereits vorhandenem Eisenhydroxid $Fe(OH)_3$ Sulfide gefällt werden können, was in nachfolgender Reaktion dargestellt ist:



Diese Reaktion ist ebenso die Summe von Redoxreaktionen, wobei das Fe^{3+} durch das Sulfid reduziert wird und dann mit diesem wieder das schwerlösliche FeS bildet.

Daher ist es auch möglich, mit Hilfe von Wasserwerksschlamm (sofern die Wasserwerke mit Eisenprodukten Trübstoffentfernung betreiben) Sulfide in Abwässern als unlösliche Eisensulfide zu binden.

Eine weitere Konsequenz dieser Reaktion ist, dass die Eisenlösung zur Geruchsbekämpfung bereits vor dem Ort der Sulfidentstehung dosiert werden kann. Denn der Anteil an Eisenionen, die kein Sulfid als Reaktionspartner finden, bildet quasi temporär Eisenhydroxide, die aber wiederum mit Sulfiden zu FeS reagieren können, sobald welche zur Verfügung stehen. Außerdem ist es aus diesen Gründen auch ausreichend, das eisenhaltige Geruchsbekämpfungsprodukt an einer einzigen, geeigneten Stelle im Kanalstrang zu dosieren, was

einen wesentlichen Vorteil gegenüber anderen chemischen Produkten zur Kanalgeruchsbekämpfung darstellt.

Bei all den hier angeführten Reaktionen handelt es sich um so genannte Fällungsreaktionen, bei denen 2 (oder mehr) ionische Komponenten eine schwer lösliche Verbindung bilden.

In einem Abwasser kann Eisen natürlich, wie bereits erwähnt, nicht nur mit Sulfiden eine Verbindung eingehen, sondern auch mit OH-Ionen Hydroxide bilden, die ebenso eine geringe Löslichkeit besitzen. Des Weiteren sind Eisenkarbonat und Eisenphosphat bekannte schwer lösliche Verbindungen, die sich einem (kommunalen) Abwasser bilden können.

Die Löslichkeit einer Ionenverbindung wird durch das Löslichkeitsprodukt bestimmt, welches sich aus dem Massenwirkungsgesetz ergibt.

Für Reaktion (2.1) kann das Löslichkeitsprodukt folgendermaßen formuliert werden:

$$K_{FeS} = [Fe^{2+}][S^{2-}] \quad 2.5$$

und gilt dann, wenn die Lösung mit dem gebildeten Feststoff im Gleichgewicht steht. Hartinger (1995) gibt das Löslichkeitsprodukt von FeS mit $3,7 \times 10^{-19}$ an, während für $Fe(OH)_2$ zum Beispiel 2×10^{-15} zu finden ist. D.h. das Löslichkeitsprodukt von Eisenhydroxid ist um mehr als das 5000fache höher als das von FeS. Damit sieht man auch, dass die Löslichkeit von FeS wesentlich geringer ist.

Von den theoretisch im Abwasser möglichen schwer löslichen Eisenverbindungen besitzt FeS das geringste Löslichkeitsprodukt. Daher fällt auch FeS zuerst aus. Ebenso ergibt sich aus der sehr niedrigen Löslichkeit von FeS (und auch anderer Metallsulfide) eine sehr feine Partikelgröße. Denn durch die geringe Löslichkeit ist die Keimbildungsgeschwindigkeit sehr hoch und damit verbunden erhält man eine feindisperse Partikel-Suspension (Hartinger 1995 und Wassermann 2006), die sich nur sehr langsam absetzt. Daher ist auch die Gefahr gering, dass sich im Verlauf des Abwassersammlers Eisensulfidschlämme ablagern können.

Yang und Hobson (2001) haben eine erweiterte Form des Löslichkeitsproduktes für FeS formuliert:

$$P_S = Fe_T S_T = \frac{K_{FeS}}{\alpha_{Fe} \alpha_S} \quad 2.6$$

wobei

P_S = „bedingtes“ Löslichkeitsprodukt von FeS

Fe_T = Gesamtgehalt gelöster Eisenspezies

S_T = Gesamtgehalt gelöster Sulfide

und α_{Fe} und α_S können folgendermaßen berechnet werden:

$$\alpha_{Fe} = \left(1 + \frac{K_{Fe1}}{[H^+]^2} \right)^{-1} \quad 2.7$$

$$\alpha_S = \left(1 + \frac{[H^+]}{K_{S2}} + \frac{[H^+]^2}{K_{S1} K_{S2}} \right)^{-1} \quad 2.8$$

K_{Fe1} = Löslichkeitsprodukt für Fe(OH)₂

K_{S1}, K_{S2} = Dissoziationskonstanten von Sulfid

Anhand dieser Gleichung wird die Abhängigkeit des Löslichkeitsproduktes von FeS vom pH-Wert deutlich. Wie man auch aus Abbildung 2 (Yang und Hobson, 2001) erkennen kann, liegt der ideale pH-Wert für die Fällung von FeS zwischen 6,5 und 8,5. Ebenso kann man erkennen, dass eine sehr geringe Menge an gelöstem Resteisen nötig ist, um die Konzentration der gelösten Sulfide auf sehr niedrigem Niveau (wie es das chemische Lösungsgleichgewicht verlangt) zu halten. So sind nach Yang und Hobson nur 0,1mg/l gelöstes Eisen nötig, um die Konzentration noch gelöster Sulfide unter 0,01mg/l zu halten und damit auch die Geruchskonzentration praktisch zu beseitigen.

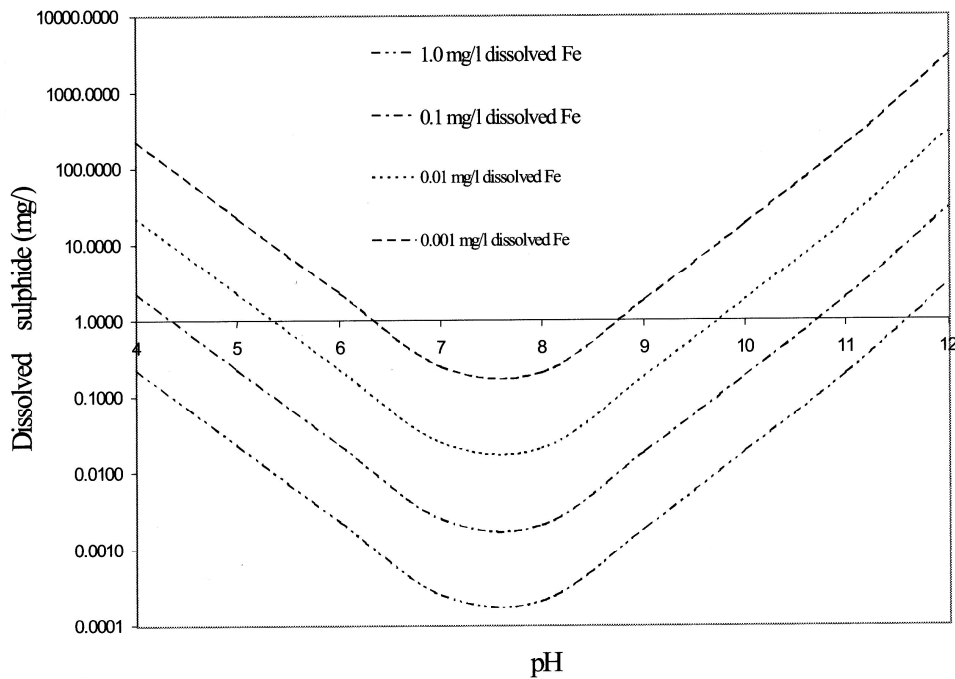


Abbildung 2: Einfluss des pH-Werts und des Gehalts an gelöstem Eisen auf Restsulfidgehalt (Yang und Hobson 2001)

2.2 Wirkstoffbedarf für die H₂S-Fällung

Eisensalzlösungen können Sulfide stöchiometrisch fällen, wie Yang und Hobson (2001) festgestellt haben und der Bedarf an Eisenionen kann folgendermaßen abgeschätzt werden:

$$c_{Fe} = f \times \beta \times c_{H_2S} \quad 2.9$$

wobei $f = M_{Fe}/M_S = 55,845/32,066 = 1,74$ (Verhältnis der Molmassen von Eisen und Schwefel)

β = β -Wert für die Sulfidfällung, der unter anderem davon abhängt, ob an der Dosierstelle bereits fällbares Sulfid vorhanden ist

c_{H_2S} = Sulfid Konzentration [mg/l]

c_{Fe} = spezifischer Eisenbedarf [mg/l bzw. g/m³]

Als erster Anhaltspunkt kann folgende Berechnungsformel herangezogen werden:

$$c_{Fe} < f \times \beta \times c_S = c_{Fe,max} \quad 2.10$$

wobei c_S = Gesamtschwefel im Abwasser und $c_{Fe,max}$ = der maximale Eisenbedarf

Auch die mehrjährige Erfahrung der Donau Chemie AG im Bereich Geruchsbekämpfung bestätigt diese Ergebnisse.

Gleichung 2.10 gibt den maximalen Produktbedarf für die Sulfidfällung an, wenn der gesamte Schwefel irgendwann im Laufe des Abwassersammlers zu fällbarem Sulfid umgewandelt wird. Man kann diesen Bedarf als Startwert für die Produktdosierung heranziehen und anschließend mit Hilfe von H_2S -Messungen in der Kanalatmosphäre die Bedarfsmenge an die Gegebenheiten und Besonderheiten vor Ort anpassen. Dies ist auch mit einem sehr geringen Analysenaufwand verbunden.

Der Produktbedarf ist bei den Eisenlösungen von der Aufenthaltsdauer des Abwassers in der Druckleitung nur soweit abhängig, bis das gesamte Sulfat zu Sulfid umgesetzt ist. Im Gegensatz zu Nitratprodukten muss bei längeren Aufenthaltszeiten die Produktdosierung nicht erhöht werden, da Eisenionen durch keine weiteren (biologischen) Prozesse verbraucht werden und Gleichung 2.10 zusammen mit der Abwassermenge den maximalen Produktbedarf bestimmt. Die Leitungsgeometrien können für die Dosiermenge unberücksichtigt bleiben.

2.3 Mehrfachnutzung der Eisenionen

Wie oben beschrieben, setzt sich der Eisensulfidschlamm aufgrund seiner geringen Partikelgröße nicht im Kanalsystem ab und kann so bis in die Abwasserbehandlungsanlage transportiert werden. Hier findet in der aeroben Zone der biologischen Abwasserreinigung eine weitere Redoxreaktion statt, nämlich die Oxidation des Eisensulfids mit Hilfe des Sauerstoffs zu Eisensulfat. Dieses besitzt eine deutlich höhere Löslichkeit als FeS , weshalb wieder Fe^{2+} bzw. Fe^{3+} Ionen freigesetzt werden.

Die Eisenionen können dann an einer anderen, in der Abwasserbehandlungsanlage durchaus erwünschten Reaktion teilnehmen – der Phosphatfällung. Je nachdem wie hoch der Anteil des Abwassers ist, bei dem vor der Kläranlage H_2S -Elimination mit Eisenlösungen durchgeführt wird, kann

durch diesen vorteilhaften Umstand entsprechend Fällmittel in der ARA eingespart werden. Bei Anlagen, die nahezu 100% des Zulaufs im Vorfeld der Kläranlage zwecks H_2S -Entfernung mit Eisenionen behandeln, konnte die Fällmitteldosierung auf der Anlage vollständig entfallen und die PO_4 -Fällung trotzdem vollständig aufrecht erhalten werden (siehe **Abbildung 3**).

Dadurch kann das Geruchsbekämpfungsprodukt mehrfach für vollständig unterschiedliche Applikationen genutzt werden, was die Effektivität enorm verbessert.

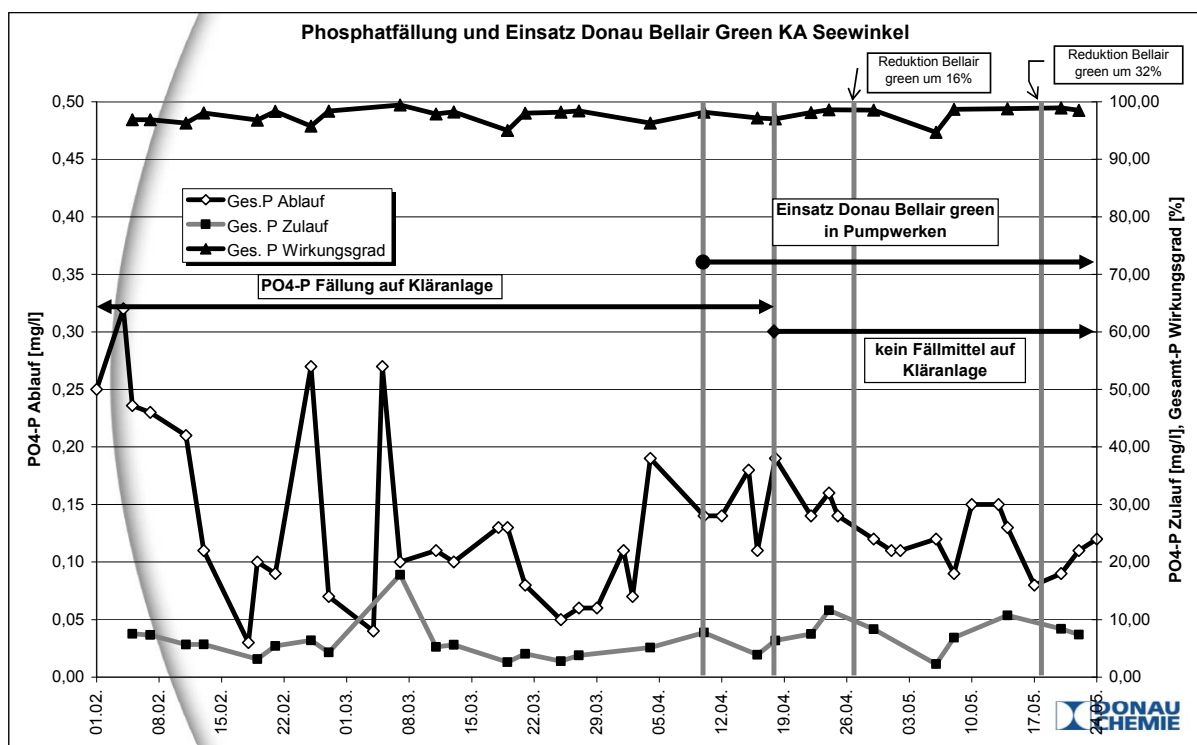


Abbildung 3 Mehrfachwirkung von ionischen Eisenprodukten (Bspl. Einsatz von Donau Bellair Green AWW Seewinkel) – Produkt zur H_2S -Fällung steht in der ARA zur PO_4 Fällung zur Verfügung

Als Beispiel für eine Anlage, wo diese Mehrfachwirkung zum Tragen kommt, sei der AWW Seewinkel genannt: Dort wird seit April 2007 von der Donau Chemie AG ein Großversuch zur Geruchsbekämpfung und Korrosionsverhinderung betrieben. Zu diesem Zweck wird in 2 großen Pumpwerken, die zusammen den fast gesamten Zulauf der Kläranlage ausmachen, Donau Bellair green, ein Produkt auf Basis von Fe^{2+} dosiert. Auf der Kläranlage selbst wird sonst Donau Klar classic ($FeCl_3$) zur Phosphatfällung zugegeben. Einige Tage nach Start der Bellair-Dosierung wurde die PO_4 -Fällung

auf der Kläranlage abgestellt und der $\text{PO}_4\text{-P}$ Ablauf genau beobachtet. Wie man aus Abbildung 3 erkennen kann, konnten die $\text{PO}_4\text{-P}$ Ablaufwerte mindestens stabil, wenn nicht sogar auf niedrigerem Niveau gehalten werden und der P_{ges} -Wirkungsgrad blieb konstant bei etwa 98% und dies obwohl die Dosiermenge von Donau Bellair green bereits 2-mal um insgesamt 32% gegenüber der Startdosierung reduziert wurde. Das Hauptziel, die Geruchsminderung, wurde natürlich ebenso erreicht und eingehalten.

3 Geruchsbekämpfung in der Praxis

3.1 Methode für einen erfolgreichen Produkteinsatz

Um eine effektive Geruchsbekämpfung zu gewährleisten, ist die Einhaltung einer bestimmten, schrittweise abzuarbeitenden Vorgangsweise essentiell. Dabei ist die Zusammenarbeit aller Beteiligten zur Erzielung eines Erfolges von großer Bedeutung. Hier ist auch wichtig, festzuhalten, dass bei der Bekämpfung von Kanalgerüchen meist nicht nur die Kanalbetreiber und der Lieferant der Problemlösung involviert sind, sondern immer wieder auch externe Interessensgruppen, wie betroffene und in der Regel auch verärgerte Anrainer und damit auch die Kommunalpolitik. Umso wichtiger ist es hier auch diese Gruppen miteinzubeziehen, sie von den zu treffenden und durchgeführten Maßnahmen zu informieren und sie über die Ergebnisse in Kenntnis zu setzen bzw. auch ihre Interpretation des Erfolgs der Behandlungsmaßnahmen abzufragen.

Dabei hat sich aus unserer Sicht folgende Vorgangsweise bewährt:

- 1) **Aufnahme des status quo:** Nach der ersten Kontaktaufnahme wird von uns der Istzustand erfasst. Die Datenabfrage beinhaltet die wichtigsten Daten des Abwassersammelsystems wie z.B.:
 - Länge und Durchmesser der Druckleitung
 - Verlauf der Druckleitung (vor und nach dem betrachteten Leitungsabschnitt)

- Abwassermenge und charakteristische Parameter des Abwassers (CSB, BSB₅, PO₄-P, etc.)
- technische Daten der Pumpstation (Fördermenge, Pumpintervalle, Größe des Pumpensumpfes, Aufenthaltszeit des Abwassers im Pumpensumpf etc.)
- Wo tritt die Geruchsbelästigung und / oder Korrosion auf?
- Wer sind die Betroffenen?
- Welche weiteren Maßnahmen wurden / werden getroffen?
- Sind Spitzen in der Geruchs- / H₂S Belastung bekannt (z.B. durch Berichte von Anrainern) und können daraus bereits charakteristische Verläufe (Tages-, Wochen-, Jahresmaxima) hergeleitet werden?

Da in den meisten Fällen noch keine Messdaten zur Bewertung der H₂S- bzw. Geruchsbelastung vorhanden sind, wird von uns immer eine Beprobung des Abwassers (je nach Situation Tagesmischproben, Stichproben) durchgeführt.

2) Analyse des zu behandelnden Abwassers: Diese Proben werden von unserem Labor im Werk Brückl chemisch analysiert, vor allem was die Schwefelbelastung anbelangt (Sulfide, Gesamtschwefel, Sulfat). Dabei werden aber auch andere Parameter wie Säurepufferkapazität, pH-Wert und Chlorid-Grundlast erhoben (siehe Abbildung 4).

Abwasseranalyse Kanal xxx		
Abwasser vom 15.09.03		
Kundenbetreuer: Krautinger		
Versuchsleiter WT Brückl: DI Jereb		
Bearbeiter: Dohr		
Datum:	15.09.2003	
EDV: g:Labor/Wassertechnik/WasseranalysenARA/Kanalxxx.xls		
Schwefel und Sulfatanalyse für Kanalgeruchsbekämpfung		
Parameter	ARA xxx	Einheit
pH	7,4	
Leitfähigkeit	1,13	mS/cm
m-Wert (Methylorange)	8,7	ml 0,1 HCl /100 ml
Chlorid (Cl ⁻)	82	mg/L
Schwefel _{gesamt}	17,5	mg/L
SO ₄ -S	7,1	mg/L
Bedarf Donau Bellair green (max.)	0,22	kg/m ³

Abbildung 4: Beispiel für eine Analyse eines Abwassers mit den wichtigsten Parametern

Letzterer wird von uns routinemäßig mitbestimmt, um etwaigen Befürchtungen bezüglich Korrosion durch das verwendete Produkt vorzubeugen:

Die konzentrierten Produkte sind großteils als ätzende Lösungen im Handel. Bei der Anwendung und vor allem bei den üblichen Anwendungskonzentrationen im ppm-Bereich entstehen jedoch in der Wasserphase, so wie in Abschnitt 2.1 beschrieben augenblicklich wenig bis kaum lösliche, für Korrosion nicht relevante feste Reaktionsprodukte wie FeS, Fe(OH)₂, Fe(OH)₃, FePO₄, FeCO₃ etc. und damit werden die Eisenionen auch sofort aus der Wasserphase entfernt. Gelöst bleibt das Chloridion (so gut wie alle Chloride sind sehr gut wasserlöslich und können daher auch nicht in Schlämmen angereichert werden), das praktisch vollständig als freies Ion in der Wasserphase verbleibt. Allerdings ist Chlorid ein natürlicher Bestandteil des Abwassers.

Von allen unseren Analysen für Kanalgeruchsprojekte lag der Chloridgehalt im Abwasser vor jeder Produktdosierung (vgl. Abbildung 5) in fast 50% der Fälle über 100mg/l mit einem Minimalwert von 39mg/l und einem Maximalwert von

386mg/l (ausschließlich kommunale Abwässer!). D.h. bei der Auslegung der Teile des Abwassersammlers muss von mindestens dieser Bandbreite an natürlich vorkommenden Chloridkonzentrationen ausgegangen werden und müssen entsprechend beständige Werkstoffe ausgewählt werden.

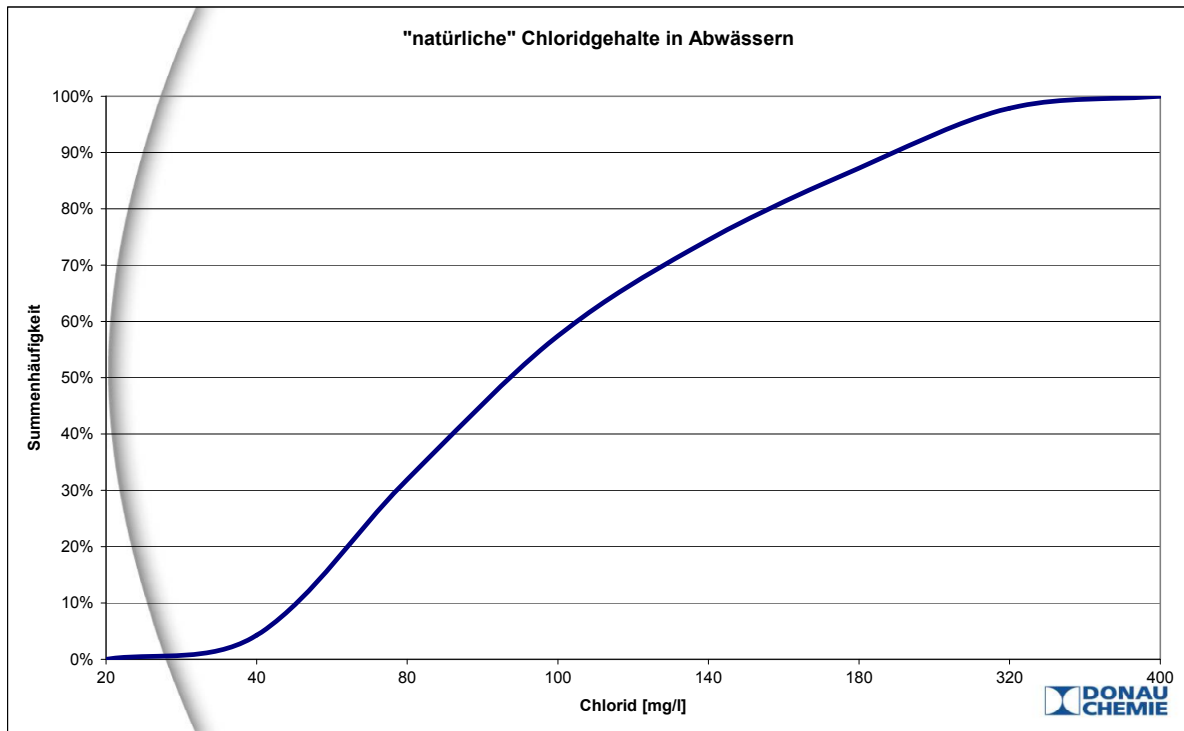


Abbildung 5: In Abwässern gemessene "natürliche" Chloridgehalte

Dagegen ist der theoretische Chlorideintrag durch die Produktdosierung im Verhältnis zu den bereits vorhandenen Gehalten gering und liegt in den meisten Fällen (selbst bei überdurchschnittlich hohen Sulfidkonzentrationen) unter 44mg/l und die Gesamtchloridgehalte bleiben unter 140mg/l, was für die mit Abwasser in Berührung kommenden Bauteile kein Problem darstellen darf. D.h. bei einer ordnungsgemäßen Produktdosierung ist mit keiner erhöhten Korrosion infolge Produktzugabe zu rechnen. Im Gegenteil, durch die Fällung des H_2S wird die für Beton- als auch Metallbauteile gefährliche durch biogene Schwefelsäure ausgelöste Korrosion effektiv verhindert!

3) Berechnung des Produktbedarfs und Produktauswahl: Aus der Situationsbeschreibung und der chemischen Analyse kristallisiert sich die Wahl des am besten geeigneten Produktes heraus.

Insbesondere die Eisenbasisprodukte haben hier den wesentlichen Vorteil, dass ihr Bedarf aus der Stöchiometrie errechnet werden kann, wobei wir in der Regel zunächst vom Gesamtschwefelgehalt ausgehen, da dies auch das maximale H₂S-Potential (unabhängig vom weiteren Verlauf) darstellt. Eine Anpassung an Schwankungen und besondere lokale Gegebenheiten erfolgt im Zuge der Optimierung der Dosierung direkt vor Ort.

4) **Erstellung eines Versuchskonzepts** gemeinsam mit dem Kunden **und Start der Dosierung mit dem errechneten Wert**: Der in Punkt 3 errechnete Wert gilt als Ausgangsbasis für die Produktdosierung. Schon vor Dosierbeginn soll über einige Tage das H₂S – Profil in der Kanalatmosphäre aufgenommen werden (siehe Abbildung 6 und Abbildung 7) und die Messung wird auch nach Versuchsstart fortgesetzt (siehe Abbildung 8). Dadurch erhält sowohl der Kunde als auch der Anbieter der Problemlösung ein wesentliches Argumentationsinstrument und zudem dient die kontinuierliche Messung der H₂S Gehalte in der Luft der Optimierung der Dosierung.

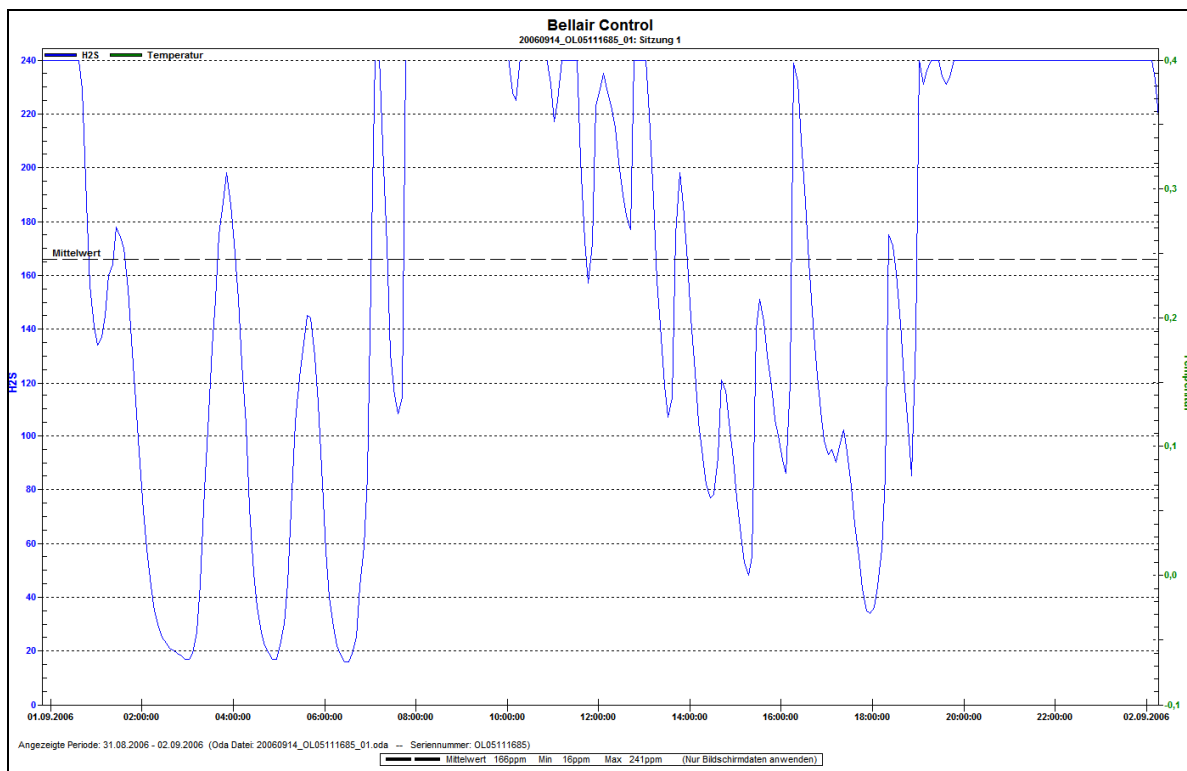


Abbildung 6: Tagesverlauf nach einer Druckleitung vor Produktdosierung

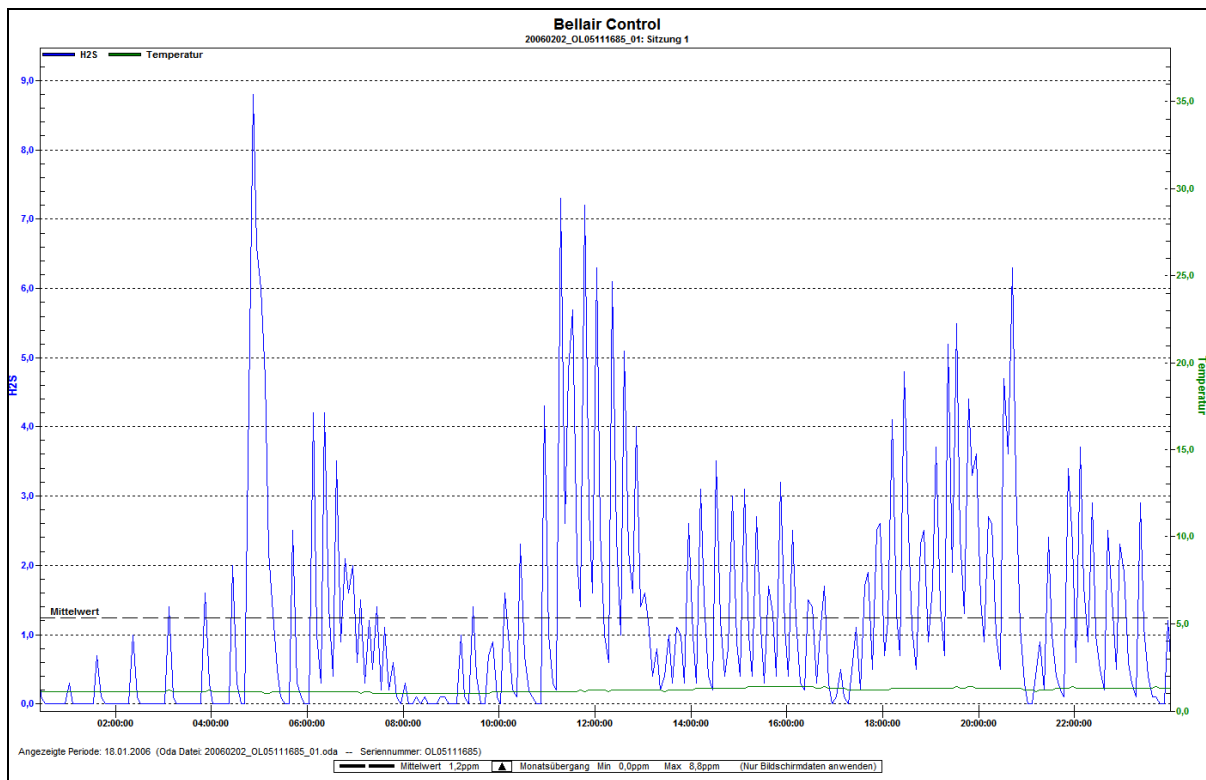


Abbildung 7: Tagesverlauf nach einer Druckleitung vor Produktdosierung mit Morgen- Mittags- und Abendspitzenbelastungen

Zum Versuchskonzept gehört auch die Auswahl und Installation einer geeigneten Dosiereinrichtung, die von uns zur Verfügung gestellt wird, und die Auswahl des geeigneten Dosierortes.

5) **Optimierung:** Die Optimierung der Produkthanwendung erfolgt unter Zuhilfenahme der H₂S-Messung und Berichten über das subjektive Empfinden der Betroffenen (Anrainer, Klärwärter). So kann die Dosiermenge so angepasst werden, dass die H₂S-Belastung vollständig erfasst wird. In vielen Fällen stellt sich eine typische Tagesganglinie in der H₂S-Belastung schon im Laufe der Voruntersuchung heraus, wobei es in der Regel sehr hohe Morgen- und Abendspitzenbelastungen gibt und ebenso höhere Belastungen während der Mittagsstunden. Die Nachtstunden, sowie die Vormittagsstunden sind häufig Zeiten mit geringer bis gar keiner Belastung. Dies lässt sich dann mit dem Abwasseranfall in Korrelation bringen. Unterscheiden sich die Spitzenbelastungen sehr stark von der Grundbelastung, so ist mit Hilfe dieser Tagesganglinie eine einfache und kostengünstige zeitgesteuerte Dosierung möglich. Bei größeren Anlagen kann es sich auch lohnen, eine Dosierungssteuerung (z.B. Bellair Controller von Donau Chemie AG und

Schubert Elektroanlagen Ges.m.b.H.) direkt an die gemessene Abwassermenge (und eventuell Temperatur) zu koppeln. Auf jeden Fall sinnvoll und fast immer einfach umzusetzen, ist die Verknüpfung der Dosierpumpe mit der Abwasserpumpe der jeweiligen Druckleitung. In diesem Fall erfolgt immer genau dann die Produktdosierung, wenn das Abwasser in die Druckleitung gepumpt wird. Damit ist eine gute Durchmischung des Produktes mit dem zu behandelnden Abwasser sichergestellt und garantiert, dass ein möglichst hoher Anteil des Produkts dort vorhanden ist, wo die Sulfide gebildet werden, nämlich in der anaeroben Druckleitung. All diese Optimierungsmaßnahmen sind einfach zu realisieren und man muss von Fall zu Fall und unter Berücksichtigung der Kosten-Nutzen-Abschätzung entscheiden, welches Ausmaß an Maßnahmen sinnvoll und zielführend ist.

6) **Darstellung der Ergebnisse:** Am Ende der Optimierung sollten alle Beteiligten (Anrainer, Betreiber) über die Ergebnisse informiert und diese mit ihnen diskutiert werden. So sollte einem erfolgreichen Abschluss der Kanalgeruchsbekämpfung und H₂S-Eliminierung nichts mehr im Wege stehen.

4 Zusammenfassung

Produkte, deren Wirkung in erster Linie auf Eisenionen beruht (z.B. Donau Bellair green) haben sich in langjähriger Erfahrung als sichere und bewährte Methode zur Entfernung von schädlichen Sulfiden aus dem Abwasser, aber auch bei der Entschwefelung von Faulschlamm zur Entlastung der Faulgasentschwefelung erwiesen. Sie verhindern erfolgreich, dass geruchsintensives H₂S gebildet wird, wodurch auch kostspielige Korrosionsschäden an Beton- und Stahlbauwerken und Gasmotoren vermieden werden. Ihre Anwendung ist einfach und beruht auf altbekannten, chemischen Grundlagen: der Löslichkeit schwerlöslicher Ionenverbindungen und den damit verbundenen chemischen Gleichgewichten, dem Massenwirkungsgesetz und den Löslichkeitsprodukten. Die relevanten Reaktionen laufen sehr schnell und vor allem selektiv ab, daher stellt sich der Erfolg der Anwendung sehr rasch ein, wie man in Abbildung 8 sehen kann. Sobald das gesamte sulfidhaltige Abwasser mit Produkt versetzt ist, sinkt die H₂S- und damit auch die Geruchs-Belastung beinahe augenblicklich.

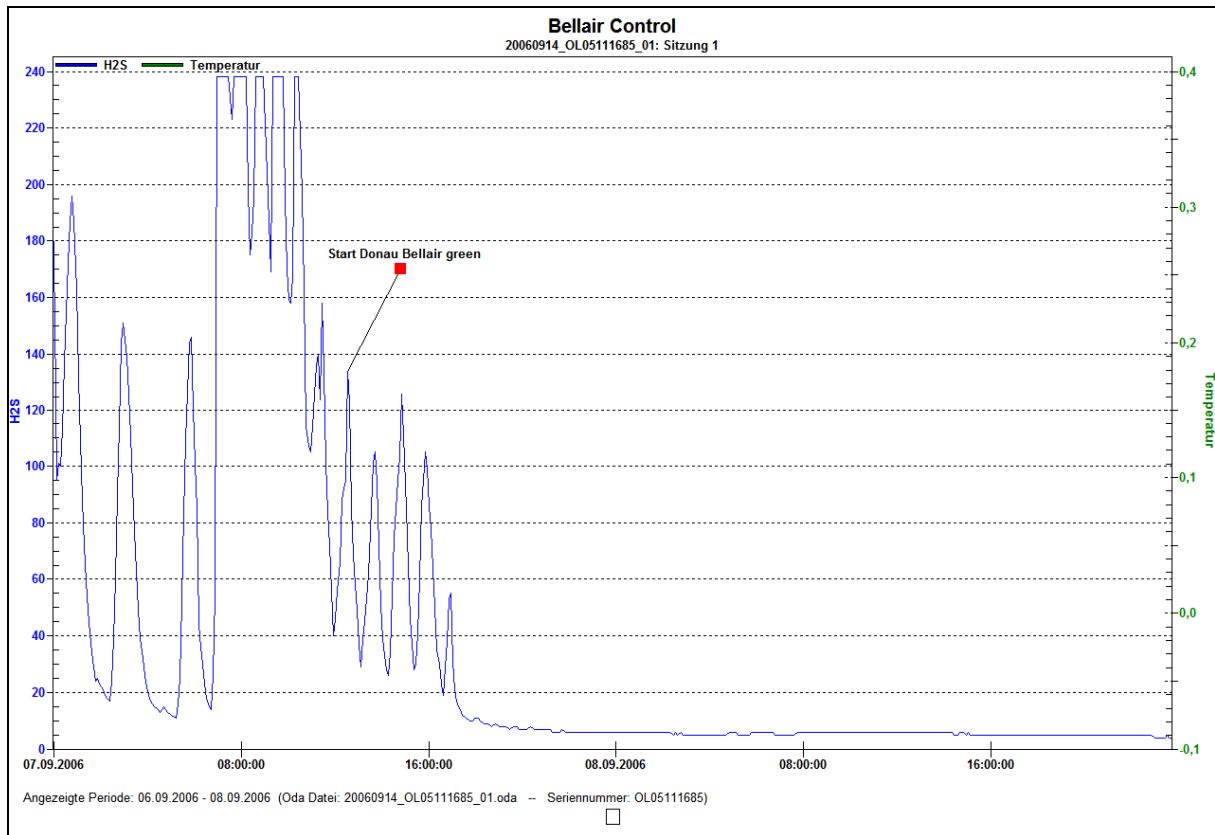


Abbildung 8: H₂S Verlauf vor Produktdosierung und unmittelbar nach Start der Produktzugabe

Zur erfolgreichen Beseitigung von Korrosions- und Geruchsproblemen sind unterschiedlichste Produkte am Markt zu finden und auch die Donau Chemie AG hat eine breite Auswahl anzubieten:

Donau Bellair Familie	Charakteristik	Wirkstoffgehalt [mol/kg]	Dichte [g/cm ³]	Schwefelbindekapazität 1kg Prod. bindet x g S
<i>Donau Bellair green</i>	modifizierte Eisen(II)-Lösung	2,5	1,33	80
<i>Donau Bellair green plus</i>	modifizierte Eisen(III)-Lösung	2,8	1,48	90
<i>Donau Bellair rubinox</i>	modifizierte Eisen(III)-Lösung mit Nitratzusatz	2,3	1,46	74
<i>Donau Bellair Fresh</i>	Nitratlösung	2,4	1,41	nicht anwendbar, da Nitratprodukt

Abbildung 9: Beispiele für Produkte der Donau Chemie AG zur Beseitigung von Korrosions- und Geruchsproblemen

Zum Abschluss seien noch folgende Hauptvorteile von Eisenlösungen beim Einsatz zur H₂S-Eliminierung, die man auch auf www.schwefelwasserstoff.de (Wassermann 2006) nachlesen kann, angeführt:

- Eisensalze reagieren 100% selektiv
- Durchläuft Eisensulfid (FeS) eine Oxidationsstufe (Biologische Stufe einer Kläranlage) wird es dort oxidiert und nimmt an der simultanen Phosphatfällung teil.
- Eisensulfid (FeS) kann bedenkenlos zur Düngung von Pflanzen verwendet werden, da Ferredoxin (ein Eisen-Schwefel-Protein) für die Photosynthese von den Pflanzen gebildet werden muss.

5 Literatur

Hartertinger, Ludwig: Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik für metallverarbeitende Industrie, Carl Hanser Verlag (München, Wien 1991, Nachdruck 1995)

Gong Yang und John Hobson, Use of Chemicals for septicity and odour prevention in sewer networks in: Stuetz R., Frechen F.-B. (ed.), Odours in Wastewater Treatment, IWA Publishing (London 2001)

Wassermann, Carl D.: Schwefelwasserstoff, das giftige und korrosive Zivilisationsgas und gleichzeitig Grundbaustein für die Entstehung des Lebens (Version vom 10.Dezember 2006), online unter www.schwefelwasserstoff.de (29.5.2007)

Norbert Matsché et al.: Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen. Endbericht, Lebensministerium (Wien 2005)

Korrespondenz an:

DI Alexander Jereb

Donau Chemie AG

A-9371 Brückl

+43 4214 2326-53

alexander.jereb@donau-chemie.com

Geruchs- und Korrosionsbekämpfung mit Eisennitrat

Ing. Alexander FRANK

Applied Chemicals HandelsGmbH

Abstract: Die Bekämpfung von Geruchs- und in der Folge davon Korrosionsproblemen durch Schwefelwasserstoff kann auf unterschiedlichen Wegen erfolgen. Es werden der Einsatz von Nitraten und Eisensalzen besprochen und die Vorteile der Verwendung von Eisennitrat aufgezeigt. Die notwendigen Dosierstrategien und Anlagenkomponenten werden besprochen.

Key Words: Eisennitrat, Schwefelwasserstoff, Geruch, Korrosion

1 Geruch und Korrosion in Kanalsystemen

1.1 Entstehung und Auswirkung von Gerüchen

Die in Abwassersystemen auftretenden Gerüche können von Primärenquellen stammen, also z. B. von angeschlossenen Betrieben bzw. Einleitern oder im Kanalsystem selbst entstehen. Die wesentlichen Prozesse der Bildung von Geruchsstoffen im Abwassersystem treten beim aeroben Abbau sowie beim anaeroben Abbau von Inhaltsstoffen auf. Im aeroben Bereich ist die Bildung von Fettsäuren, Aldehyden und Alkoholen zu erwähnen. Im anaeroben Bereich ist im Wesentlichen die Bildung von Schwefelwasserstoff zu erwähnen. Die chemischen und mikrobiologischen Vorgänge, welche zur Bildung von Schwefelwasserstoff führen werden hier als bekannt vorausgesetzt. (Matsche,2003)

Die Auswirkungen von Geruchsbelästigungen auf den Menschen reichen vom subjektiven Empfinden bis zu objektiv messbaren Beeinträchtigungen. In der Literatur werden unter Anderem folgende Auswirkungen beschrieben (Hochstöger, 2005):

- Veränderungen der Atem- und Pulsfrequenz
- Appetitlosigkeit, Übelkeit, Brechreiz
- allgemeines Unbehagen
- Kopfschmerzen, Augenirritationen, Schlafstörungen

Diese Beschwerden können bei längerfristiger Einwirkungsdauer zu ernsten gesundheitlichen Erkrankungen wie zum Beispiel Bluthochdruck führen. Ausdrücklich weise ich an dieser Stelle darauf hin, dass die angeführten Symptome nicht mit den akuten bei einer Schwefelwasserstoffvergiftung zu verwechseln sind! Diese Krankheitsbilder können bei der längerfristigen Einwirkung von nicht direkt als gesundheitsgefährdend eingestuften Konzentrationen von Geruchsstoffen wie zum Beispiel Schwefelwasserstoff auftreten. Diese Kenntnis erscheint wichtig im Hinblick auf die Zielsetzung von Geruchsbekämpfungsmaßnahmen.

1.2 Entstehung und Auswirkung von Korrosion

Der wesentliche Mechanismus, der Korrosion auf der Basis von Geruchsemissionen hervorrufen kann, ist die so genannte biogene Schwefelsäure- Korrosion. Durch die Umwandlung von Schwefelwasserstoff in der Kondenswasserschicht oberhalb des Wasserspiegels durch schwefeloxidierende Bakterien in letztlich Schwefelsäure sinkt der pH Wert bis auf 1 an. Durch Sulfatkorrosion werden in der Folge zementgebundene Werkstoffe wie auch andere Materialien angegriffen.

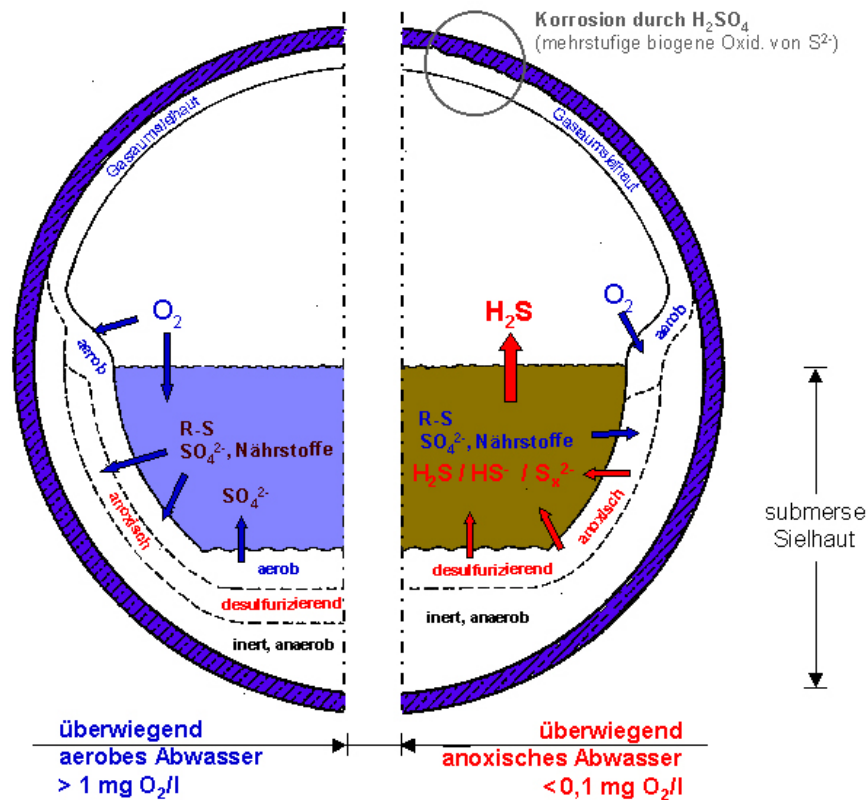


Abbildung 1: Prinzip biologische Schwefelwasserstoffkorrosion

Die Korrosionsgeschwindigkeit für Betonwerkstoffe wird je nach Bedingungen mit bis zu 10 mm pro Jahr angegeben! Die Tabelle 1 (Quelle: Petersen, 2001) zeigt die Abhängigkeit von Sanierungsmaßnahmen zum erreichten pH Wert im Kondenswasser an.

Tabelle 1: Sanierungsmaßnahmen nach Petersen:

pH Wert im Kondenswasser	Angriffsgrad	Sanierung erforderlich nach
pH 13-8	keiner	
pH 7-6	schwach	ca. 80 Jahre
pH 3-5	mittel	ca. 40 Jahre
pH 2-0	stark	ca. 5 Jahre

Ein für die Bildung von freiem, gasförmigem H_2S weiterer wichtiger Effekt ist die Abhängigkeit des Dissoziationsgleichgewichts vom pH Wert im Medium. Je höher der pH Wert ist, desto geringer ist der Anteil an H_2S . Ab etwa pH 9,5 liegt praktisch kein Schwefelwasserstoff mehr vor sondern nur S^{2-} , bei pH 7 beträgt der Anteil etwa 50%.

Weiters zu erwähnen ist die nur geringe Löslichkeit von Schwefelwasserstoff in wässrigen Medien was zu einer sehr leichten Ausstrippbarkeit an Stellen mit genügend Turbulenz führt.

2 Praktische Vorgangsweise zur Bekämpfung von Geruchs- bzw. Korrosionsproblemen

2.1 Was ist das Ziel? Geruchs- oder Korrosionsbekämpfung?

Vom Betreiber ist im Vorfeld jeder Bekämpfungsmaßnahme festzulegen, ob eine reine Geruchsbekämpfung oder eine umfassende Korrosionsschutzmaßnahme das Ziel sein soll.

Ist der Korrosionsschutz zum Beispiel durch andere Maßnahmen wie eine säurefeste Beschichtung gegeben, wird eine reine Geruchsbekämpfung ausreichend sein. Dazu ist festzustellen, dass der Geruchsschwellenwert für Schwefelwasserstoff bei etwa 0,002 bis 0,15 ppm gasförmiges H_2S in der Luft liegt. Dieser Wert hängt ab von der Empfindlichkeit der Testperson. Eine Geruchsbelästigung wird ab einer Konzentration von 3 bis 5 ppm festgestellt. Nimmt man eine Verdünnung von 1:10 beim Austritt der Kanalluft an (Quelle: Petersen, 2001), so muss daher ein Wert von etwa 1 ppm H_2S kurz vor der Austrittsstelle der Kanalabluft als Zielwert angenommen werden. Zu beachten ist hier aber, dass H_2S schwerer als Luft ist und sich über dem Abwasserspiegel wesentlich höhere Konzentrationen ausbilden können. Die Schwefelwasserstoffgehalte im Abwasser selbst können ebenfalls extreme Werte annehmen. Ein geruchsfreier Kanalschacht ist deshalb nicht unbedingt mit einem korrosionsfreien Medium gleichzusetzen.

Wird ein Korrosionsschutz mit Hilfe von chemischen Hilfsmitteln erwünscht, so ist die Messung des gasförmigen Schwefelwasserstoffs nur eine begleitende Kontrollmaßnahme. Das Ziel sollte in diesem Fall eine weitgehende Reduktion von Sulfid im Abwasserstrom sein. Zu beachten ist dabei wiederum der pH Wert und das bereits erwähnte Dissoziationsgleichgewicht.

Die wesentlichen Unterschiede der beiden Zielsetzungen bezogen auf den Einsatz von chemischen Additiven ist die Optimierung der Dosiermengen und unter Umständen eine geänderte Produktwahl. Letztendlich also auch eine Frage der Kosten.

2.2 Erfassung des Ist-Zustands und Auswahl der Maßnahmen

Ist das Ziel klar, erfolgt eine genaue Analyse des Kanalsystems. Dabei geht es vorerst darum, wo eine Behandlung wirken soll. Daraufhin kann festgelegt werden, an welchem Pumpwerk im Vorfeld bzw. an welcher Stelle im Bereich eines Freispiegelkanals die Dosierung von z. B. Eisennitrat sinnvoll erscheint. Für die Auslegung einer Dosierung sind einige Daten zu erheben. Die Kanaldimensionierung sowie die Pumpleistung bestimmen die Aufenthaltszeit und diese geht als eine wesentliche Steuergröße in die Regelung der Dosierung ein. Zur Auslegung wird weiters der CSB Wert benötigt um die organische Belastung abschätzen zu können. Genauer wird darauf nochmals im Kapitel 2.4. eingegangen, da die Faktoren die die Auslegung bestimmen, auch in die Regelung der laufenden Dosierung einfließen.

Im Vorfeld wird außerdem das gasförmige H_2S an der vereinbarten Stelle über einen längeren Zeitraum gemessen, um Referenzparameter für den Dosiereinsatz zu haben. Sinnvoll sind auch Sulfidmessungen im Abwasser. Leider sind für diesen Parameter keine praktikablen Onlinesensoren verfügbar. Bei der Durchführung ist auch auf eine exakte Handhabung zu achten. Da der Schwefelwasserstoff leicht ausgestrippt werden kann, ist bei der Bestimmung vorsichtiges Hantieren angebracht (Saracevic E., 2003)

2.3 Produktwahl: Warum Eisennitrat?

Grundsätzlich gibt es eine Reihe von sinnvollen Produkten, die zur Geruchs- und Korrosionsbekämpfung in Kanalsystemen zur Verfügung stehen. Die

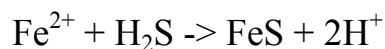
Auswahl des am Besten geeigneten Produkts richtet sich nach verschiedenen Kriterien. Wesentlich ist aber, ein Produkt mit bestem Wirkungsspektrum und ausgezeichnetem Preis-Leistungsverhältnis zu wählen. Zur Verfügung stehen:

Reine Nitrate: Calcium-, Magnesium-, Natriumnitrat: Diese Produkte stellen den notwendigen Sauerstoff für die Vermeidung anaerober Abbauprozesse als Nitrat zur Verfügung. Bereits als Sulfid eingebrachter Schwefel wird nur bedingt in Schwefel bzw. Sulfat verwandelt. Die wesentliche Reaktion ist die Denitrifikation:

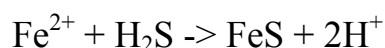
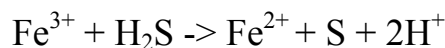


Eisensalze: Eisenchloride und Sulfate: Diese Produkte fällen das gebildete Sulfid und sind bei entsprechender Dosierung sofort wirksam. Nachteilig ist, dass eine Neubildung von Schwefelwasserstoff nicht unterbunden wird.

Für zweiwertiges Eisen gilt:

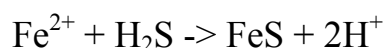


Für dreiwertiges Eisen gilt:



Durch den Verbrauch an Schwefel bei der Reduktion des dreiwertigen Eisens sind Eisen-III-Salze wirksamer als ihre zweiwertige Form.

Eisennitrat: Kombiniert die Vorteile von sofortiger Fällung von bereits vorhandenem Sulfid und der Herstellung von anoxischen Verhältnissen durch die Nitratdosierung.



Darüber hinaus, stellt Eisennitrat einen Redoxpuffer dar. Hohe Redoxpotentiale inhibieren die Bildung von Schwefelwasserstoff.

Weiters ist anzumerken, dass ein Großteil der Eisendosierung in der Kläranlage vermutlich wieder für die Phosphatfällung zur Verfügung steht.

Hinsichtlich der Wirksamkeit ergibt sich aus unserer Erfahrung der folgende Produktvergleich (Tabelle 2), der bezogen auf dieselben Randbedingungen spezifische Dosiermengen in Beziehung zueinander setzt:

Tabelle 2: Vergleich der Dosiermenge verschiedener Mittel zur Sulfidbekämpfung

Produkt	Dosiermenge in g/m³
Eisennitrat	100
Kalziumnitrat	200
Eisen II und III Chlorid	150 - 250
Eisen II und III Sulfat	200 – 300
Mischungen	150 – 200

2.4 Anlagentechnik und Betrieb

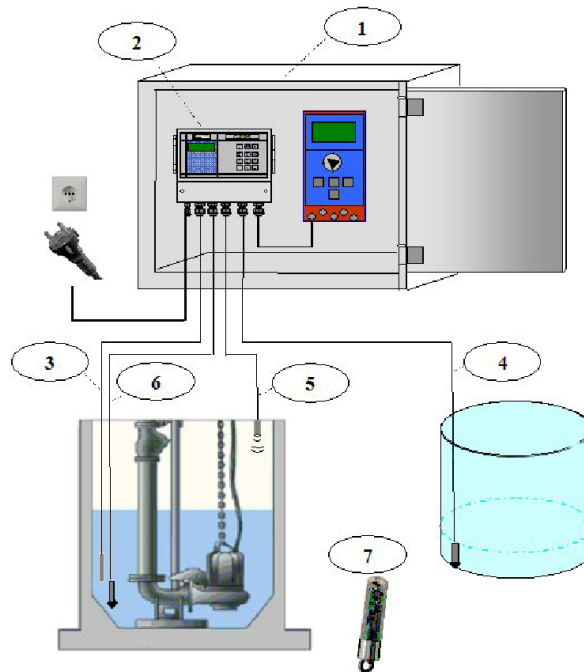


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Dosieranlage

Für die Dosierung der Produkte stehen maßgeschneiderte Anlagen zur Verfügung. Die Auswertung der Messwerte, sowie Optimierung der Dosierung erfolgt über das Internet. Eine typische Anlagen-konstellation ist in Abbildung 4 ersichtlich:

- 1 Dosierschrank mit Pumpe und 2 Steuereinheit mit GSM-Modul
- 3 Temperaturmessung
- 4 Niveaumessung Produkt
- 5 & 6 Niveaumessung Pumpenschacht
- 7 H₂S Messgerät

Das H₂S Messgerät wird am Zielschacht angebracht und dient der laufenden Kontrolle der Wirksamkeit der Dosierung. Die Daten werden ebenfalls per Internet erfasst und stehen zur Auswertung zur Verfügung. Sehr wesentlich ist die Temperaturmessung, da die Bildung von Schwefelwasserstoff in einem

exponentiellen Verhältnis zur Mediumtemperatur steht und die Dosierung entsprechend angepasst werden muss. Die Dosierstrategie besteht üblicherweise aus einer kontinuierlichen Grunddosierung, um das Abwasser im Pumpensumpf nicht anfaulen zu lassen und einer diskontinuierlichen Dosiermenge, die während des Pumpvorgangs zugegeben wird, um auch die Pumpleitung ausreichend zu dotieren.

Zusammenfassend seien hier nochmals die wesentlichen Parameter die die Dosierung steuern aufgezählt:

- **Kanaldimensionierung und Pumpenleistung:** Diese Faktoren bestimmen wesentlich die Aufenthaltszeiten und somit das Potential zur Bildung von Schwefelwasserstoff.
- **Tagesgangkennlinie:** Aufgrund der Zulaufmengen, sowie der tageszeitlich unterschiedlichen organischen Belastung, welche über den CSB grob erfasst wird, ergibt sich eine Kennlinie. Diese wird in einem 24 Stunden Raster erfasst und zur Berechnung der notwendigen Dosiermenge herangezogen. Beispielhaft kann angeführt werden das eine Verdoppelung der Last eine Verdoppelung der Dosiermenge zur Folge hat.
- **Temperatur:** Die Abwassertemperatur wird gemessen und geht als Wert direkt in die Berechnung mit ein. Der Zusammenhang zwischen Temperatur und H₂S-Bildung ist exponential. Die Temperaturmessung dient einerseits dazu, die Dosierung im Winterbetrieb abzustellen bzw. saisonal nachzuregeln. Andererseits werden kurzzeitige wetterbedingte Schwankungen ausgeglichen.
- **Dosierkonzept:** Die Dosierung erfolgt üblicherweise mittels Membranpumpen, wobei die Dosiermenge von der Steuerung berechnet wird. Üblicherweise besteht der Ausgabewert aus zwei Mengenwerten die addiert werden. Ein Wert ist dabei eine konstante Grunddosierung, die das anfallende Abwasser frisch halten soll. Der variable Wert wird anhand der oben skizzierten Parameter berechnet. Diese Dosierung erfolgt nur dann wenn das Abwasser abgepumpt wird und dient der Vermeidung von anaeroben Zuständen in der Druckleitung.

- **Regenwetter:** Selbstverständlich besteht auch die Möglichkeit für Mischsysteme, mit Hilfe eines externen Signals die Dosierung bei Schlechtwetter abzustellen.

3 Zusammenfassung und Ausblick

Das Ziel unserer Bemühungen ist es, die jeweils optimale Behandlung für den spezifischen Anwendungsfall zu verwenden. Es werden deshalb bei unterschiedlichen Anwendungen verschiedene Produkte von uns zum Einsatz gebracht.

Die Anlagen werden von uns für den Kunden maßgeschneidert errichtet und den Bedingungen optimal angepasst. Dies gewährt den notwendigen sparsamen Einsatz von Betriebsmitteln bei gleichzeitiger Sicherheit der Wirksamkeit.

In Vorbereitung sind noch höher konzentrierte Produkte, um die Dosiermengen noch weiter reduzieren zu können. Dies ermöglicht gleichzeitig eine Vereinfachung von Logistik und Handling.

In Zusammenarbeit mit Odotech und der Ecole Polytechnique, Universite de Montreal, können wir nun auch die Überwachung von Anlagen mit Hilfe von elektronischen Nasen und Ausbreitungsmodellierung anbieten. Damit kann in Echtzeit die Geruchsentwicklung in Geruchseinheiten gemessen werden und der Betrieb von geruchssensiblen Anlagen weiter verbessert werden.

4 Literatur

WWW:ATV-DVWK-NORD.DE (2001) Fachartikel Geruchsemissionen aus dem Kanalnetz; DI. Oke Petersen

Matsche N. (2003) Ursachen und Lösungsansätze für Geruchs- und Korrosionsprobleme Wr. Mitteilungen, Band 182 Kanalmanagement. Neues Schlagwort oder alte Herausforderung?

<http://www.land-noel.at/service/GS/GS2/Downloads/Geruch.pdf>- Geruch - Medizinische Aspekte Dr. Christian Hochstätter (2005)

Saracevic E., Svardal K., Bertran de Lis F.,(2003) H₂S-Analytik Wr. Mitteilungen, Band 192 Chemie in der Wassergütewirtschaft

Korrespondenz an:

Autor: Ing. Alexander Frank

Institution: Applied Chemicals Handels GmbH.

Adresse: Wolfgang Pauligasse 3

1147 Wien, Postfach 2

Tel + 43 664 13 20 727

eMail alexander.frank@acat.com

Effektive Geruchsbekämpfung in Kanalsystemen

Dipl.Ing. Jörg Hagemann

VTA Engineering und Umwelttechnik GmbH

Abstract: Hohe Konzentrationen von Schwefelwasserstoff (H₂S) stellen ein zunehmendes Problem für die Betreiber von Kanalsystemen dar, die mit Anrainerbeschwerden wegen Geruchsbelästigung, Gefährdung ihrer Mitarbeiter und Korrosion der Kanalbauten konfrontiert werden. Die Zugabe des nitrathaltigen Produkts VTA-Dolomin erweist sich als eine erfolgreiche Bekämpfungsmethode, mit der die Bildung von H₂S verhindert werden kann. Zusätzlich hat der Anteil an Calcium- und Magnesium-Ionen einen positiven Effekt auf die Abwasserqualität. Da diese Methode auf der Aufrechterhaltung eines anoxischen Milieus beruht, wird auch die Bildung anderer geruchsbildender Stoffe verhindert. Eine innovative Mess- und Regeltechnik gewährleistet eine automatische, bedarfsgerechte Dosierung des Produkts und zeitnahe Online-Überwachung der Dosierung und der H₂S-Entwicklung im Kanal. Damit wird eine Überdosierung verhindert und der Produkteinsatz optimiert.

Key Words: Geruchsbekämpfung, Schwefelwasserstoff, H₂S, Kanalsystem, Abwasserdruckleitung, VTA-Dolomin, Nitrat, anoxisches Milieu, H₂S-Sonde, MSR-Technik, Online-Messung, Online-Regelung

1 Einleitung

In vielen Kanalsystemen kommt es zu einer Emission von Schwefelwasserstoff (H₂S), der für eine unangenehme Geruchsbildung, für Korrosionserscheinungen und aufgrund seiner Toxizität für die Gefährdung von Mitarbeitern bei Kanalarbeiten verantwortlich ist. H₂S wird gebildet, wenn sich Abwasser für längere Zeit ohne Sauerstoffeintrag im Kanalsystem befindet. Dies ist z.B. der Fall, wenn Abwasser über eine längere Druckleitung in eine Freispiegelleitung gepumpt werden muss.

Während sich das Abwasser vor dem Anlaufen der Pumpe im Pumpschacht sammelt, steht eine erhebliche Menge Abwasser in der Druckleitung. Dort zehren die Mikroorganismen im Abwasser und in der Sielhaut des Kanalsystems den vorhandenen, gelösten Sauerstoff schnell auf, so dass anaerobe Bedingungen entstehen. Nun werden die anaeroben Mikroorganismen aktiv, welche unter anderem Sulfat und schwefelhaltige organische Verbindungen als Oxidationsmittel verwenden, um ihre Substrate zu oxidieren. Das Sulfat wird unter Oxidation von organischem Substrat reduziert, wobei Sulfide (HS^- , S^{2-}) und Schwefelwasserstoff (H_2S) entstehen. Das entstehende, gasförmige H_2S entweicht aufgrund der Druckentlastung besonders intensiv am Übergabeschacht aus dem Abwasser, also am Übergang der Druckleitung in die Freispiegelleitung und führt dort zu den beschriebenen Problemen.

Zusätzlich problematisch ist ein hoher Sulfidgehalt für die Abwasserbehandlung in der Kläranlage. Dort kommt es zu einer zusätzlichen Sauerstoffzehrung, weil das Sulfid bei Sauerstoffeintrag wieder zu Sulfat oxidiert wird. Zum anderen fördern hohe Sulfidkonzentrationen das Wachstum von fadenbildenden Schwefelbakterien (*Thiothrix sp.*), die zu einer Bläh- und Schwamm-schlammproblematik führen können [1].

2 Anwendung von VTA Dolomin

2.1 Wirkungsweise

VTA Dolomin ist eine stabile, pH-neutrale, konzentrierte Gebrauchslösung die Calcium- und Magnesiumnitrat enthält. Die Zusammensetzung ist in Tab. 1 gegeben.

Tabelle 1: Wirkanteile in VTA-DOLOMIN

Bestandteil	Anteil
Nitrat	403 g/kg
Calcium	56 g/kg
Magnesium	30 g/kg

Der Nitratanteil in VTA Dolmin unterbindet die Ursachen für die Entstehung von H_2S . Während unter anaeroben Bedingungen Sulfat als Oxidationsmittel

verwendet wird, verschiebt sich in Gegenwart von Nitrat das Milieu aufgrund des höheren Redoxpotenzials von Nitrat in den anoxischen Bereich. Damit wird das Nitrat als Oxidationsmittel verwendet und nicht das Sulfat. Das Nitrat wird unter Oxidation von organischem Substrat zu elementarem Stickstoff reduziert, welcher gasförmig aus dem Abwasser entweicht (Abb. 1). Solange also Nitrat im Abwasser vorhanden ist, wird die Bildung von H₂S erfolgreich unterbunden.

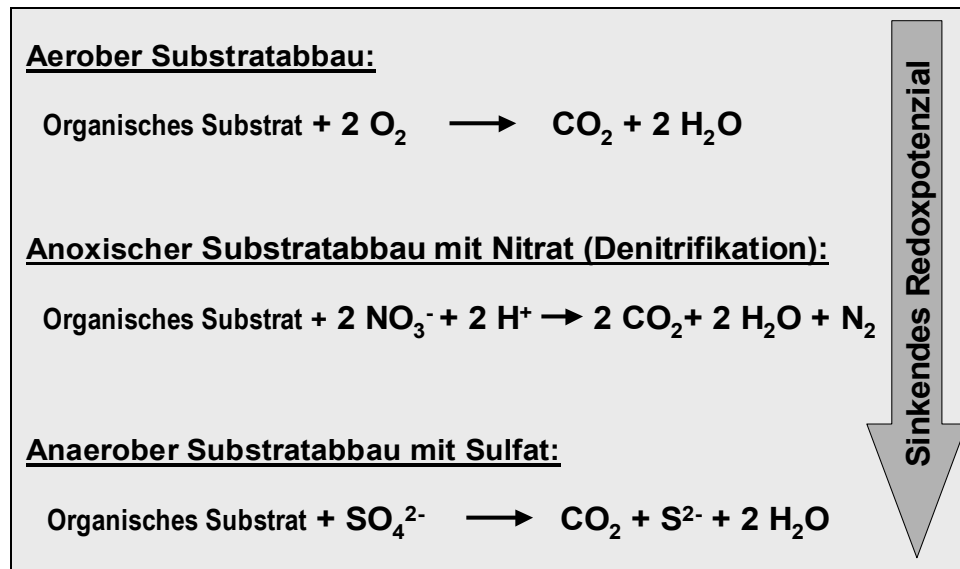


Abbildung 1: Reaktionsschema für Substratabbau unter aeroben, anoxischen und anaeroben Bedingungen.

Der annähernd äquimolare Anteil von Calcium- und Magnesium-Ionen im VTA Dolomin führt aufgrund der geringeren Atommasse von Magnesium zu einem größeren Nitratgehalt im Endprodukt, als mit einer reinen Calciumnitratlösung erzielt werden kann. Weiterhin wirken sich Calcium- und Magnesium-Ionen positiv auf die Abwasserqualität aus. *Murty* [2] hat sehr eindrücklich gezeigt, dass Abwasser mit einem äquimolaren Anteil an Calcium- und Magnesium-Ionen das Absetzverhalten von Belebtschlamm erheblich verbessert. Weiterhin ist bekannt, dass Magnesium-Ionen für viele Stoffwechselfvorgänge in Mikroorganismen nötig sind, im Abwasser aber meist nicht in ausreichender Konzentration vorkommen.

2.2 Dosierstrategie

Die Anwendung von VTA Dolomin ist darauf ausgerichtet, dass im Abwasser bei Mangel an gelöstem Sauerstoff ausreichend Nitrat zur Verfügung steht. Eine Überdosierung soll jedoch ausgeschlossen werden, da dies die Stickstofffracht

des Abwassers erhöhen würde. Aus diesem Grund wird VTA Dolomin über eine automatische MSR-Technik dosiert, die auf eine kontinuierliche H_2S -Messung und Datenübertragung basiert. Das Dosierschema mit Regelkreislauf ist in Abb. 2 dargestellt.

Nach der Druckleitung wird im Übergabeschacht die H_2S -Sonde installiert, welche kontinuierlich die H_2S -Emission mittels eines elektrochemischen Sensors misst und die Daten aufzeichnet. Die Dosierstelle für VTA Dolomin befindet sich vor der Druckleitung am Pumpenschacht und die Dosierregelung erfolgt über eine Regelsoftware, die auf einem Server hinterlegt ist.

Die H_2S -Sonde ist mit einem Mobilfunk-Sender ausgestattet und sendet periodisch die aufgezeichneten H_2S -Werte an den Server. Die Basisdaten und Zielfunktion der Regelsoftware auf dem Server sind für die unterschiedlichsten Anwendungsfälle online einstellbar, so dass auf der Basis der tatsächlichen H_2S -Konzentrationen die aktuell erforderliche Dosiermenge automatisch angepasst wird. Der Server sendet nun seinerseits via Mobilfunk die berechnete Dosierung an ein Steuermodul.

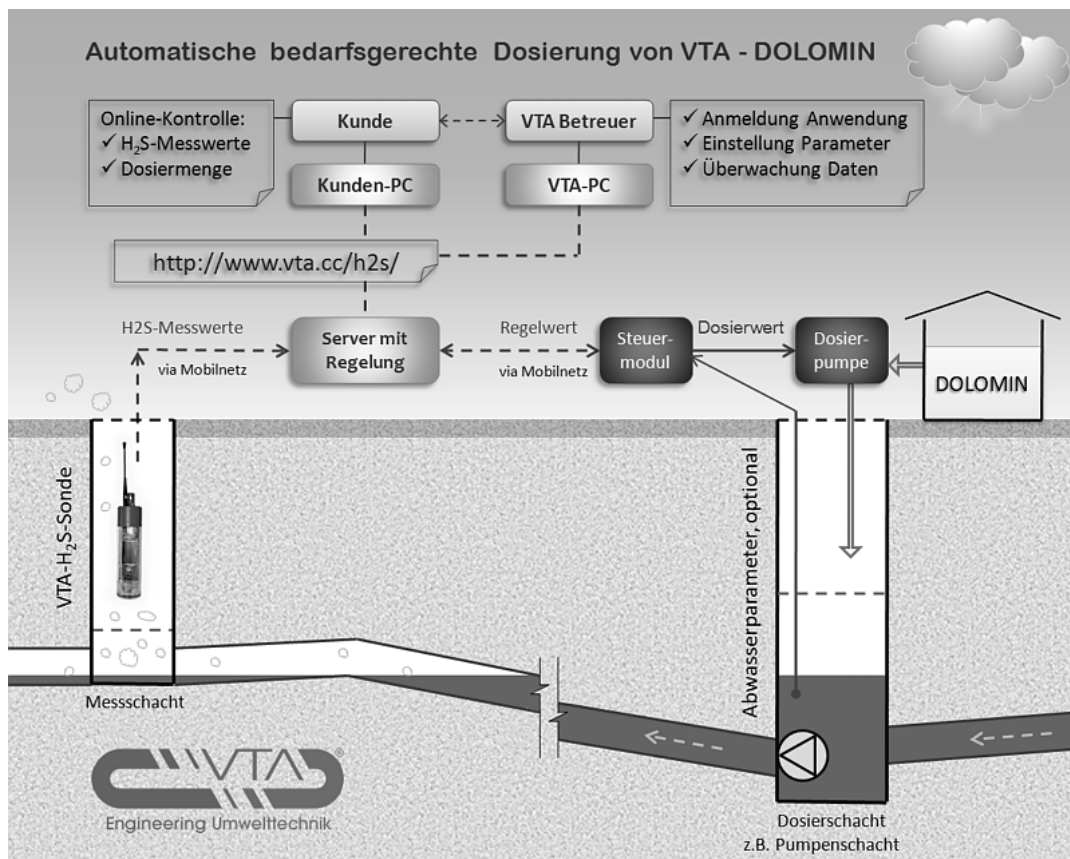


Abbildung 2: Dosierschema für VTA Dolomin.

Dieses Steuermodul ist mit der Dosierpumpe verbunden und steuert die Dosierleistung der Pumpe anhand des erhaltenen Regelsignals. Weiterhin kann das Steuermodul mit einer Levelsonde im Dosiertank verbunden werden und den Tanklevel ebenfalls über Mobilfunk an den Server übermitteln. Optional können noch weitere Abwasser- oder Pumpenparameter vom Steuermodul ausgewertet werden, deren Daten dann ebenfalls an den Server übermittelt werden.

Der Server mit der Regelsoftware ist über die Internetplattform mit der Adresse <http://www.vta.cc/h2s/> von jedem Ort erreichbar. Dort können nach Eingabe eines Benutzernamens und Kennworts alle Anwendungsdaten grafisch aufbereitet angesehen und bei Bedarf als Datei herunter geladen werden. Somit hat der Anwender zu jeder Zeit und an jedem Ort eine Kontrollmöglichkeit zu seiner Anwendung und spart Kontrollfahrten zum Dosierort und zur Messstelle. Die Einzelkomponenten für die VTA Dolomin-Dosierung sind in Abb. 3 dargestellt.

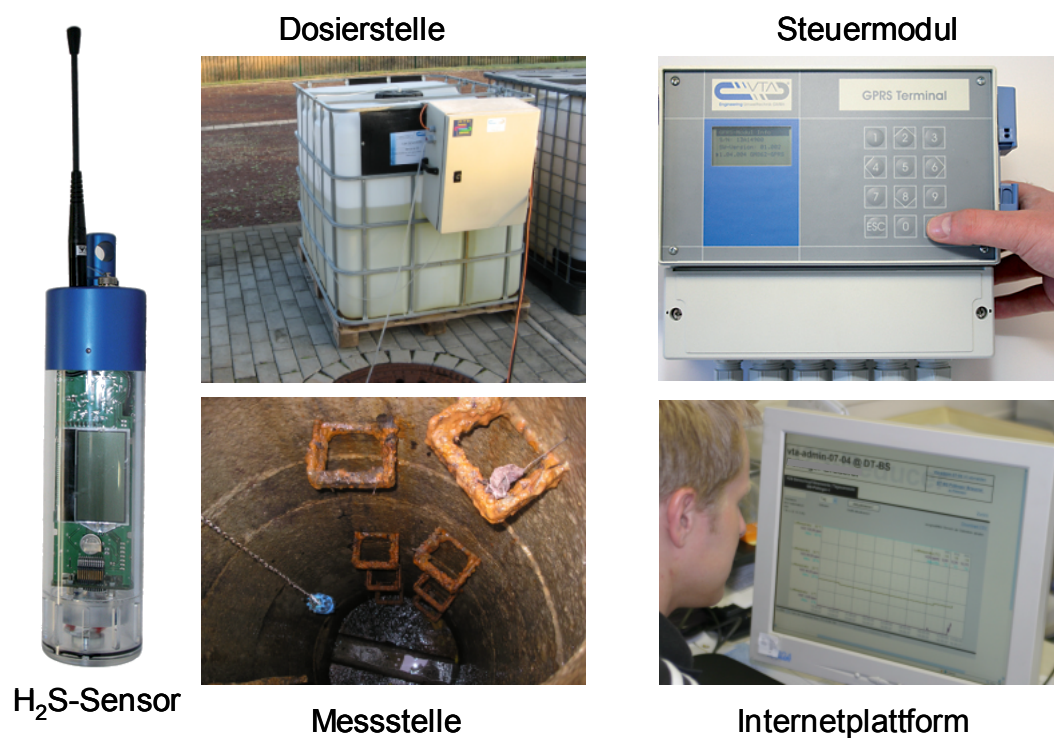


Abbildung 3: Einzelkomponenten bei der Dosierung von VTA Dolomin.

2.3 Anwendungsbeispiel

In einer deutschen Stadt mit rund 250.000 EW wird seit neun Monaten VTA-Dolomin zur Geruchsbekämpfung in einem belasteten Teilstück des Kanalsystems eingesetzt. Die betroffene Druckleitung hat eine Länge von ca. 600 m und fasst ein Abwasservolumen von 10 m^3 . Der Abwasserdurchfluss beträgt im Jahresdurchschnitt 120-160 m^3/d . Die Pumplaufzeit beträgt 3-4 Stunden pro Tag mit einer Pumpleistung von ca. $40 \text{ m}^3/\text{h}$. Die unterschiedlichen Verweilzeiten in der Druckleitung reichen aus, um genügend H_2S zu bilden, so dass es am Übergabeschacht zu H_2S -Emissionen über 50 ppm kommen kann. Die H_2S -Emissionen unter der vollautomatisierten Dosierung von VTA Dolomin zusammen mit den Lufttemperaturwerten und den Dosiermengen ist in Abb. 4 dargestellt.

Das VTA-Regelsystem ist darauf ausgerichtet, die Dosiermengen zu minimieren. Bei sinkenden H_2S -Konzentrationen verringert die Regelung automatisch die Dosiermenge und nur bei steigenden Konzentrationen wird die Dosierung erhöht. Die Ergebnisse zeigen, dass aufgrund der stark wechselnden Randbedingungen auch die benötigten Dosiermengen stark schwanken. Im September 2006, der sich durch hohe Lufttemperaturen auszeichnete, mussten bis zu 40,0 kg/d VTA-Dolomin dosiert werden. Im Januar 2007 hingegen sank die Dosierung unter 0,4 kg/d. Diese Reduzierung erfolgte vollautomatisch über die Regelung und die voreingestellten Regelparameter.

Mit der Dosierung von VTA-Dolomin über das automatische Regelsystem konnte eine verstärkte H_2S -Entwicklung im Kanal erfolgreich verhindert werden. Die Ergebnisse von über sieben Monaten zeigen, dass die Tagesmittelwerte konstant unter 0,4 ppm im Kanalschacht blieben.

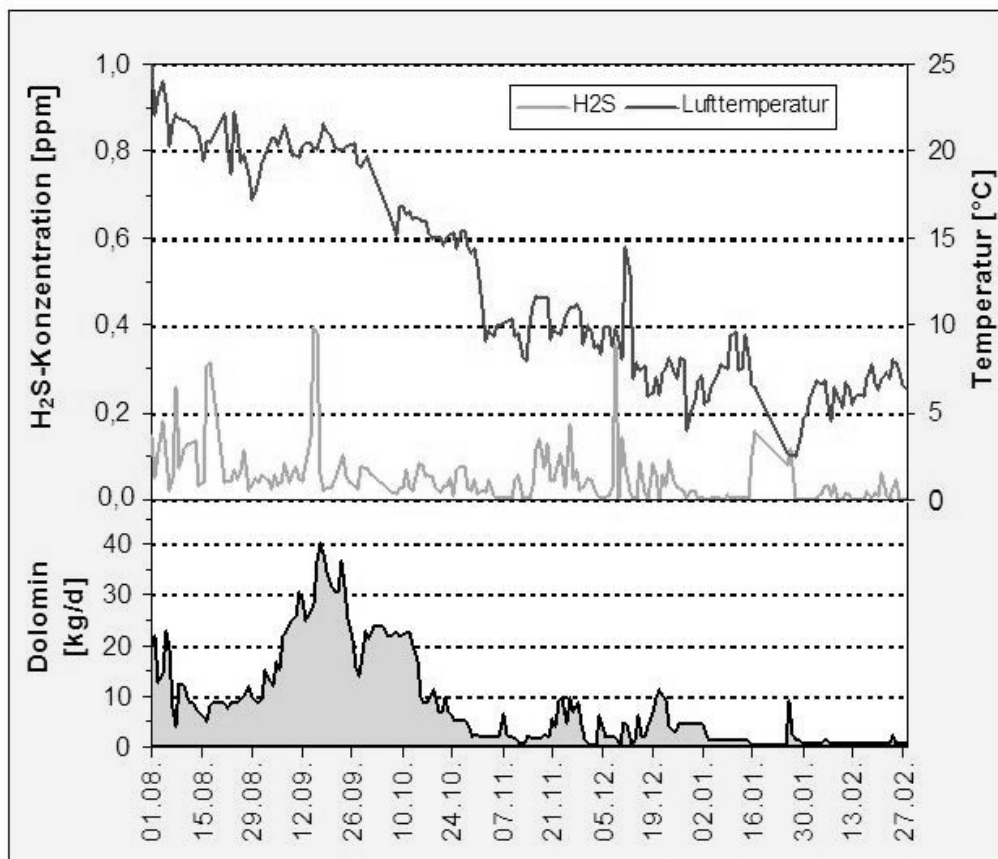


Abbildung 4: Tagesmittelwerte der H₂S-Emissionen, der Temperatur und Dosiermenge von VTA Dolomin über einen Zeitraum von sieben Monaten.

2.4 Zusammenfassung

Mit dem Produkt VTA-Dolomin, das über 400 g/kg Nitrat enthält, kann effektiv die Bildung von Schwefelwasserstoff verhindert werden. Der Anteil von Ca- und Mg-Ionen trägt zusätzlich zur Verbesserung der Schlammeigenschaften in der Kläranlage bei. Da VTA-Dolomin pH-neutral ist und nicht als Gefahrgut eingestuft wird, entfallen Sicherheitsvorkehrungen für Transport, Zwischenlagerung und Dosierung.

Eine effektive und wirtschaftliche Anwendung wird durch die entwickelte Mess- und Regeltechnik gewährleistet, welche die notwendige Dosiermenge regelmäßig an den aktuellen Bedarf anpasst. Als Regelparameter und Kontrollwert dient die aktuelle H₂S-Konzentration an der Messstelle. Durch die Übertragung aller Werte an einen Server wird sichergestellt, dass die Anwendungen jederzeit über die Internet-Plattform kontrolliert und die Daten abgerufen werden können. Die-

se ständige Überwachung und Optimierung der Dosierung macht einen effizienten Einsatz von VTA-Dolomin möglich.

An einer beispielhaften Langzeitanwendung kann gezeigt werden, dass die Kombination aus einem hochwirksamen Spezialprodukt und einer automatischen Regeltechnik eine effektive und wirtschaftliche Lösung der H₂S-Problematik in der Kanalisation bietet. Zum einen kann mit VTA-Dolomin die H₂S-Entwicklung wirksam unterbunden werden und zum anderen gelingt es durch die automatische Mess- und Regeltechnik, die eingesetzten Produktmengen sowie den Aufwand für die Steuerung und Überwachung zu minimieren.

3 Literatur

- [1] *Martins, A.M.P.* u.a.: Filamentous bulking sludge – a critical review. *Water research* 38 (2004) S. 793-817.
- [2] *Murthy S.N.*: Bioflocculation: Implications for activated sludge properties and wastewater treatment (1998) Dissertation Virginia Polytechnic Institute and State University

Korrespondenz an:

Dipl. Ing. Jörg Hagemann

VTA Engineering und Umwelttechnik

Hauptstraße 2
4675 Weibern

Telefon: 07732/4133-0

eMail: j.hagemann@vta.cc

Abwasserdruckleitungen mit Druckluftspülung

K. Bühler

ifa consult gmbh
Ingenieurbüro für Abwasserdrucksysteme

1 Einleitung

In den letzten 10 bis 15 Jahren wurden vermehrt Druckleitungen über längere Strecken gebaut, die infolge der langen Aufenthaltszeiten des Abwassers an den Austrittsstellen des Abwassers in einen Freispiegelkanal oder Kläranlage, zu starken Geruchsbelästigungen und Korrosionserscheinungen führen.

Allgemein werden die Geruchsbelästigungen von der Bevölkerung mehr und mehr registriert und es erheben sich Bürgerinitiativen, die von den Betreibern solcher Druckleitungen verlangen, schnelle Abhilfe zu schaffen.

Was häufig unterschätzt wird, und letztendlich langfristig zu wesentlich größeren Problemen führt, sind die Korrosionserscheinungen an zementgebundenen Materialien bzw. auch an Metallen. Aus Schadensstatistiken für öffentliche Kanalsysteme wird der Umfang zur Sanierung von Korrosionsschäden in Deutschland auf jährlich ca. 3,2 Mrd. € veranschlagt (1).

In einer Untersuchung der Wasserlaboratorien Roetgen GmbH aus dem Jahre 2000 (1) wurden in Nordrhein Westfalen 344 Kommunen mittels eines Fragebogens zu dem Thema Geruchsprobleme im Kanalbetrieb befragt.

Die meisten Probleme treten bei Übergabebauwerken von Druckrohrleitungen in Freispiegelleitungen, sowie an Druckrohrleitungen auf. Die Druckleitungsübergabebauwerke wurden selten gemäß ATV - Vorgaben ausgeführt, sondern häufig als geruchstechnisch ungünstige Variante mit oben liegender Einmündung.

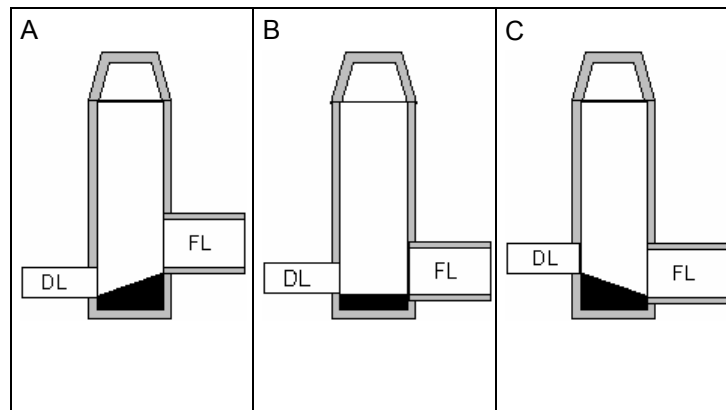


Abbildung 1: Übergabebauwerken (DL: Druckleitung, FL: Freispiegelleitung)

Die am häufigsten eingesetzten Maßnahmen zur Reduzierung von Geruchsemissionen sind der Verschluss des betroffenen Schachtes (50 %) ohne Berücksichtigung der daraus resultierenden Folgeschäden durch Betonkorrosion und der Einsatz von Kanal-Geruchsfiltern.

Der Einsatz der Filter und Verschlüsse wurde vielfach als erfolgreich bewertet, jedoch kann der Verschluss der betroffenen Schächte allenfalls als Provisorium angesehen werden. Als zufrieden stellendste Lösung in Hinblick auf Wirksamkeit und Dauerhaftigkeit, wurden die Zugabe von Nitrat und Wasserstoffperoxyd sowie der Umbau des Druckleitungsübergabebauwerkes oder die Verlegung der Druckleitung genannt. Allerdings sind hierbei vor allem die laufenden Betriebskosten und Investitionen zu berücksichtigen.

Es ist ersichtlich, dass ein Grossteil der Geruchsbelästigung im öffentlichen Kanalnetz durch die Abwasserdruckleitungen verursacht wird. Ziel sollte es daher sein, schon in der Planung von Abwasserdruckleitungen und Pumpstationen auf die Geruchs- und Korrosionsprobleme einzugehen, kostenmäßig mit zu berücksichtigen und entsprechend umzusetzen.

Tabelle 1: Verteilung der Häufigkeit von Geruchsproblemen aus dem Kanalbereich bei den Kommunen in NRW

Größenklasse der Stadt Gemeinde (n=344)	Geruchsprobleme					
	vorhanden		vereinzelt		kein Thema	
	Anzahl	in % GK	Anzahl	in % GK	Anzahl	in % GK
> 400 000	3	60%	2	40%	0	0%
< 400 000	4	36%	5	45%	2	18%
< 200 000	7	50%	5	36%	1	7%
< 100 000	5	13%	25	66%	8	21%
< 50 000	7	5%	83	65%	38	30%
< 20 000	8	6%	76	61%	40	32%
< 10 000	2	9%	6	26%	15	65%
Gesamt	36	10%	202	59%	104	30%

In dem folgenden Beitrag wird daher, auf die Probleme der Geruchsbelästigungen durch Abwasserdruckleitungen eingegangen und anhand von einem Beispiel aus der Praxis Lösungswege aufgezeigt.

2 Planungsgrundsätze von Druckleitungen

Vermeiden von Geruch und Korrosion im Rahmen der Planung von Abwasserdruckleitungen ist immer besser und billiger als die spätere Symptombekämpfung mittels Geruchsfilter, Dosiermittel etc. Das System der „Druckluftgespülten Abwasserdruckleitung, System Bühler „ versucht die vorstehenden Probleme nicht aufkommen zu lassen, bzw. bestehende Probleme zu beseitigen. Es wird daher folgende Vorgehensweise angewandt:

Grundsätzlich ist das Gesamtsystem, also Druckleitung und Pump- und Spüleinrichtung als Einheit zu betrachten und systembedingt zu planen bzw. bei Sanierungen bestehender Leitungen zu beachten.

Es werden die Leitungen grundsätzlich dem Verlauf des Geländes folgend verlegt, wobei sich automatisch Hoch- und Tiefpunkte ausbilden. Die Hochpunkte werden nicht entlüftet und es werden keine Be- und Entlüftungseinrichtungen auf der gesamten Strecke eingebaut. Durch diese Hoch- und Tiefpunkte bedingt, wird sich die Druckverlustlinie anders einstellen als bei einer herkömmlichen Druckleitung, die an den Hochpunkten entlüftet und an den Tiefpunkten entschlammt wird.

Die Auslegung der Pumpen ist auf die Systematik hin zu wählen, und die erhöhten Druckverhältnisse in der Leitung, entsprechend zu berücksichtigen. In der Druckleitung stellen sich aufgrund der breiten Spannweite zwischen Nachtfluss und Regenwetterabfluss teilweise sehr geringe Geschwindigkeiten ein, die zu vermehrten Ablagerungen und Sielhautbildung führen.

Um dies zu vermeiden, ist durch die Zugabe von Druckluft als Impulsspülung eine entsprechende Geschwindigkeit des Abwassers zu erreichen, die Ablagerungen weiter transportiert und eine eventuell gebildete Sielhaut abbaut. Hierfür sind die entsprechenden Abgabedrucke der Druckluft zu planen. Die Abgabe der Druckluft ist auf die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Druckleitung hin abzustimmen. Bei einer zu langen Standzeit, wird fehlendes Abwasser durch Druckluft ersetzt.

An der Grenzfläche zwischen Abwasser und Luft kommt es zu einem Schwallkopf mit starken Verwirbelungen und Ablöseerscheinungen von Ablagerungen an der Rohrwandung, so dass diese Stoffe weiter transportiert werden. Wenn die vorstehenden Punkte beachtet sind, ergibt sich eine bestimmte Auslegung für die Pumpengrößen sowie Kompressor und Windkessel. Bei der Druckluftzugabe, die als Impulsspülung ausgebildet wird, erfolgt eine zeit- bzw. mengenabhängige Steuerung in der Form, dass die in der Druckleitung befindlichen Luft-Sauerstoff-Mengen ausreichen, um einen sicheren Anfaulungsprozeß zu vermeiden.

Ziel bei der Planung von Abwasserdruckleitungen ist es, dass das Abwasser auch am Ende einer Druckleitung in aeroben Bereich bleibt und damit die Geruchsbelästigungen vermieden werden. Hierzu ist es erforderlich, dass eine Überdimensionierung der Druckrohrleitungen vermieden wird und zur Unterstützung der Fließvorgänge in der Druckleitungen Druckluftstationen angeordnet werden.

2.1 Praxisbeispiel: Nachrüstung der Autobahnrastanlage Guntramsdorf

Die Autobahnraststätte Guntramsdorf ist mittels einer Abwasserdruckleitung an die Kläranlage in Guntramsdorf angeschlossen. Infolge der örtlichen Verhältnisse traten in der Vergangenheit am Auslauf der Druckleitung erhebliche Geruchsbelästigungen und Korrosionserscheinungen auf.

Im Rahmen eines Forschungsauftrages durch die Universität Wien zu der Problematik der Geruchs- und Korrosionsbelästigung bei Abwasserdruckleitungen soll auch das vom Ingenieurbüro i f a- consult gmbh (Ingenieurbüro für Abwasserdrucksysteme) praktizierte Verfahren der Frischhaltung von Abwasser in Druckleitungen untersucht werden.

2.1.1 Bestehende Verhältnisse

Im Bereich der Autobahnrastanlage Guntramsdorf sind 2 Pumpwerke vorhanden, die miteinander verbunden sind. Vom Pumpwerk 1, welches die Abwässer aus der Rastanlage aufnimmt, wird die anfallende Abwassermenge über eine ca. 255 m lange Druckleitung DN 75 x 4,5 mm in das Pumpwerk 2 gefördert. Im Pumpwerk 2 kommen die Abwässer aus der Tankanlage hinzu; von hier aus wird das gesamte Abwasser über eine ca. 1.294 m lange Druckleitung der Reinigungsanlage Guntramsdorf zugeführt. Die verlegten Druckleitungen vom Pumpwerk 2 bis zur Reinigungsanlage bestehen aus einer PEHD-Leitung, PN 6. Ursprünglich bestand die gesamte Leitung auf einer Länge von ca. 1.294 m aus PEHD-Rohren DN 75 x 4,5 mm. Im Rahmen einer teilweisen Neuverlegung wurden Rohre PEHD 90 x 5,4 mm auf einer Länge von ca. 813 m verlegt.

Die beiden Pumpwerke selbst sind als Tauchmotorpumpwerke ausgebildet, wobei jedes Pumpwerk einen Durchmesser von 2,00 m aufweist mit einer

Stauhöhe von 1,0 m – 1,50 m, so dass in jedem Pumpwerk ca. 3,00 – 5,00 m³ Abwasser gespeichert werden können.

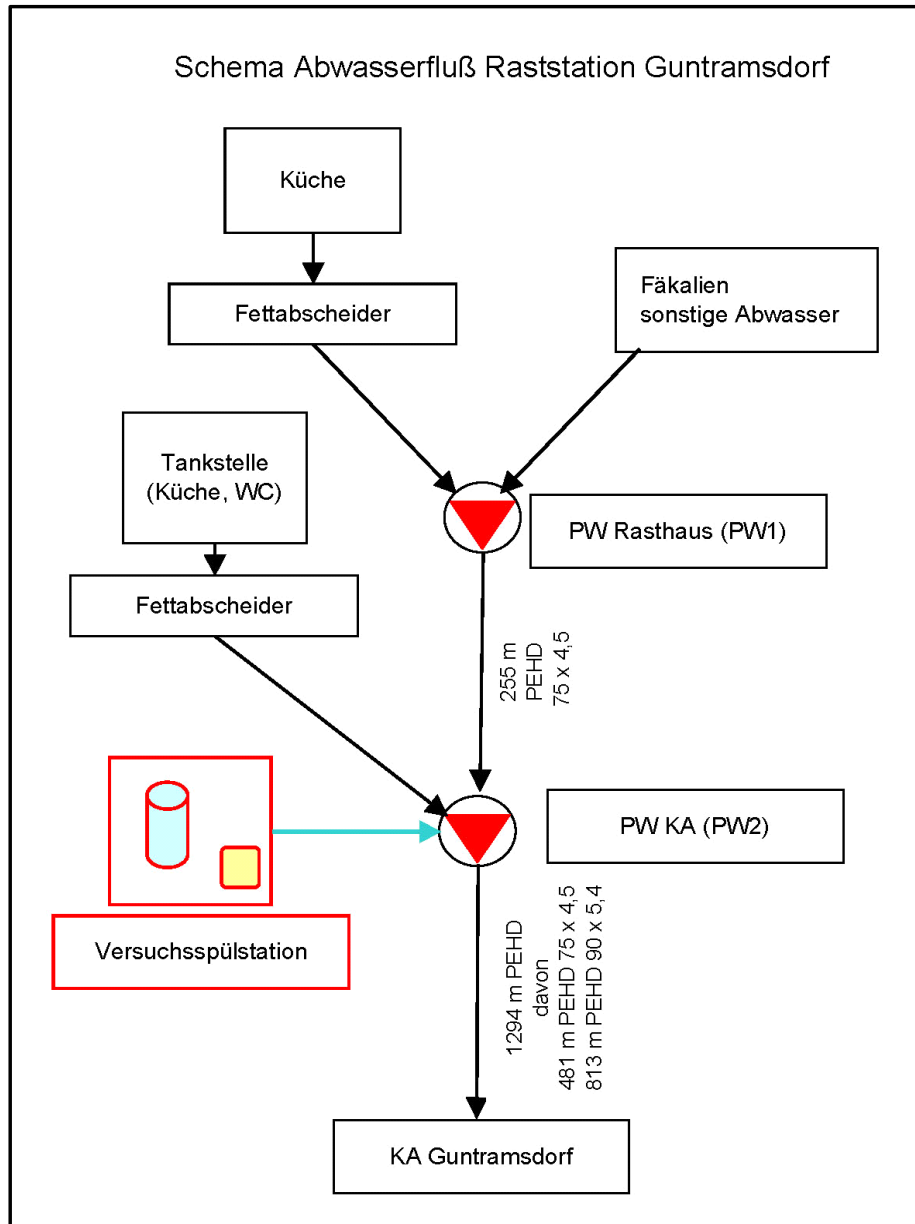


Abbildung 2: Schema-Skizze Erfassung der Abwässer zum Pumpwerk 2

Nach den vorliegenden Planunterlagen besitzen die Pumpwerke eine nur schwach ausgeprägte Sohlneigung, so dass vermehrt Ablagerungen auf der Sohle zu erwarten sind und damit einen anaeroben Zustand des Abwassers fördern.

Nach den vorliegenden Aufzeichnungen von Messergebnissen am Auslauf der Druckleitung bei der Reinigungsanlage Guntramsdorf fördert das Pumpwerk 2 zwischen 1,00 l/s und 1,67 l/s Abwasser, wobei die durchschnittliche Fördermenge bei ca. 1,40 l/s liegt. Aus den vorliegenden Aufzeichnungen geht weiterhin hervor, dass jedoch verhältnismäßig lange Stillstandszeiten zwischen den einzelnen Fördervorgängen bestehen. So wurden am 01.08.2004 Stillstandszeiten zwischen 1.26 Uhr und 5.14 Uhr festgestellt. Bedingt durch diese extrem lange Aufenthaltszeit, - in anderen Zeiträumen liegen die Stillstandszeiten der Pumpen auch zwischen 1,00 und 3,00 Stunden -, wird der im Abwasser befindliche Sauerstoff aufgezehrt und es entsteht ein anaerober Zustand. Zählt man die Aufenthaltszeit in den vorhandenen Pumpwerken noch mit hinzu, so werden die Aufenthaltszeiten des Abwassers noch wesentlich verlängert. Nach vorliegenden Messungen am Auslauf der Druckleitung in der Reinigungsanlage Guntramsdorf liegt der Sulfidgehalt zwischen 19,50 mg/l und 45,60 mg/l und somit extrem hoch. Aufgrund von Messungen betragen die Abwassermengen im Sommerhalbjahr bis zu ca. 50,00 m³/d, in dem Winterhalbjahr zwischen 25,00 und 30,00 m³/d. Der Inhalt der verlegten Abwasserdruckleitung beträgt ca. 5,65 m³

2.1.2 Leitungsverlauf

Die verlegte Leitung DN 90 x 5,4 weist nach ca. 83 m einen Hochpunkt und einen Tiefpunkt nach ca. 710 m auf. Nach der Querung Schwechat steigt die Leitung wieder an mit dem Anschluss an den Bestand vor der Reinigungsanlage Guntramsdorf.

Es liegen keine genauen Bestandslängenschnitte der Druckleitung vor. Für den ungünstigsten Fall wird daher davon ausgegangen, dass die Druckleitung parallel zum Gelände verlegt wurde und somit möglicherweise weitere Hoch- und Tiefpunkte vorhanden sind.

Die Eingangshöhe der Bestandsleitung DN 90 x 5,4 liegt am Anschluss Rastanlage auf 184,51 m ü. A. und der Anschluss an den Bestand zur Reinigungsanlage Guntramsdorf auf 186,31 m ü. A. Damit ist dokumentiert, dass die gesamte Leitungsstrecke ständig mit Abwasser gefüllt ist und einen Inhalt von ca. 5 670 l aufweist.

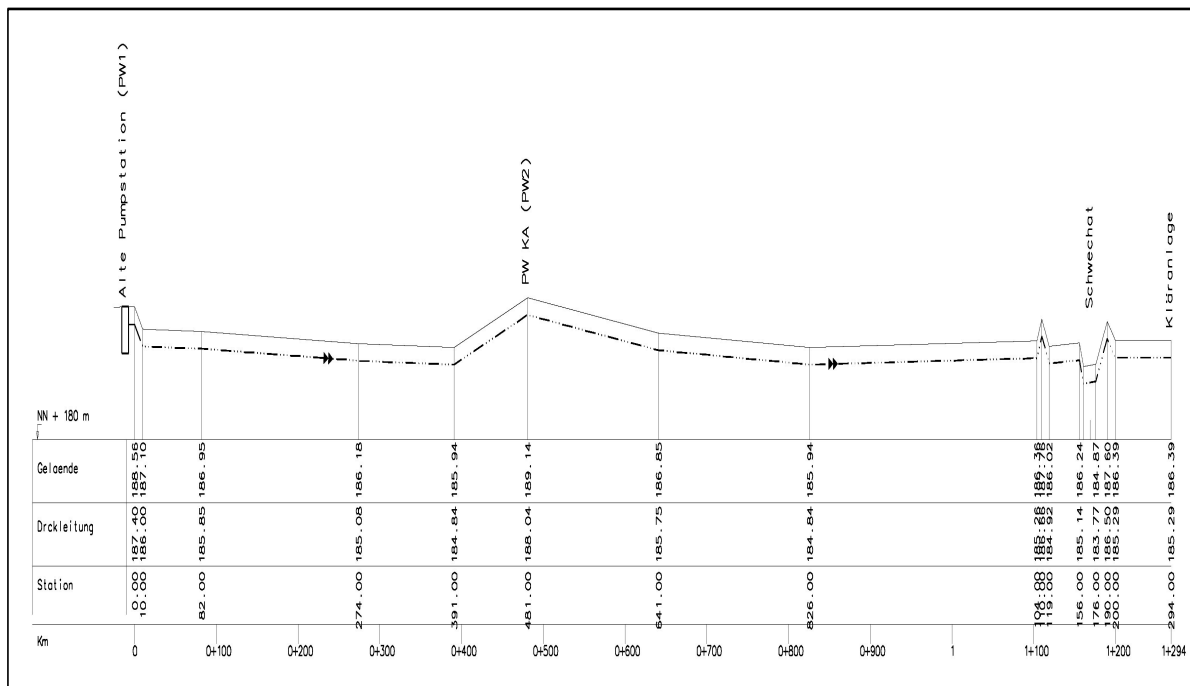


Abbildung 3: Längsschnitt Druckleitung PW2- Anschluß Kläranlage Guntramsdorf

Aus den Unterlagen geht hervor, dass im Verlauf der Druckleitung Be- und Entlüftungsventile eingebaut sind.

2.1.3 Pumpen

Nach den vorliegenden Unterlagen sind Freistromabwassertauchpumpen eingesetzt, wobei die Gesamtförderhöhe h_{man} zwischen 11,0 m und 30,0 m beträgt und die Förderleistung mit $Q_p = \text{ca. } 2,65 \text{ l/s} - 3,50 \text{ l/s}$ ausgelegt ist. Unter der Annahme, dass die Pumpe mit der größten Leistungen, also $Q_p = 3,50 \text{ l/s}$ auf eine Förderhöhe manometrisch von $H_{man} = 30,0 \text{ m}$ bei einer Motorleistung von $P = 6,75 \text{ KW}$ im Pumpwerk 2 installiert ist, müsste am Auslauf in die Reinigungsanlage eine Wassermenge von ca. $Q = 3,50 \text{ l/s}$ ankommen. Aus den vorliegenden Messungen geht jedoch hervor, dass hier nur maximal $Q = 1,67 \text{ l/s}$ bzw. im Mittel $Q = 1,40 \text{ l/s}$ ankommen. Die geringste Menge beim Fördervorgang beträgt $Q = 1,00 \text{ l/s}$. Diese Differenz lässt auf zwei Möglichkeiten schließen:

Die vorhandene Druckleitung ist sehr stark inkrustiert, d. h. es steht nicht mehr der volle Durchflussquerschnitt zur Verfügung.

Es sind verschiedene Hochpunkte in der Leitung, die nicht entlüftet sind, bzw. das vorhandene Entlüftungsventil infolge von Ablagerungen nicht in Funktion ist, so dass die an Hochpunkten befindlichen Lufteinschlüsse eine Reduzierung der Förderleistung bewirken. Die starke Schwankungsbreite von $Q_p = 1,00 \text{ l/s} - 1,67 \text{ l/s}$ lässt diese Vermutung wahrscheinlich sein.

Es hat sich somit ein Gleichgewicht zwischen Förderleistung und Durchflussquerschnitt in der Druckleitung eingestellt, das sich jedoch im Laufe der Zeit durch zusätzliche Ablagerung nach unten hin verändern könnte. Der Energiebedarf für die Förderung des anfallenden Abwassers liegt daher gegenüber einem unverengten Leitungsquerschnitt entsprechend höher.

2.1.4 Aufbau der Versuchsanlage

Durch die Universität Wien wurden verschiedene Möglichkeiten zur Reduzierung bzw. Vermeidung von anaeroben Zuständen in dem Leitungssystem untersucht. Für die Versuchsreihe wird daher nur eine provisorische Anlage erstellt. Nach dem vorstehend beschriebenen Planungsgrundsätzen für Druckleitungen wurde die Versuchsanlage für die Sanierung der Druckleitung ab PW 2 in der Rastanlage Guntramsdorf aufgebaut.

Die Größe des Kompressors und Windkessels bleibt auch bei einer eventuellen späteren endgültigen Auslegung gleich groß. Dem Windkessel nachgeschaltet ist ein Druckminderer der variabel einzustellen ist und ein Magnetventil, welches über eine Zeitschaltuhr so gesteuert ist, dass es zu bestimmten Zeiten anspringt und einen Luftstoß in die Leitung abgibt. Weitere Armaturen sind Schieber, Rückschlagklappen usw.

Die gesamte Einrichtung einschließlich dem Schaltschrank und den sonstigen notwendigen Kleinteilen sind in einem Container untergebracht, der im Gelände neben dem Pumpwerk aufgebaut wurde.

Die beiden bestehenden Pumpwerke weisen einen Durchmesser von 2,00 m mit einer schwach geneigten Sohle, so dass in Zusammenhang mit den teilweise sehr geringen anfallenden Schmutzwassermengen schon hier bereits Zehrungen des im Abwasser gelösten Sauerstoffs stattfindet. Damit ist bereits im Pumpensumpf eine Vorbelastung des Abwassers gegeben. Um dieses zu vermeiden, bzw. die

Belastung zu verringern, wird über ein Gebläse Luft auf der Sohle des Pumpwerkes eingetragen.

2.2 Ergebnisse des Versuches

Die Belüftungseinrichtung wurde am 10. Februar 2005 bei einer Außentemperatur von bis zu -16°C in Betrieb genommen.

Am Auslauf der Druckleitung in der Reinigungsanlage Guntramsdorf wurden die gesamten Messdaten erfasst. Es ist hier eine MID vorhanden, die im Zeittakt von einer Minute die durchflossenen Wassermengen registriert.

Die Druckluftspülung wurde am 10.02.2005 ca. 11.30 Uhr bis 12.00 Uhr in Betrieb genommen und am 17.03.2005 abgeschaltet um die Auswirkung der Druckluftspülung zu beobachten.

Vor diesem Datum, 07.02 - 09.02.2005 fand ein Normalbetrieb, wie er bisher betrieben wurde, statt. Folgende Daten wurden gemessen:

- Förderwassermengen: ca. $37,2 - 42,4 \text{ m}^3$ pro Tag
- Laufzeit der Pumpen: Zwischen 30 780 und 34 560 s/Tag.
- Förderleistung der Pumpen: ca. 1,22 l/s
- Energieverbrauch pro m^3 gefördertes Abwasser: ca. 0,56 KWh/ m^3
- Mittlere Geschwindigkeit: $v = \text{ca. } 0,25 \text{ m/s}$.

Die Messergebnisse für den 10.02.2005 und teilweise für den 11.02.2005 sind nicht repräsentativ, da hier während der Inbetriebnahme verschiedene Abflusszustände simuliert wurden.

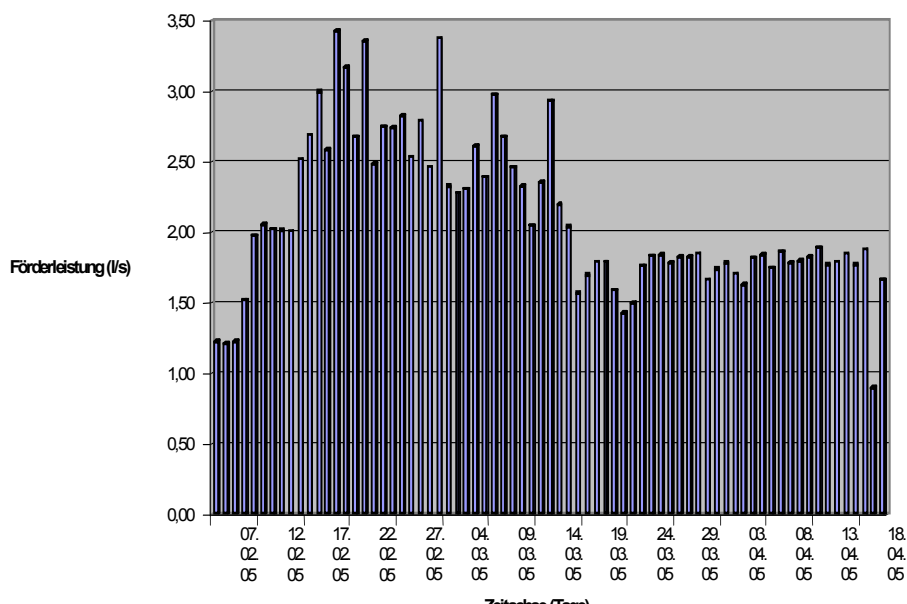


Abbildung 4: Förderleistung der Pumpen

Ab dem 12.02.2005 fand dann ein sich stabilisierender Betrieb statt. Bereits bei der Inbetriebnahme am 10.02.2005 wurde festgestellt, dass sehr stark Sielhaut ausgetrieben wurde. Dieser Sielhautabtrieb reicht auch bis einschließlich zum 15.02.2005, denn die mittlere Förderleistung der Pumpen liegt bei nur $Q_p = \text{ca. } 2 \text{ l/s}$. Ab dem 16.02.2005, nach Austreiben des größten Teiles der Sielhaut wurde ein kontinuierlicher Anstieg der Förderleistung der Pumpen bis auf $Q_p = \text{ca. } 3,43 \text{ l/s}$ festgestellt. Die Förderdaten der Pumpe liegen bei $Q_p = \text{ca. } 2,65 - 3,50 \text{ l/s}$, bei $h_{\text{max}} = \text{ca. } 30 \text{ m}$.

Nach dem Abschalten der Druckluftspülung am 15.03. 2005 fiel die Förderleistung der Pumpe auf eine mittlere Menge von rund $Q_p = \text{ca. } 1,60 - 1,80 \text{ l/s}$ zurück. Dieser Wert liegt jedoch ca. 35 % über dem mittleren Wert der Förderleistung vor Inbetriebnahme der Druckluftspülung. Trotz Einsatz der Druckluftspülung mit einer Laufzeit des Kompressors von 5,6 Std./Tag lag der Energieverbrauch pro KWh/m^3 gefördertes Abwasser zwischen 0,42 und 0,54 KWh/m^3 , also nicht über den vor Inbetriebnahme der Druckluftspülung gemessenen Werten, die bei 0,56 KWh/m^3 lagen. Nach Abschalten der Druckluftspülung lag der Energieverbrauch je m^3 Abwasser zwischen 0,38 und 0,48 KWh/m^3 , also günstiger als vor dem Einsatz der Spülung (ca. 0,56 KWh/m^3). Eine Erklärung hierfür ist, dass die Sielhaut abgetragen ist. Der Wert vom 19.04.2005 ist als Ausreißer nicht repräsentativ, dahier ein Messfehler vorliegen muss.

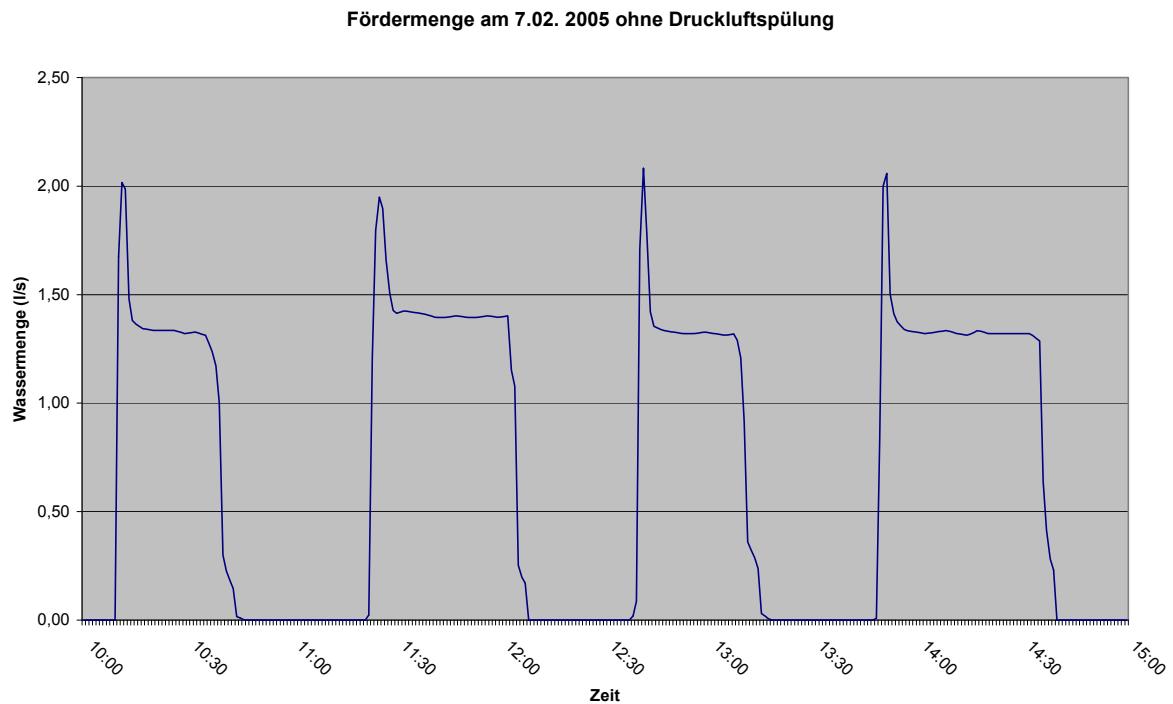


Abbildung 5: Förderwassermenge der Pumpen am 7.2.2005, vor Inbetriebnahme der Druckluftspülstation

Beim Einschalten der Pumpe ging kurzfristig die Förderleistung auf $Q_p = \text{ca. } 2 \text{ l/s}$ hoch und sank dann kurz danach auf eine Förderleistung von rd. $Q_p = 1,35 \text{ l/s}$ ab, wobei die Laufzeit der Pumpen je nach Gesamtabwasseranfall zwischen 40 Minuten und 56 Minuten schwankte. Die Stillstandszeiten waren tagsüber dementsprechend kurz. Es war nur eine Pumpe in Betrieb, die zweite Pumpe war als Reservepumpe nicht zugeschaltet. Ab dem 11.02. 2005 wurden die beiden Pumpen im Wechselbetrieb gefahren.

In **Abbildung 6** ist nach der Einarbeitungsphase und dem weitgehenden Austrieb der Sielhaut folgendes festzustellen: Die Austrittsgeschwindigkeit lag jetzt bei $v = \text{ca. } 1,58 \text{ m/s}$ und die Fördermenge in der Spitze bei ca. $7,85 \text{ l/s}$. Die Förderzeit hat sich auf ca. 10 bis maximal 20 Minuten verkürzt.

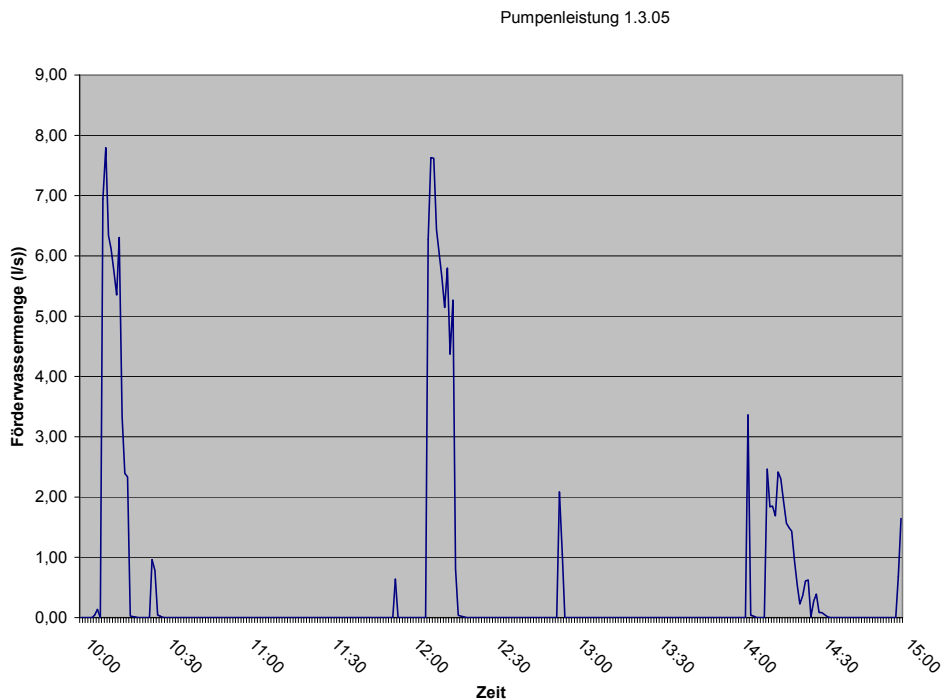


Abbildung 6: Pumpenleistung am 1.3.2005, 20 Tage nach Inbetriebnahme der Druckluftspülung

In der Tabelle 2 b ist eindeutig der Spülintervall mit 2 Stunden festzustellen. Hier ist kurz nach 10.00 nach 12.00 und nach 14.00 Uhr die maximale Austrittsmenge und Austrittsgeschwindigkeit festzustellen. Die dazwischen liegenden Picks deuten auf Einsatz der Pumpen hin, die in die teilweise mit Luft gefüllte Leitung fördern und dadurch ein Austreiben einer Restwassermenge bewirken. Je nach Zuförderung der Pumpen sind diese Picks weniger hoch bzw. weniger lang.

In den **Abbildung 7** sind die 24 Stunden – Abflusswerte aufgetragen. Am 15.03.05 war die Spülstation in Betrieb. Sie gab alle 2 h einen Spülstoß ab, der ein Austreiben des Abwassers bewirkt, wobei die Austrittsgeschwindigkeit bis $v = \text{ca. } 1,75 \text{ m/s}$ und die Abwassermenge bis zu $Q = \text{ca. } 9,5 \text{ l/s}$ angestiegen ist. Die Spülstöße sind deutlich an den jeweiligen Spitzenwerten zu erkennen.

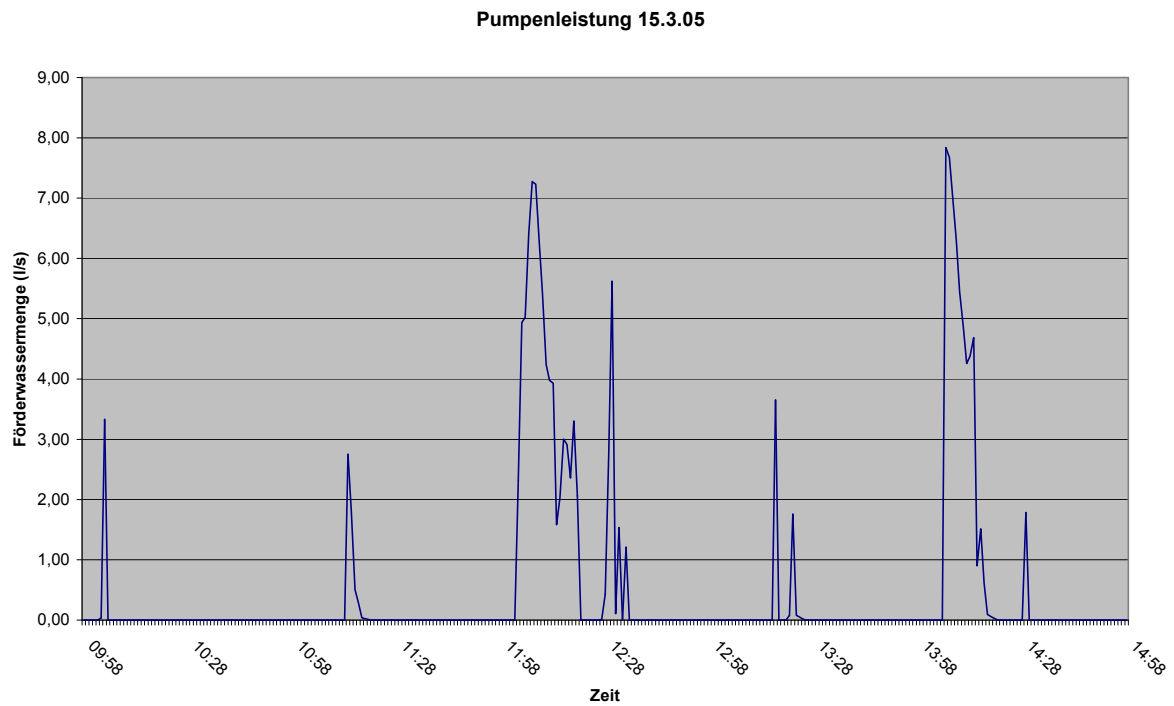


Abbildung 7: Spülstation in Betrieb

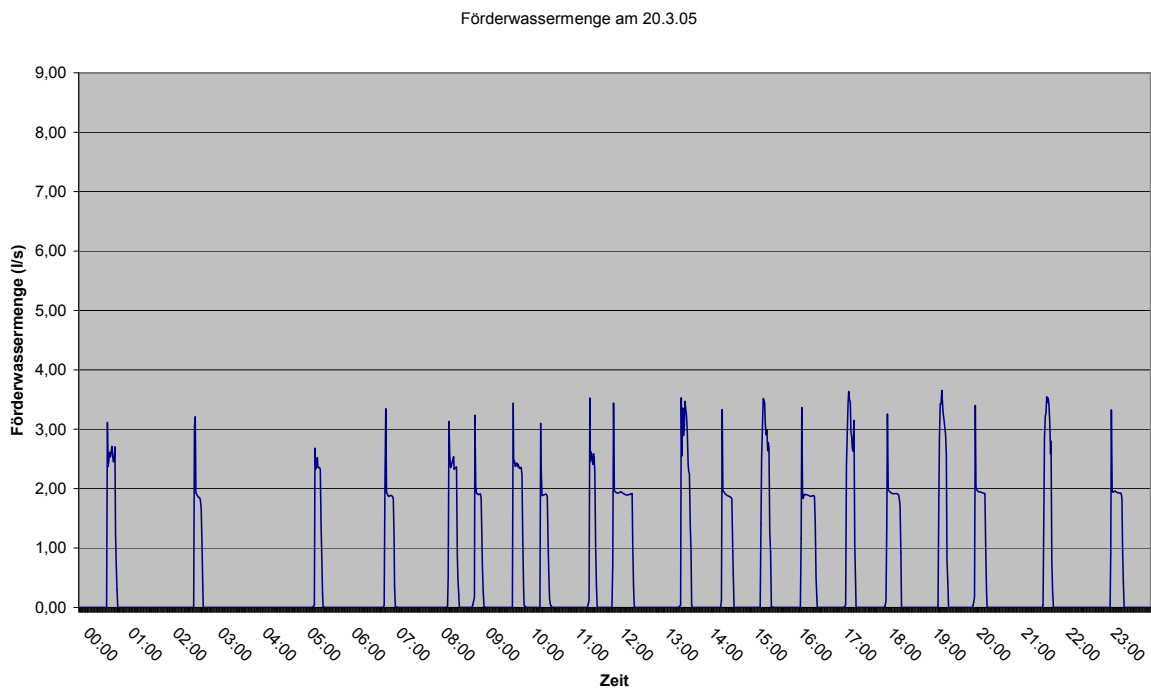


Abbildung 8: Spülstation außer Betrieb

In der Abbildung 8 ist die Veränderung des Abflussverhaltens zu erkennen, da hier die Spülung außer Betrieb genommen wurde. Der Abfall der Förderleistung gegenüber dem Betrieb „mit Druckluftspülung“ ist deutlich erkennbar.

Die Sulfidbildung lag laut Ermittlung der TU - Wien vor dem 10.02.05 bei ca. 25 mg/l – 40 mg/l. Sie fiel schlagartig ab dem 16.02.05 auf ca. 4 - 6 mg/l ab. Nach dem 17.03.2005 stieg der H₂S-Wert wieder kontinuierlich auf ca. 17mg/l – 35 mg/l an. Zu beachten ist hierbei, dass das im Pumpwerk ankommende Abwasser bereits eine Vorbelastung aufweist.

Der Sauerstoffgehalt im Ablauf der Druckleitung lag während der Zeit der Druckspülung bei ca. 6,3 mg/l - 9,7 mg/l und fiel sofort nach Abschalten der Impulsspülung auf Werte von ca. 3,47 mg/l - 0,79 mg/l zurück.

Die Abwassertemperatur schwankte in der Zeit vom 09.03 - 15.03.2005 zwischen 7,0° C - 11,3° C und in der Zeit vom 22. 03. - 28. 04. 2005 zwischen 7,9° C - 13,2° C. Vor dem 09.03.2005 wurden keine Messungen über Sauerstoffgehalt und Temperatur vorgenommen.

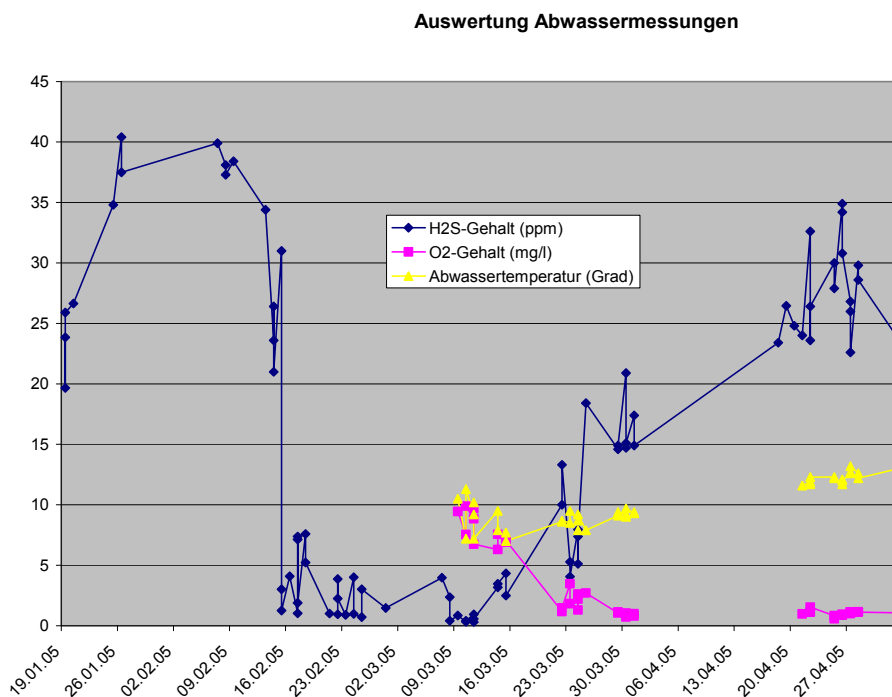


Abbildung 9: Abwasseruntersuchung am Druckleitungsende

3 Fazit

- Kurz nach Inbetriebnahme der Spülstation konnte in der Kläranlage Guntramsdorf keine Geruchsbelästigung mehr festgestellt werden.
- Die Untersuchungsergebnisse der Universität Wien haben belegt, dass der Sauerstoffgehalt im Auslauf der Druckleitung angestiegen ist und bei 6,3 mg/l bis 9,7 mg/l lag.
- Der H₂S- Gehalt im Abwasser lag während des Einsatzes der Spülstation unter 5 ppm. (Infolge Vorbelastung)
- Die Sielhaut wurde abgebaut, und damit der Rohrleitungsquerschnitt wieder vollständig hergestellt.
- Die Energiekosten lagen trotz Einsatz der Luftspülung unter den Energiekosten vor Inbetriebnahme der Spülstation.

Der Einsatz der Druckluftspülung hat sich als voller Erfolg bewiesen.

Korrespondenz an:

Dipl. Ing. Klaus Bühler

ifa consult gmbh

Ingenieurbüro für Abwasserdrucksysteme

Landauer Straße 109

67434 Neustadt a.d. Weinstraße

Tel.: 06321 / 91 81 – 0

E-Mail: info@ifa-consult.de

Pneumatische Abwasserförderanlagen

hoelschertechnik-gorator® GmbH & Co. KG

Ernst Ehret / Dipl.-Ing. Thomas Kühl

1 Pneumatische Abwasserförderung

1.1 Betrachtung

Die Einzugs- und Anschlussgebiete moderner Abwasserentsorgungsanlagen werden stetig ausgebaut. Oftmals liegt das Aufgabengebiet in kommunaler Hand. Die zentrale Abwasserbehandlung auf leistungsfähigen Kläranlagen stellt meistens die beste Entsorgungsmöglichkeit dar. Abwasserförderanlagen sind notwendig, um bei zu geringem Gefälle das Wasser mittels Druckrohrleitung zur Kläranlage zu befördern.

Selbst entlegene Gebiete unterliegen zunehmend einem Entsorgungszwang. Hier müssen geringe Abwassermengen über große Entfernungen transportiert werden. Die Strecken, die das Abwasser vom Anfallort bis zur Kläranlage zurücklegen muss, werden zunehmend länger.

Bei dieser Aufgabe steht der Planungsingenieur vor einem Dilemma. Zunächst wählt er für die geringe Transportmenge eine Druckrohrleitung kleiner Nennweite aus; z. B. DN 80. Da die Abwasserpumpen im Betrieb mindestens eine Fließgeschwindigkeit von 1m/s erreichen sollen, ergibt sich mit dieser Druckleitung ein hoher Förderdruck, für den er keine passende Pumpe findet. Jetzt wählt er eine Druckleitung höherer Nennweite aus, hat im Ergebnis einen brauchbaren Förderdruck, aber eine viel zu große Fördermenge bei der geforderten Fließgeschwindigkeit. Die Pumpe erledigt die Tagesförderung in einer Stunde Laufzeit. Ein Blick auf das Rohrvolumen zeigt ihm, dass die anfallende Tagesmenge der Ortschaft gerade ausreicht, um die Druckleitung zweimal zu füllen. Hier wartet das nächste Problem, das Abwasser wird in der Druckleitung anfaulen, wenn er keine Maßnahmen dagegen ergreift.

Die Gefahr ist, dass nur geringe Fließgeschwindigkeiten mit hohen Verweilzeiten des Abwassers zu erwarten sind. In Folge dessen kann das Abwasser bereits in der Rohrleitung anaerob werden und zu Schwefelwasserstoffbildung neigen.

Konventionelle mit Kreisel- oder Drehkolbenpumpen ausgestattete Pumpstationen lösen diese Probleme nur unzureichend. Eine Lösung stellt die pneumatische Abwasserförderung dar, die das Abwasser mittels Druckluft transportiert. Bei jedem pneumatischen Fördervorgang des Abwassers aus dem Druckbehälter in die Rohrleitung wird dem Abwasser Luftsauerstoff zugegeben.

Der zusätzliche Sauerstoffeintrag verringert die Sedimentation und Sielhautbildung. Bakterien, die hauptsächlich als Biofilm an den Rohrleitungen sitzen und für die Bildung von Schwefelwasserstoff verantwortlich sind, können dezimiert werden. Weiter kann die Druckrohrleitung regelmäßig mit Druckluft entleert werden, um eine zu lange Verweilzeit des Abwassers zu verhindern.

1.2 Einsatzgebiete

Die typischen Betriebsdaten einer pneumatischen Abwasserförderanlage liegen im Allgemeinen innerhalb der nachfolgend aufgeführten Werte:

	minimal (typ.)	maximal (typ.)
Volumenstrom	1 m ³ /h	200 m ³ /h
Länge Druckrohrleitung	300 m	12 000 m
Nennweite	DN 80	<DN 300
Arbeitsbehälter	50 l	1750 l
Anzahl Behälter	1	3
Anzahl Kompressoren	1	4
Kompressorleistung	je 1,5kW	je 30kW
Förderdruck	./.	14 bar
überbrückbare Geländeunterschiede	./.	(100 m) real ca. 70m
<i>Sonderausführungen sind möglich</i>		

1.2.1 Einsatz bei langen Druckrohrleitungen

Lange Druckrohrleitungen treten oftmals in entlegenen Gebieten auf, bei denen in einem großen Einzugsgebiet eine geringe Besiedlung vorhanden ist. Die Auslastung einer leistungsfähigen Zentralkläranlage erfordert oftmals den Aufbau einer Entsorgung über eine Druckrohrleitung. Problematisch ist die lange Verweildauer des Abwassers in der Druckrohrleitung, so dass das Wasser bereits in der Leitung zu faulen beginnt.

→ Lösung: Pneumatische Förderung

Regelmäßige Entleerungen der Druckrohrleitung verhindern die Sielhaut und transportieren die Abwässer schnellstmöglich zur Kläranlage.

Bei jedem pneumatischen Fördervorgang des Abwassers aus dem Druckbehälter in die Rohrleitung wird dem Abwasser Luftsauerstoff zugegeben.

1.2.2 Einsatz bei unregelmäßig anfallendem Abwasser

Stark unterschiedlich anfallende Abwassermengen lassen sich oftmals in touristisch erschlossenen Gebieten feststellen. Dazu zählen Naherholungsgebiete, Freizeitparks, Campingplätze oder auch Autobahnraststätten.

Aber auch bei Mischkanalisation mit einem hohen Anteil von versiegelten Flächen ist mit stark schwankenden Zuläufen zu rechnen.

Ebenso kann in der Praxis häufig erst ein Teilausbau des Entsorgungsgebiets vorgenommen werden. Für den späteren Endausbau muss jedoch die maximale Förderkapazität vorgehalten werden.

→ Lösung: Pneumatische Förderung

Die anfallenden geringen Abwassermengen werden von der pneumatischen Förderanlage energiesparend im Teillastbetrieb gefördert; die ATV-Arbeitsblätter gestatten die Förderung mit geringer Fließgeschwindigkeit, weil die Druckleitung nachts mit hoher Fließgeschwindigkeit gespült wird.

Durch zusätzliche Lufteinblasungen kann die Verweildauer des Abwassers in der Druckleitung verkürzt werden. Die nächtliche Entleerung der Druckleitung reinigt die Druckleitung und verhindert das Anfaulen des Abwassers nachts.

1.2.3 Einsatz bei hohen geodätischen Förderhöhen

Im Bergland oder bei welligem Geländeschnitt können große Förderhöhen durch die Geländehöhenunterschiede zustande kommen, da die Druckrohrleitung bei der Verlegung dem Gelände angepasst ist.

Konventionelle Abwasserpumpen mit großen Kugeldurchgängen sind hierfür ungeeignet. Sonderkonstruktionen von Pumpen für hohe Förderdrücke unterliegen starken mechanischen Belastungen. Auch die zu erwartenden Druckstöße erfordern bei konventioneller hydraulischer Abwasserförderung besondere Vorkehrungen (Be- und Entlüftungsventile, verstärkte Armaturen und Druckleitungen).

→ Lösung: Pneumatische Förderung

Ohne zusätzlichen Ausrüstungsaufwand hat eine Standardausführung eines pneumatischen Pumpwerkes der Firma hoelschertechnik-gorator® einen maximalen Förderdruck von 10 bar. Der Grund hierfür ist die Charakteristik der Kompressorenkennlinie: je größer die strömungshemmende Wirkung der Druckleitung ist (manometrische Förderhöhe oder z. B. einsetzender Rohrverschluss) umso höher komprimiert der Kompressor die Arbeitsdruckluft. Theoretisch bewegt sich der vom Kompressor aufgebaute Druck bei Rohrverschluss gegen unendlich; er wird durch Drucküberwachung und Sicherheitsventil typisch bei 10 bar begrenzt. Pneumatische Förderanlage für hohe Förderdrücke werden in 16bar-Technik ausgeführt. Aufgrund des Lufteintrages in die Druckleitung entstehen keine Druckstöße sondern Druckausgleichsschwingungen in der gasfederten Leitung.

1.3 Vorteile

Die pneumatische Abwasserförderung garantiert eine hohe Anzahl an Vorteilen im Vergleich zu konventionellen Pumpstationen.

- Keine rotierenden Teile in Kontakt mit dem Medium,
- Förderung auch schwer beladener Flüssigkeiten möglich,
- Sauberer und wartungsarmer Aufbau bei geringen Wartungskosten,
- großer Kugeldurchgang entspricht dem Rohrrinnendurchmesser,
- Entleerung der Druckrohrleitung möglich,
- Vermeidung von Ablagerungen in der Druckrohrleitung,
- Vollständige Entleerung des Vorschachts und der Arbeitsbehälter; das zulaufende Abwasser wird ohne Rückstau sofort gefördert,
- Keine Geruchsbelästigung,
- Vermeidung von Korrosion in den nachfolgenden Abwasser-Systemen,
- Keine Be- und Entlüftungsventile in der Rohrleitung erforderlich,
- Hohe Förderdruckreserve – Verstopfungen können verhindert werden,
- Abwassertransport auch über große Entfernungen und Höhen,
- Durch Grenzstandsüberwachung werden nur vollständig gefüllte Behälter in die Druckleitung gefördert → exakte Erfassung der Fördermenge,
- Anpassungsfähige Förderleistung und Ausbaustufen.

1.4 Anlagenübergreifende Merkmale

Die Verwendung von pneumatischen Förderanlagen soll durchaus im Gesamtsystem der Abwasserbehandlung gesehen werden. Nicht nur an der Förderstation, sondern auch am Auslauf der Druckrohrleitung sind signifikante Vorzüge im Vergleich zu konventionellem Abwassertransport vorhanden.

1.4.1 Höherer Abscheidegrad

Weil die Inhaltsstoffe im Abwasser bei pneumatischer Förderung nicht durch mechanisch bewegte Teile verändert werden, kommt es nicht zu einer Verdickung der Abwasserfeststoffe. Die große Oberfläche der Feststoffe führt am Abscheiderechen zu einem erwünschten besseren Abscheidegrad. Die Abwasser-Behandlungszeit vermindert sich bei gleichzeitiger Energie- und Wassereinsparung. Der Wirkungsgrad der Abscheidestufe erhöht sich und führt zu einer besseren Betriebswirtschaftlichkeit.

1.4.2 Keine Verzopfung

Ein weiterer positiver Effekt der pneumatischen Förderung liegt in der geringen Verzopfung der Inhaltsstoffe. Die Gefahr von Verstopfungen und Ablagerungen sind hierdurch verringert.

Auch hier ist der betriebswirtschaftliche Gewinn herauszustellen.

1.5 Funktionsbeschreibung System GULLIVER® bei Vollobau

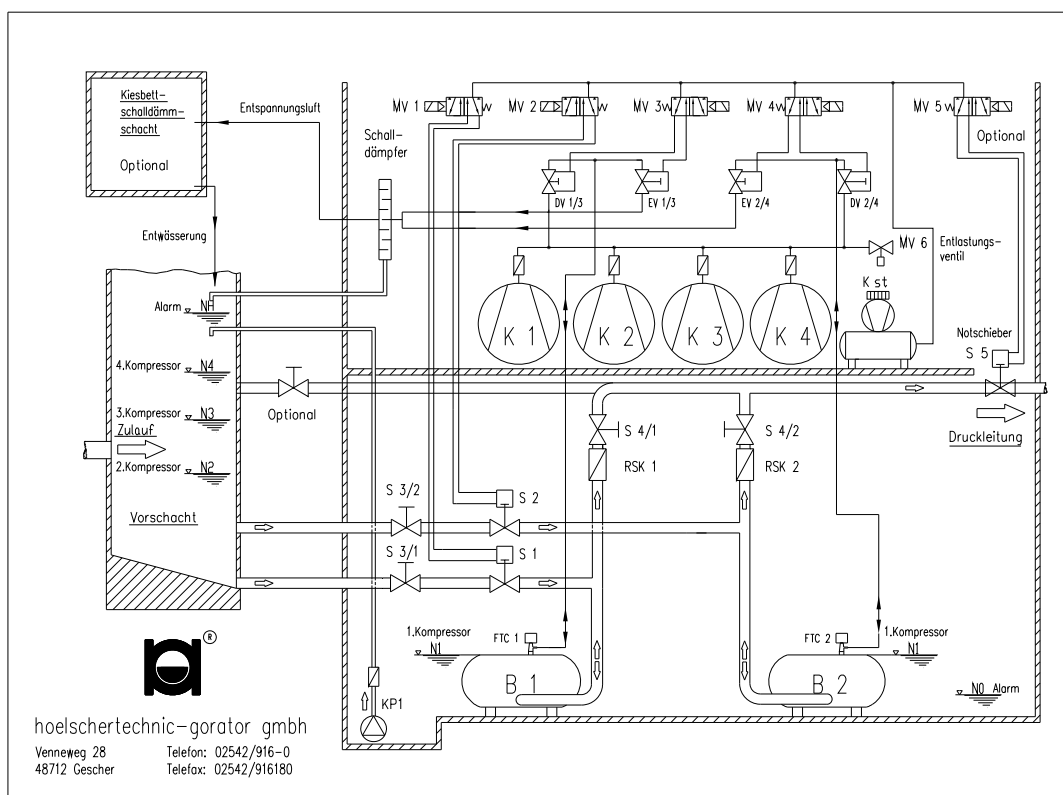


Abbildung 1: Funktionsschema Gulliver®

Ausgangssituation:

Die Anlage ist betriebsbereit, die Behälter sind leer.

Füllvorgang:

Aus dem Vorschacht fließt Abwasser in die Behälter B1 und B2. Die aus den Behältern verdrängte Luft entweicht über die Entspannungsventile EV1/3 bzw. EV2/4 in die Entspannungsleitung. Wenn ein Behälter voll ist (hier im Beispiel

B1), spricht der Füllstandssensor OTC1 im Behälter B1 an. Der Zulauf-Plattenschieber S1 schließt. Das Entspannungsventil EV1/3 schließt. Das weiterhin zulaufende Abwasser fließt in B2.

Druckvorgang (Behälter B1):

Das Druck-Ventil DV1/3 öffnet. Ein Kompressor; K1, K2, K3 oder K4 (Wechselschaltung) läuft an, baut in dem Behälter B1 den Förderdruck auf und beginnt, das Abwasser aus dem Behälter B1 durch Verdrängung mittels Druckluft in die Druckleitung zu fördern. Nach Ablauf der programmierbaren Drückzeit ist der Fördervorgang abgeschlossen und der Kompressor stoppt. Sollte inzwischen B2 voll sein, wird der Kompressor nicht gestoppt sondern auf B2 umgeschaltet.

Entspannung:

Das Druck-Ventil DV1/3 schließt. Das Entspannungsventil EV1/3 öffnet. Die unter Förderdruck stehende Druckluft im Behälter B1 entspannt sich über die Entspannungsleitung in den Schalldämpfer (aerosolfrei). Der Förderdruck in der Druckleitung schließt die Rückschlagklappe RSK1. Bereits kurz vor dem Ende der Entspannung öffnet der Zulauf-Plattenschieber S1 wieder, um den nächsten Füllvorgang einzuleiten. Der restliche Überdruck der Luft im Behälter entspannt über S1 und reinigt den Zulauf. Der Füllvorgang kann neu beginnen.

Im Teillastbetrieb arbeitet die Anlage wechselweise mit Kompressor K1, K2, K3 oder K4. Wenn im Vorschacht der Niveauwert N2 überschritten wird, arbeiten zwei Kompressoren parallel. Wenn im Vorschacht der Niveauwert N3 überschritten wird, arbeiten alle vier Kompressoren parallel bei entsprechend verkürzten Drückzeiten.

Nachblasung:

Zu Beginn der Nacht wird die Druckleitung durch eine Nachblasung mit hoher Fließgeschwindigkeit gespült, gereinigt und nahezu vollständig entleert. Die Nachblasung startet mit dem Schließen der Schieber S1 und S2. Alle Kompressoren werden eingeschaltet und liefern über beide Behälter Druckluft für die Dauer der Nachblasung in die Druckleitung.

Für die im pneumatischen Pumpwerk erforderlichen Stellventile werden pneumatische Antriebe eingesetzt. Die Steuer-Druckluft wird durch den Steuerluft-Kompressor Kst erzeugt und hat einen geregelten Druck von 4 bis 6 bar.

Im Anlagenraum ist eine Tauchpumpe KP1 installiert. Sie pumpt Wasser, das bei Wartungsarbeiten anfällt, in den Vorschacht. Zum Beispiel vom Waschbecken. Wenn im Vorschacht ein Rückstau bis zum Niveau NH auftritt, wird die Störmeldung „Überstau Vorschacht“ ausgelöst. Die Anlage ist mit Sicherheitsventilen ausgerüstet, die bei Drucküberschreitung öffnen.

Optional:

- Die Niveauüberwachung des Anlagenraumes erfolgt über N_0 .
- Bei dem Ansprechen der Niveauüberwachung N_0 (Wassereinbruch im Anlagenraum) schließt automatisch der Notschieber S5 die Druckleitung sowie die beiden Einlaufschieber S1 und S2 den Zulauf zur Anlage. Die Anlage schaltet ab. Optional wird das Magnetventil der Trinkwasserversorgung oder die Brauchwasserversorgung ausgeschaltet. Die Kellerentwässerungspumpe bleibt aktiv.

2 Effiziente Abwasserbewirtschaftung System GULLIVER ®

Innovative Funktionen zeichnen die Arbeitsweise der Förderanlagen Typ „Gulliver®“ aus.

3 Verstopfungs- und ablagerungsfreie Förderung

Erreicht wird eine verstopfungs- und ablagerungsfreie Förderung durch die Entleermöglichkeit (Nachblasung) der Druckrohrleitung und die vollständige Entleerung des Vorschachts und der Arbeitsbehälter.

Überwachungsfunktionen gewährleisten die korrekte Arbeitsweise. Beginnende Verstopfungen können effektiv erkannt und wirksam behoben werden.

3.1 Entleerung / Belüftung Druckleitung (Nachblasfunktionen)

Alle Funktionsweisen realisieren die Belüftung des Abwassers mit sauerstoffreicher Luft und die Entleerung der Druckrohrleitung. Durch die lang anhaltende Strömung werden bei der Nachblasung Ablagerungen in der Druckleitung auch an kritischen Punkten wie Dükerstellen gelöst und ausgetragen. Die Anlage ist so ausgelegt, dass eine mittlere Fließgeschwindigkeit von mindestens 1 m/s erreicht wird. Mitgeführte Luftteinschlüsse sorgen für Turbulenzen mit guter Reinigungswirkung.

Es sind unterschiedliche, autark arbeitende Varianten durchführbar:

Zeitabhängige Nachblasung

Hierbei wird der Nachblasvorgang über eine vom Anwender eingegebene Startzeit eingeleitet. Am voreingestellten Wochentag wird zu der eingestellten Uhrzeit mit allen verfügbaren Kompressoren nachgeblasen. Es sind mehrere Zeiten frei einstellbar. Typisch ist die tägliche Nachblasung zu Beginn der Nacht.

Stillstandsabhängige Nachblasung

Die Steuerung überwacht den Stillstand des Pumpwerkes nach dem letzten Fördervorgang. Die anfallende Stillstandszeit ist ein Maß für die entstehende Verweildauer des Abwassers in der Druckleitung. Die Funktion „Stillstandsabhängige Nachblasung“ ermöglicht durch das Einblasen von Druckluft in die Druckleitung einen Weitertransport des Abwassers obwohl zurzeit kein weiterer Abwasserzulauf stattfindet. Nach Erreichen der im Programm einstellbaren Stillstandszeit wird für eine einstellbare Dauer Druckluft in die Druckleitung eingeblasen.

Typische Werte:

Start einer Nachblasung nach 180 Minuten bis drei Stunden Stillstand

Dauer der „Stillstandsabhängigen Nachblasung“: ca. 1/3 der Nachblaszeit für vollständige Entleerung. In den Nachtstunden entfällt die Funktion „Stillstandsabhängige Nachblasung“, sie wird programmtechnisch unterdrückt.

Die Funktion „Stillstandsabhängige Nachblasung“ hat eine selbstwirkende Begrenzung; sie kommt nicht mehr zur Ausführung, wenn das Pumpwerk ausreichenden Abwasserzulauf hat.

Beispiel:

Ostseesiedlung mit 100 EWG und Campingplatz mit 1000 EWG.

Im Sommer fallen täglich ca. 100 bis 150 m³ Abwasser an. Das Pumpwerk ist gut ausgelastet. Stillstandszeiten der Abwasserförderung betragen maximal 10 Minuten und erreichen nicht den eingestellten Überwachungswert von 60 Minuten.

Im Winter fallen täglich ca. 10 m³ Abwasser an. Es entstehen hohe Stillstandszeiten. Mehrmals am Tage wird die Funktion „Stillstandsabhängige Nachblasung“ ausgelöst.

Druckabhängige Nachblasung

Der Nachblasvorgang wird in Abhängigkeit vom Druck in der Rohrleitung begonnen. Hintergrund ist, dass eine beginnende Verstopfung der Rohrleitung frühzeitig erkannt und durch die Leerung des Systems wirksam entfernt werden kann. Gleichzeitig findet durch die wesentlich erhöhte Fließgeschwindigkeit eine Reinigung der Rohrleitung statt, die hilft Sedimente bzw. Sielhaut abzubauen.

Verstopfungsgefährdungen können z.B. von besonderen Einleitern ausgehen, die kein häusliches Abwasser erzeugen.

3.2 Alternierende Nachblasfunktion

Die Nachblasfunktion kann auch alternierend gewählt werden. Damit ist gemeint, dass sich jeweils für die Dauer des gewählten Nachblasvorgangs die Arbeits- und Stillstandsphasen abwechseln. Hierfür können die Zeiten individuell eingestellt werden. Die stoßartige Beschleunigung des Abwassers führt zu einer weiteren Reinigung der Innenseite der Druckrohrleitung.

3.3 Vollständige Entleerung Vorschacht / Arbeitsbehälter

Durch die vollständige Entleerung der Arbeitsbehälter sowie des Vorschachts ist mit unserem System gewährleistet, dass die Verweildauer des Abwassers möglichst kurz gehalten wird. Sedimentation und Ablagerungen im Gesamtsystem werden gehemmt.

3.4 Überwachungsfunktionen

Grundvoraussetzung für einen ordnungsgemäßen Betrieb der Abwasserförderanlage ist eine durchgängig verstopfungsfreie Druckleitung.

Komplizierte Düker oder Einleitungen von stark sedimentierenden Stoffen (z.B. Lebensmittelindustrie) vergrößern die Gefahr von Rohrverengungen. Auch ein Mischkanalsystem, das mit dem Regenwasser, gerade nach Beendigung einer langen Trockenperiode, einen hohen Anteil an Bodenstoffen einträgt, kann Absetzungen in der Rohrleitung begünstigen.

Obwohl u.a. die Nachblasfunktionen aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeiten und der Entleerung diesem entgegenwirken, ist eine fortlaufende Überwachung der Rohrleitung zweckmäßig.

Bei unseren Systemen sind diese Kontrollfunktionen bereits implementiert. Die aktuellen Messwerte werden permanent mit den vorgegebenen Überwachungsgrößen verglichen. Bei Abweichungen erfolgt eine entsprechende Meldung. Weiter wird der beginnenden Verstopfung entgegengewirkt indem die Anlage (wahlweise) automatisch eine Entleerung der Druckrohrleitung vornimmt.

Sollte sich das Problem wider Erwarten trotz der hohen Druckreserven nicht selbständig lösen, wird die Anlage abgeschaltet. Auch hier erfolgt eine sofortige Meldung an das Betriebspersonal.

4 Keine Fäulnisbildung und Geruchsbelästigung

4.1 Nachblasfunktionen

Die Arbeitskompressoren unserer pneumatischen Abwasserförderanlage werden für die Nachblasungen der Druckleitung eingesetzt, um diese weitgehendst zu entleeren. Dadurch wird vermieden, dass bei zu langer Aufenthaltszeit der Rohrinhalt in Faulung gerät, da der mitgeführte Luftsauerstoff verbraucht wird. Die einzelnen Funktionsweisen sind im vorherigen Kapitel beschrieben und kommen auch hier zum Tragen.

4.2 Lufteintrag bei der Förderung

Unsere pneumatischen Abwasserförderanlagen geben dem Abwasser bei jedem Fördervorgang komprimierte Luft und somit auch Sauerstoff hinzu. Die eingetragene Luft gelangt durch den Fördervorgang in die Druckleitung. Dabei findet eine Durchmischung des Abwassers mit Sauerstoff statt. Da im Verlauf der Rohrleitung keine Be- oder Entlüfter vorhanden sind, kann die eingeschlossene Luft nicht entweichen. Anders als bei konventioneller Förderung mittels Pumpen, bei der keinerlei Lufteinschlüsse in der Leitung vorhanden sind, wird dem Umwandlungsprozess von aeroben in den anaeroben Zustand während des Transports entgegengewirkt. Das Abwasser gelangt in hoher Qualität und ohne Faulprozess zur Kläranlage.

4.3 Stillstandsüberwachung gegen Stagnation bei geringem Zulauf

Geringe Wasserzuläufe verursachen durch die langen Aufenthaltszeiten weitere Probleme. Um der Stagnation bei geringem Zufluss entgegenzuwirken sind pneumatische Förderanlagen vom Typ „Gulliver®“ mit einer automatisch wirkenden Schutzfunktion ausgestattet. Wird eine zu lange Aufenthaltszeit registriert, startet automatisch der Förderprozess. Das Abwasser wird dann weiter transportiert und der Luftanteil in der Druckleitung erhöht. Eine Stagnation wird verhindert.

5 Energieoptimierte Förderung

In Zeiten steigender Energiepreise wird es immer wichtiger, Kosten für die notwendige Energie einzusparen. Daher bieten wir auch hier die entsprechenden Lösungen an, die bereits im Gesamtsystem „Gulliver®“ integriert sind.

5.1 Bedarfsabhängige Luftliefermenge

In Abhängigkeit des sich in der Druckrohrleitung einstellenden momentanen Drucks wird bei Systemen des Typs „Gulliver®“ die notwendige Luftliefermenge gesteuert. Dieses geschieht vollkommen automatisch. Im Automatisierungsgerät sind die unterschiedlichen Kompressorkennlinien abgelegt. In jedem Zyklus werden diese Kennlinien mit den momentan

gemessenen Prozesswerten verglichen und die Aggregate energieoptimiert gesteuert. Die Arbeitsbehälter werden optimiert entleert.

5.2 Bedarfsgerechte Entleerung / Belüftung der Druckleitung

Eine energieoptimierte Entleerung (Nachblasung) der Druckrohrleitung kann ebenfalls in Abhängigkeit des Rohrleitungsdrucks erfolgen. Die Anlage ermittelt automatisch, wann die geforderte Entleerung der Druckleitung stattgefunden hat. Der Prozess wird bei Erkennen des Leerzustands vorzeitig beendet. Dadurch ergibt sich gerade bei teil- oder mindergefüllten Leitungen eine deutliche Energiekosteneinsparung, bei gleichzeitiger Gewährleistung einer Entleerung der Rohrleitung. Alle Funktionsweisen realisieren die Belüftung des Abwassers mit sauerstoffreicher Luft.

5.3 Fördermengenbegrenzung

Eine Begrenzung der Fördermenge kann wahlweise eingeschaltet werden. Auch diese Funktion ist standardmäßig bei unseren Anlagen hinterlegt. Gerade bei Mischwasserkanalisation ist es in Verbindung mit vorgelagerten Regenrückhaltebecken nicht erforderlich, bei Regenwetterereignissen die vollständige Wasserfracht abzuführen. Die Begrenzung der Fördermenge kann passwortgeschützt vom Anwender vorgenommen werden. Dabei ist das Messintervall sowie die begrenzte Menge frei vorgebar.

5.4 Kontinuierliche Betriebsweise

Ein zusätzliches Einsparpotential ergibt sich wenn die energieoptimierte Wasserförderung aktiviert wird. Die Förderanlage ändert nun Ihre Arbeitsweise, indem ein kontinuierlicher Förderablauf angestrebt wird. Ziel ist es in zuflussarmen Betriebszeiten die Förderung so zu steuern, dass ein möglichst taktarmer Zustand erreicht wird. Dabei ist jedoch immer vorausgesetzt, dass es nicht zu einer langen Stagnation der Abwässer kommt um Faulung vorzubeugen. Auch hier überwacht das Automatisierungsgerät die maximalen Prozesszeiten.

6 Steuer- und Überwachungsfunktionen

Zu einer Kanalbewirtschaftung gehört auch eine einwandfreie und verlässliche Kontrolle. Automatisch wirkende Steuer- und Kontrollfunktionen gehören bei unseren Anlagen zum Standard.

6.1 Fremdwasserprotokollierung

Zu einer effizienten Kanalbewirtschaftung gehört auch die ständige Abschätzung der erwarteten und Überwachung der ankommenden Abwassermengen. Ein großes Problem ist sowohl bei Mischwasser- als auch bei Trennsystemen das Vorhandensein von unzulässig eingeleitetem Fremdwasser. Sowohl der Transport als auch die Behandlung in der Kläranlage führt zu hohen nicht abgedeckten Kosten. Die Protokollierung dieser Fremdwassermengen kann ebenfalls automatisch erfolgen. Es stehen dem Betreiber zwei autark arbeitende Messintervalle zur Verfügung, die individuell zu parametrieren sind.

Zur Auswertung der erfassten Fremdwassermengen kann der Betreiber Niederschlagsaufzeichnungen heranziehen und abschätzen, ob Grundwassereinbruch, ungewollte Regenwasserzuläufe oder Fremdeinleitungen vorliegen.

6.2 Betriebsdatenerfassung

Der Anlagenbetreiber kann bei Anlagen vom Typ „Gulliver®“ den Status sämtlicher Aggregate abfragen. Mit diesen Daten können detaillierte Aussagen und Kontrollen des Gesamtsystems getätigt werden. Bei unserem System werden für jedes Aggregat u.a. einzeln dargestellt:

- Fördermenge gesamt,
- Fördermenge einzel,
- Betriebsstunden Kompressoren gesamt,
- Betriebsstunden Kompressoren einzel,
- Fremdwassermenge täglich,
- Fremdwassermenge wöchentlich,
- Wartungsintervalle,
- Wartungshinweise.

6.3 Wiederkehrende Druckleitungsprüfung

Eine leakagefreie Druckrohrleitung ist Grundvoraussetzung für einen ordnungsgemäßen Betrieb einer Förderanlage. Unmittelbar nach Fertigstellung der Druckleitung erfolgt daher eine Dichtigkeitsprüfung.

Für den Betreiber ist eine derartige Prüfung im laufenden Betrieb nahezu nicht mehr durchführbar. Sowohl die Messtechnik als auch die für Protokollierung erforderlichen Datenspeichersysteme stehen dem Personal oftmals nicht zur Verfügung.

Abhilfe schafft die bereits in der Anlage Typ „Gulliver®“ integrierte Funktion der wiederkehrenden Druckleitungsprüfung. In einem vereinfachten Messzyklus kann der Betreiber selber die vorhandene Rohrleitung und damit sein Gesamtsystem testen. Der Prüfablauf erfolgt menügeführt. Nur wenige Handgriffe sind vom Personal selber erforderlich. Die Messung dauert ca. 1,5 Stunden und protokolliert in Intervallen den aktuell gemessenen Prüfdruck.

6.4 Momentane Durchflussleistung

Eine Besonderheit stellt die Anzeige der momentanen Förderleistung dar, die mit unseren Anlagen möglich ist. Hier kann der Betreiber sofort die Leistungsfähigkeit der Anlage erkennen. Es ist ein weiteres Indiz, um eine Aussage für die Kanalbewirtschaftung treffen zu können. Höchst sinnvoll ist, wenn dieser Messwert von der zentralen Leitstelle ausgewertet wird, um im Gesamtsystem die derzeitige Gesamtbelastung diagnostizieren zu können.

6.5 Störmeldearchivierung

Selbst bei so zuverlässigen und wartungsarmen Anlagen des Systems „Gulliver®“ können Störungen auftreten. Natürlich ist das Auftreten von Fehlern nicht sehr angenehm. Hilfreiche und detaillierte Störmeldetexte und die Möglichkeit weitere Hilfeseiten im Bedienteil aufrufen zu können, geben dem Servicepersonal jedoch große Unterstützung um den Fehler schnell zu lokalisieren und beseitigen zu können.

Einen großen Nutzen hat die integrierte Störmeldearchivierung, die jeden Fehler beim Auftreten, bei der Quittierung und Beendigung abspeichert und in der

Störmeldeliste darstellt. Das Steuerungsprogramm führt im Hintergrund verschiedene Sinnfälligkeitskontrollen durch. Verdeckte Fehler werden dadurch erkannt und auf dem Display als Meldung angezeigt.

6.6 Protokollausdruck

Bei unserem System haben Sie die Möglichkeit über einen angeschlossenen Drucker ausführliche Protokolle zu erstellen. Hierbei kann es sich entweder um automatische Ausgaben oder um manuell angestoßene Aufträge handeln:

- Diagnose-/Übergabeprotokoll,
- Störmeldelisten,
- Störmeldungen direkt,
- Betriebsdaten täglich,
- Betriebsdaten wöchentlich,
- Fremdwassermenge täglich,
- Fremdwassermenge wöchentlich,
- wiederkehrende Druckleitungsprüfung.

7 Integrationsmöglichkeit an Prozessleitsysteme

Im Zuge des ständigen Ausbaus der Abwassersysteme steigen die Anzahl und die Entfernung der notwendigen Förderanlagen. Die Überwachung dieser Stationen durch das Betreiberpersonal hat sich geändert. Einerseits können mit dem vorhandenen Personal nicht mehr alle Anlagen turnusmäßig angefahren werden, andererseits wird eine immer schnellere Reaktionszeit verlangt.

Die Schlagwörter Fernüberwachung, Fernalarmierung und Fernzugriff sind heutzutage für die Abwassertechnik keine Fremdworte mehr, sondern demonstrieren die Notwendigkeit moderner Leitsysteme. Für die Steuerungstechnik der Abwasserförderanlagen bedeutet dieses, dass eine integrative Anbindung an die unterschiedlichen Leitsysteme möglich sein muss.

Höchste Priorität haben in den Anlagen auftretende Störungen. Eine derartige Meldung muss, je nach Wichtigkeit, entweder verzögert oder sofort weitergeleitet werden.

Der gesamte Status der Anlage kann ebenfalls von der Zentrale abgefragt werden. Hierzu gehören Stellungen von Ventilen, Betriebsmodusvorwahlen der Aggregate, Wasserstandsmesswerte sowie Betriebszeiten und Fördermengen.

Ein Fernzugriff ist dann notwendig, wenn Aggregate bei Bedarf von der Ferne angesteuert werden müssen. Hier bietet sich häufig auch die Möglichkeit einen Programmierzugriff auf die Anlage zu realisieren.

Die Kommunikationsverbindung zwischen Pumpwerk und Leitstand kann verschiedenartig aufgebaut sein. Oftmals werden Telefonverbindungen verwendet (analog / ISDN). Auf dem Vormarsch sind Funkverbindungen, zu denen u.a. das GSM-Netz gehört, aber auch GPRS (Kosten sind volumenabhängig vom Datenaufkommen).

Selbstverständlich werden auch Standleitungen benutzt, die geringe fortlaufende Kosten aufweisen wenn es sich um Eigentumsleitungen handelt.

Förderanlagen vom Typ „Gulliver®“ sind mit modernen Automatisierungsgeräten ausgestattet, die eine vielfältige Anbindung an moderne Leitsysteme ermöglichen. Eine Integration in die häufig vorhandene Infrastruktur ist möglich.

8 Zusammenfassung

Pneumatische Abwasserförderanlagen vom Typ „Gulliver®“ der Firma hoelschertechnik-gorator® GmbH & Co. KG stellen in zahlreichen Einsatzfällen eine vorteilhafte Lösung gegenüber konventioneller Abwasserförderung mittels Pumpen dar.

Prädestiniert sind diese Anlagen auch für problematische Gegebenheiten. Bedingt durch den hohen Lufteintrag, der hohen Fließgeschwindigkeit in der gesamten Druckrohrleitung und der Möglichkeit einer Entleerung der Leitung können wirkungsvoll lange Verweilzeiten sowie Sedimentationen unterbunden werden.

Eine effiziente und energieoptimierte Kanalbewirtschaftung wird zudem dadurch unterstützt, dass sämtliche Parameter automatisch durch die Steuerungstechnik überwacht werden. Zustandsänderungen können sofort festgestellt werden.

Die pneumatischen Abwasserförderanlagen vom Typ „Gulliver®“ liefern ein Gesamtkonzept für die Abwasserförderung und Bewirtschaftung.

9 Referenzliste pneumatischer Anlagen in Österreich

Angefügt sind in Kurzform die momentan in Österreich errichteten pneumatischen Förderanlagen vom Typ hoelschertechnik-gorator® „Gulliver®“.

Kunde	Nr.	Pumpstation	Menge m³/h	Förderhöhe bar	Rohrlänge m	Kompressoren	Behälter l	Baujahr
Marktgem. Ringelsdorf-Niederabsdorf	1	Niederabsdorf	72,00	2,500	3.750	3x 11 kW	1.000	2004
Marktgem. Ringelsdorf-Niederabsdorf	2	Ringelsdorf	36,00	3,000	1.600	2x 11 kW	525	2004
Gemeinde Wiesmath	3	Geretschlag 1	2,20	4,950	970	2x 4,0 kW	125	2004
Gemeinde Wiesmath	4	Geretschlag 2	3,20	5,500	1.017	2x 5,5 kW	300	2004
Gemeinde Wiesmath	5	Sperkerriegel	3,20	3,380	1.320	2x 3,0 kW	125	2004
Heeresverwaltung Allentsteig	6	Lager Kaufholz	2,20	2,720	1.500	1x 5,5 kW	300	2006
Stadt Waidhofen a.d. Thaya	7	Vestenötting	4,05	5,950	1.809	2x 3,0 kW	125	2005
Raabs a.d. Thaya	8	Großau	5,28	3,930	2.650	2x 5,5 kW	300	2005
Raabs a.d. Thaya	9	Modsiedl	11,40	2,430	1.430	2x 3,0 kW	300	2005
AWV mittleres Burgenland	10	Raiding	19,30	4,370	3.162	2x 11 kW	300	2006
Marktgemeinde Rastenfeld	11	Sperkental	20,20	11,950	3.111	2x 22 kW	300	2006
Marktgemeinde Rastenfeld	12	Niedergrünbach	5,94	3,820	872	2x 4,0 kW	125	2006
AWV Fladnitztal	13	Hohe Brücke	150,00	5,500	2.100	4x 30 kW	1.750	2006
Marktgemeinde Sallingberg	14	Armschlag	2,54	3,220	1.507	2x 3,0 kW	125	2007
Marktgemeinde Schönberg am Kamp	15	Freischling	10,80	4,560	2.646	2x 5,5 kW	300	2006
Gemeinde Pischelsdorf	16	Siegerting	5,90	7,10	3.377	2x 5,5 kW	125	2007
RHV Oberpinzgau Mitte	17	Enzingerboden	54,00	1,70	610	1x 5,5 kW	300	2006
Gemeinde Prellenkirchen	18	Prellenkirchen	13,32	1,80	872	2x 4,0 kW	300	2007
Wasserverband Ossiacher See	19	Dellach	3,60	5,90	843	2x 4,0 kW	125	2007

Korrespondenz an:

Autoren Ernst Ehret / Dipl.-Ing. Thomas Kühl

Institution **hoelschertechnik-gorator® GmbH & Co. KG**

Adresse Venneweg 28
D-48712 Gescher
Deutschland

Tel +49 2542 916-0

eMail info@hoelschertechnik.de

Internet www.hoelschertechnik.de

Erfahrung aus der praktischen Anwendung verschiedener Methoden zur Geruchsbekämpfung in Abwasserdruckleitungen

E. Saračević, N.Matsché

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und
Abfallwirtschaft und der TU Wien

Abstract:

Verschiedene Methoden, zur Bekämpfung von Sulfid in Abwasserdruckleitungen, wurden in vorhandenen Systemen zum Abwassertransport getestet. Praktisch gemessene Sulfid-Werte wurden verglichen mit theoretischen, nach verschiedenen Modellen, aus der Literatur, berechneten Werten. Dabei sind in manchen Fällen die berechneten Werte vielfach höher als die analytisch ermittelten Ergebnisse. Die mechanische Reinigung, von Druckleitungen, und Biofilmentfernung, mit Hilfe verschiedenen Molchungs Verfahren hat eine kurzfristige Wirkung von nur ein paar Tagen. Sehr erfolgreich wurde der Einsatz von Eisensalzen für die Entfernung vom Sulfid und Nitratsalz für die Gewährleistung von anoxischen Bedingungen in den Druckleitungen durchgeführt. Die Anwendung von Druckluft für den Abwassertransport und für die Belüftung der Druckleitungen wurde ebenfalls mit Erfolg getestet. Diese Methoden, zur Sulfid Bekämpfung, wurden auf Anwendbarkeit und Wirtschaftlichkeit überprüft und verglichen.

Key Words: Biofilm Entfernung, Sulfid Bekämpfung, Molchung, Pneumatischer Abwassertransport, Druckleitungen, Kosten für Sulfid Bekämpfung

1 Einführung

Unter anaeroben Bedingungen können Mikroorganismen hochmolekulare organische Substanzen vergären (reduzieren) , um Energie zu gewinnen. Dabei entstehen organische Zwischenprodukte (Alkohole und org. Säuren) aber vor allem auch H_2S , die sich durch intensiven Geruch un Korrosivität auszeichnen.

Diese Probleme sind sowohl in den Freispiegel als auch in den Druckleitungen zu beobachten.

Durch die Kontrolle der chemisch-physikalischen Prozesse während des Abwassertransports ist die Bekämpfung von diesen Problemen möglich, sodass die Stoffe die diese Phänomene verursachen nicht vorhanden sind.

Es ist möglich:

- die Produktion dieser Stoffe zu verhindern
- oder sie mit der entsprechenden Methode aus dem System zu entfernen.

Anaerobe Prozesse in den Druckleitungen sind sehr komplex und schwer zu verfolgen, deswegen wurde versucht, aus den wenigen Parametern, die als Kontrolle anaerober Prozesse zur Verfügung stehen, einen zu finden der diese Prozesse am besten beschreibt.

Sulfid wurde allgemein als Indikator oder Referenzverbindung für die Probleme in Abwasserdruckleitungen betrachtet, wobei die maßgebenden Eigenschaften für die Auswahl sind:

es entsteht bei allen Anaerobprozessen wenn Schwefelverbindungen vorhanden sind

- es hat eine sehr niedrige Geruchsschwelle
- es verursacht Korrosion
- es ist toxisch
- es existieren einfache analytische Bestimmungsmethoden

Grundsätzlich bestehen drei Möglichkeiten Schwefelwasserstoff in der Kanalisation zu bekämpfen:

- Entfernung bzw. Bekämpfung der Sichelhaut (Minimierung der Biomasse)
- Unterbinden der H_2S -Produktion durch Chemikalieneinsatz (Verhinderung anaerober Verhältnisse)
- Bekämpfung des produzierten H_2S

Dies kann mit Hilfe verschiedener physikalischer und chemischer Methoden erreicht werden, wobei in der Abwasserwirtschaft auf Grund der Wirtschaftlichkeit nur ein paar Methoden brauchbar sind.

Im Projekt wurde die Anwendung verschiedener Mitteln wie Eisensalze, Nitrat, der Einsatz von Druckluft bzw. Methoden wie Lecamolchung für die Schwefelwasserstoffbekämpfung bzw. Korrosion- und Geruchsprobleme untersucht.

Die Anwendbarkeit, dieser Mittel und Methoden, wurden aus technischer und aus wirtschaftlicher Sicht auf mehreren Anlagen überprüft und miteinander verglichen. Bei mehreren Anlagen wurde die jeweils beste Methode als endgültige Lösung angenommen.

Es wurden in der Vergangenheit, besonderes in den achtziger Jahren, mehrere Studien mit sehr guten Ergebnissen über diese Problematik erstellt (Lhose, US EPA). Im Projekt KUGPIA wurde versucht, noch einmal die wichtigsten Parameter und den neuesten Stand zu berücksichtigen.

2 Auswahlkriterien für ein Sulfid Bekämpfungsverfahren

Die Auswahl der am besten geeigneten Behandlungsverfahren zur Vermeidung der Sulfidbildung und ein objektiver Vergleich unterschiedlicher Maßnahmen ist nur dann möglich, wenn verschiedene Verfahren unter identischen Bedingungen - gleiche technische Anlage und vergleichbare Versuchsbedingungen wie Temperatur und Abwasserqualität - verglichen werden können.

Da für die Beurteilung einer Versuchseinstellung mehrere Wochen benötigt werden, sind selbst bei der Anwendung verschiedener Verfahren in ein und derselben Druckleitung niemals die gleichen Versuchsbedingungen einzuhalten, da sich auf Grund der verschiedenen Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse kaum Perioden mit identischen Bedingungen finden lassen.

Bei dem Forschungsprojekt wurde unter Berücksichtigung der oben genannten Überlegungen davon ausgegangen, dass unterschiedliche Behandlungsverfahren auf unterschiedlichen Standorten untersucht werden, um eine möglichst breite Information über zu erwartenden Betriebsumstände zu erhalten. Durch diese Vorgangsweise kamen die unterschiedlichen Produkte bzw. Behandlungsmaßnahmen bei sehr unterschiedlichen Gegebenheiten zum Einsatz, die keinen unmittelbaren Vergleich auf Basis der Kosten bzw. des Chemikalienverbrauchs zulassen. Um nun einen Vergleich der verschiedenen Verfahren zu ermöglichen, wurde von der Überlegung ausgegangen, dass sowohl die Geruchsbildung als auch die Korrosionsgefahr von der Intensität der H₂S Bildung bestimmt wird.

Tabelle 1: Zusammenstellung der untersuchten Behandlungsverfahren

Abwasserverband	Druckleitung (DL)	Symbol	DL Länge	DL Durchmesser	Abwasser Menge	Rt	Behandlungsverfahren
			m	m	m ³ /d	h	
AWV Fürstenfeld	DL Übersbach	A	4105	0,200	355	8,7	Eisensalze
AWV Seewinkel	DL Pannonia	B	3220	0,150	147	9,9	Eisennitrat, Eisensalz Molchung mit Leca, Kalk
	DL Seebad	C	4100	0,150	240	7,2	Klassische Molchung
ABA Guntramsdorf	DL HPW	D	2370	0,400	2775	2,2	Eisensalz
	DL BP Raststätte	E	1800	0,090	30	8	Druckluft Spülung
RHV NSW	Sammler Nord	F	4560	0,440	3443	4,9	Nitratsalz
	Sammler Süd	G	5034	0,400	2391	6,3	Nitratsalz
	Sammler West	H	1346	0,240	921	1,7	Nitratsalz
GAV Unteres Zayatal	DL Ringelsdorf- Paltendorf	I	3741	0,170	263	4,3	Pneumatische Abwassertransport

2.1 Berechnung der Sulfidentwicklung in Druckleitungen

Um die Sulfidentwicklung in Druckleitungen voraus zu berechnen, wurden in vielen Untersuchungen verschiedener Autoren (Tabelle 2) empirische Gleichungen entwickelt. Da viele Parameter, wie z.B. Temperatur, Aufenthaltszeit des Abwassers, sowie Länge und Durchmesser der Druckleitung unterschiedlich starken Einfluss auf die Sulfidbildung haben, ist die Anwendbarkeit der vorgeschlagenen Gleichungen jedoch begrenzt und stets bei den gegebenen örtlichen Bedingungen erneut zu prüfen.

Tabelle 2 zeigt eine Auswahl der bekanntesten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Sulfidentwicklung in Druckleitungen.

Tabelle 2: Übersicht Berechnungsverfahren für die zu erwartende Sulfidbildung

Analysis	Parameters	Gleichung
Thistlethwayte (1972)	BSB5, Sulfat Konzentration, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot u \cdot BOD_5^{0,8} \cdot [SO_4]^{0,4} \cdot 1,14^{(T-20)} \cdot r^{-1}$
Boon, Lister (1975)	CSB, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 0,228 \cdot 10^{-3} \cdot COD \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot r^{-1} \cdot (1 + 0,37 \cdot D)$
Pomeroy (1976)	BSB5, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 1,0 \cdot 10^{-3} \cdot BOD_5 \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot r^{-1} \cdot (1 + 0,37 \cdot D)$
Hadjiangelou (1984)	Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\Delta S = \frac{0,975 \cdot t}{D} ; \Delta S = \frac{0,67 \cdot t^{1,07}}{D} \cdot 1,07^{(T-20)}$
ATV-A 116 (1992)	Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$\Delta S = \frac{C \cdot t}{d}$
Nielsen, Hvitved-Jacobsen, Raunkjaer (1998)	CSB, Temperatur, Druckleitungsdurchmesser, Fließzeit	$rs = a \cdot (COD_{sol} - 50)^{0,5} \cdot 1,03^{(T-20)}$

wobei:

$\frac{dS}{dt}$	Sulfidanreicherung in [mg/l/h]
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in [mg/l]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf in [mg/l]
COD _{sol}	Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf [mg O ₂ /l]
SO ₄	Sulfat in [mg/l]
u	Abwassergeschwindigkeit in der Druckleitung in [m/s]
T	Abwassertemperatur in [°C]
D	Druckleitungsdurchmesser in [m]
r	Hydraulischer Radius in [m]
t	Mittlere Aufenthaltszeit in der Druckleitung [min]
d	Druckleitungsdurchmesser in [cm]
C	Koeffizient (C=2,0) (Vakuum = 1; DL = 2)
rs	Sulfidproduktionsrate [g/m ² /h]
a	Korrekturkoeffizient für Abwassermatrix
M	Sulfidflusskoeffizient für vollgefüllte Leitungen [m/h]
EBOD	Effektive BOD=BODx1,07(T-20) [mg/l]
ΔS	Sulfide Konzentration (mg/l)

Der Einfluss der Temperatur auf die Sulfidproduktion wird bei allen Modellen im gleichen Maß berücksichtigt. Sonst werden bei jedem Modell andere zusätzliche Parameter als wichtig erachtet.

Ähnlich wie bei Pomeroy (1976) nimmt Boon und Lister Modell (1975) CSB, Druckleitungsdurchmesser und Aufenthaltszeit zur Berechnung. Bei Thistlethwayte (1972) ist die Sulfatkonzentration ein zusätzlicher Parameter für die Berechnung der Sulfidproduktion.

Das Hadijanghelou Model (1984) ist entstanden als Resultat des Versuchs mehrere Modelle zu vergleichen und zu überprüfen. Seine vereinfachte Gleichung bestätigt, dass eine Abwasserdruckleitung im Bezug auf die Sulfid Bildung mit einem Biofilmreaktor verglichen werden kann und die Produktion von Temperatur, Aufenthaltszeit und Durchmesser der Leitung abhängig ist.

Im Modell vom Nielsen und Jacobsen (1989) wird die Abwassermatrix speziell berücksichtigt (Industrieanteil), weil sie einen starken Einfluss auf die Sulfidproduktion hat.

In keinem der in der Literatur beschriebenen Zusammenhänge zwischen Abwasserqualität, Temperatur, Aufenthaltszeit, etc, wird Bezug darauf genommen, dass bei Druckleitungssystemen mit hintereinander geschalteten Druckleitungen die Vorbelastung des Abwassers mit Sulfid von sehr großem Einfluss ist und zu einer Verstärkung des Sulfidbildungspotenzials führt. Dieser Effekt wird verursacht durch Abwasserveränderungen die im Kanal kontinuierlich ablaufen:

- Abwasserversäuerung
- Impfung mit Desulfurikanten

2.1.1 Praktische Ergebnisse der Berechnung der Sulfidbildung nach unterschiedlichen Modellen

Die unterschiedlichen Berechnungsmodelle wurden für die im Projekt untersuchten Druckleitungen angesetzt und mit dem experimentellen Sulfidmittelwert bei vergleichbaren Betriebsbedingungen ermittelt.

Die Sulfidmittelwerte wurden dabei über einen Zeitraum von mehreren Tagen vor Beginn der Behandlungen in den jeweiligen Druckleitungen bestimmt. Die so ermittelten Werte sind in Abbildung 1 dargestellt. Die unterschiedlichen Leitungen zeigen deutliche Unterschiede der Sulfidbildungspotentiale auf.

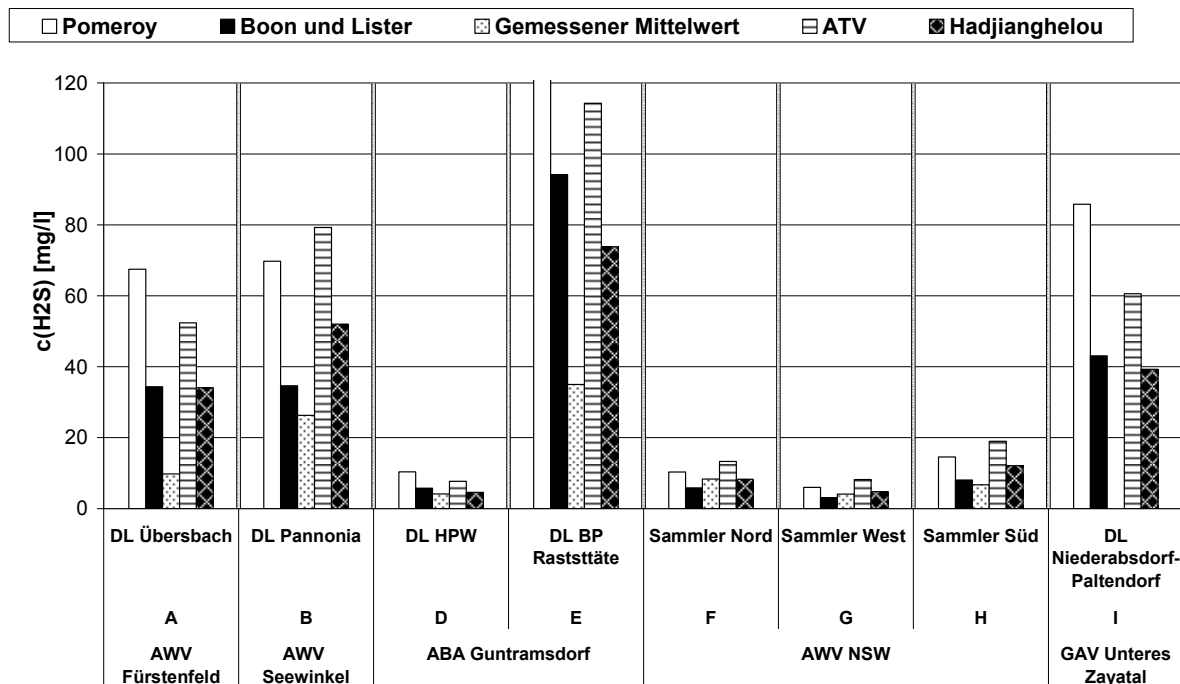


Abbildung 1: Berechnungsvarianten des Sulfidbildungspotentials im Vergleich zu den gemessenen Sulfidmittelwerten

Bei Leitungen mit großem Durchmesser (G und H Leitung bei AWW NSW) und D Leitung im Guntramsdorf) sind nach dem Modell gerechnete Werte und gemessene Mittelwerte mehr oder weniger im gleichen Bereich. Bei den Druckleitungen mit kleinerem Durchmesser, wie A, B und E sind theoretisch berechnete Werte bis zu drei Mal höher als praktisch ermittelte Mittelwerte. Weiters ist zu bemerken, dass die Berechnungen nach den Modellen von Pomeroy und ATV in der Regel immer viel zu hohe Werte ergeben, wobei die experimentell ermittelten Werte die nach Boon und Lister bzw. nach Hadjianghelou berechneten Werte am nächsten kommen.

Diese großen Abweichungen sind durch die unterschiedlichen Bedingungen unter denen die Modelle entwickelt wurden, zu erklären wobei die wichtigsten Bedingungsunterschiede sind:

- Regionale Unterschiede
- Klimatische Unterschiede

Bei existierenden Leitungen kann das Sulfidpotential experimentell ermittelt werden und sollte zur Absicherung mit den verschiedenen Modellansätzen abgestimmt werden. Bei neu zu errichtenden Druckleitungen muss aufgrund der

beeinflussenden Faktoren (Abwasserkonzentration etc.) das Sulfidbildungspotential berechnet werden und als Basis für die Entscheidung der entsprechenden Verfahrenswahl dienen. Die ermittelte bzw. berechnete Sulfidmenge bietet die beste Basis für die Berechnung eines theoretischen Chemikalienverbrauches.

In der Tabelle 3 sind die Chemikalien für Bekämpfung von Sulfid die während dem Projekt KUGPIA zum Einsatz gekommen sind angeführt.

Tabelle 3: Preise und Eigenschaften verschiedenen Produkte für Bekämpfung von H₂S

Produkt	Produkt Preis (Gitterbox)	Produkt Preis (Tankzug)	Wirkstoff	kg Wirkstoff /100 kg Produkt	mol Wirkstoff / kg Produkt	Wirkstoff Preis (Gitterbox)
	€/T	€/T		kg/100kg	mol/kg	€/mol
Bellair green (FeCl ₂)	345	235	Fe ²⁺	14	2,51	0,137
Bellair green plus (FeCl ₃)	427	255	Fe ³⁺	13,8	2,47	0,173
Donau klar classic (FeCl ₃)	245	145	Fe ³⁺	13,8	2,47	0,099
Anaerite 263 Hi (Fe(NO ₃) ₃)			Fe ³⁺	7,39	1,32	
			NO ₃ ⁻	24,61	3,97	
	790	400	Fe ³⁺ , NO ₃ ⁻	32,0	5,29	0,149
Nutriox (Ca(NO ₃) ₂)	240	/	NO ₃ ⁻	33,88	5,46	0,044

Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass je nach eingesetzten Chemikalien Nebenreaktionen ablaufen, die ebenfalls einen Chemikalienverbrauch haben. Beispielhaft dafür sind folgende Nebenreaktionen:

- die Bildung von Eisenphosphat beim Einsatz von Eisensalzen
- der anoxische Nitratverbrauch für leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen

Bei Einsatz von Eisensalze zur Sulfid Bekämpfung ist der Verbrauch an Pufferkapazität zu berücksichtigen. In Abwasser mit niedrigerer Säurekapazität kann im Fall einer stärkeren Sulfid Produktion und damit hoher notwendiger Eisendosierung eine starke pH Absenkung erfolgen, die Probleme bei der Abwasserreinigung (speziell Nitrifikation) verursachen kann.

Bei der Anwendung von Nitrat werden leicht abbaubare Kohlenstoff-Verbindungen im Abwasser verbraucht, wodurch die Dentrifikationleistung auf Kläranlage verringert werden kann.

Deswegen ist es notwendig bei der Auswahl der Chemikalien sowohl diese Nebenreaktionen als auch die Folgen für das ganzes Abwasserreinigungssystem zu berücksichtigen.

2.2 Beurteilung verschiedener Methoden zur Sulfid Bekämpfung

In Abbildung 2 sind die aufgrund der stöchiometrischen Zusammenhänge ermittelten theoretischen Wirkstoffverbräuche und die in der Praxis erfolgten spezifischen Zugabemengen (basierend auf Tagesfrachten) gegenübergestellt.

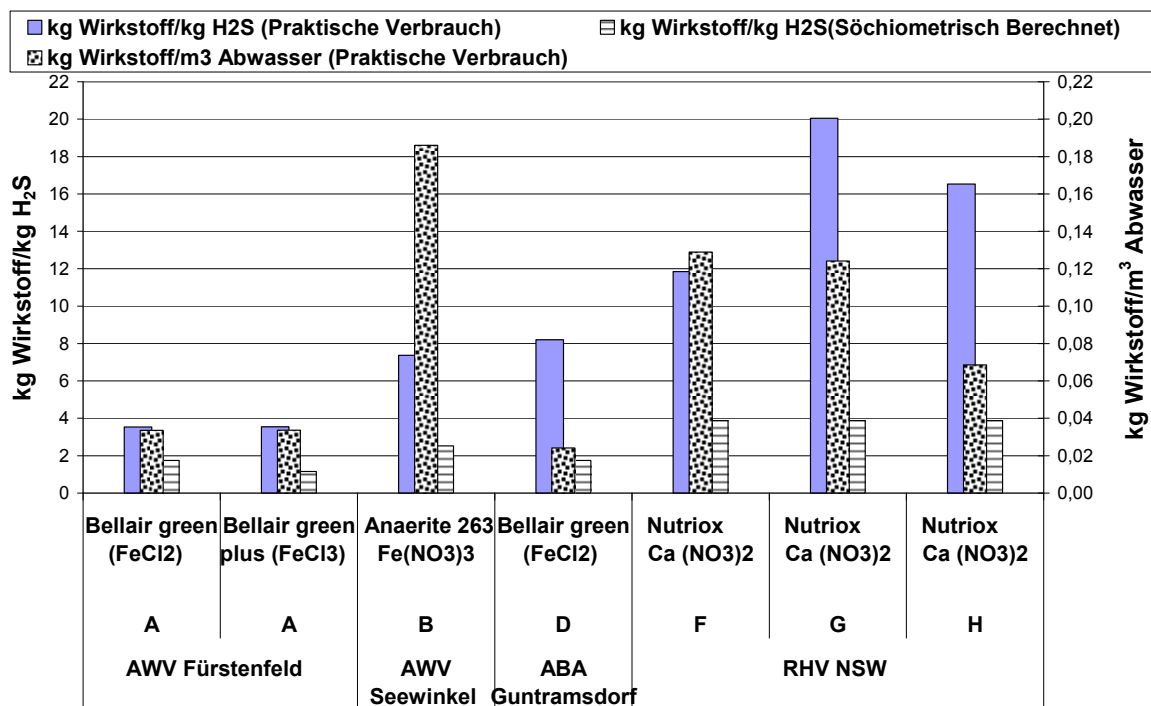


Abbildung 2: Theoretische Berechnete Wirkstoffmenge und in der Praxis erfolgte spezifische Zugabemengen (basierend auf Tagesfrachten)

Der praktische Verbrauch liegt bei unterschiedlichen Leitungen und unterschiedlichen Chemikalien um den Faktor 2 bis 5 über den theoretischen Werten, was einerseits durch die erwähnten Nebenreaktionen und andererseits durch eine mögliche Überdosierung verursacht worden sein kann.

Welchen Einfluss die Nebenreaktionen auf Anwendung von Chemikalien haben, sieht man am besten am Beispiel von Druckleitungen bei der RHV NSW, wo Nitrat als Wirkstoff zum Einsatz kam. Es ist zu sehen, dass bei allen drei Sammlern, der praktische Verbrauch von Nitrat viel höher als der theoretisch berechnete Bedarf war. Weiters ist zu bemerken, dass das Verhältnis zwischen praktischem Verbrauch und theoretisch berechnetem Bedarf für die Sulfid Bekämpfung viel höher im Sammler F als im Sammler H war. Der Leitungsdurchmesser beim Sammler F ist am größten und damit hat er die niedrigste spezifische Biofilm- Oberfläche was in niedrigen Nitrat Verbrauch resultiert. Im Gegensatz dazu hat die Leitung H den kleinsten Durchmesser und damit auch die höchste spezifische Oberfläche. Durch die Probleme die mit der Dosiereinrichtung aufgetreten sind ist es möglich den höchsten Verbrauch vom Nitrat beim Sammler G zu erklären.

Es ist möglich den praktischen Chemikalieverbrauch für die Sulfid Bekämpfung wie in Abbildung 2 zu sehen ist, auf:

- die Menge des entfernten Sulfids
- das Volumen des behandelten Abwassers

zu beziehen.

Wie schwer es ist, eine richtige Aussage zu treffen ist am besten am Beispiel der Druckleitungen B und D zu sehen. Leitung B hat einen kleineren Durchmesser (s. Tabelle 1) und hoch belastetes Abwasser (CSB ca. 800 mg/l), wodurch die Sulfidproduktion in der Leitung und damit der notwendige spezifische Verbrauch von Wirkungsstoff pro m³ Abwasser sehr hoch ist. Im Fall der Leitung D mit großem Durchmesser und niedrigerer CSB Konzentration (CSB ca. 200 mg/l) ist die Sulfidproduktion und der spezifische Verbrauch von Wirkstoff pro m³ Abwasser niedrig. Das diese Überlegung fehlerhaft sein kann zeigt der Vergleich auf den Basis spezifischen Verbrauch

pro Kg neutralisiertem Sulfid wo für die beide Druckleitungen (B und D) ähnliche Bedarf besteht.

2.3 Kostenvergleich verschiedener Methoden zur Sulfid Bekämpfung

Da in den Abwasserdruckleitungen in Abhängigkeit von Temperatur, Abwasserzusammensetzung und Leitungsgeometrie ein unterschiedliches Sulfidbildungspotential vorherrscht, kommt es bei einem Kostenvergleich, der nur auf der Abwassermenge basiert, zu fehlerhaften Beurteilungen. Da alle Behandlungsverfahren darauf abgestellt sind, Schwefelwasserstoff zu vermeiden, ist der richtige Basiswert für die Kostenbetrachtung das Sulfidbildungspotential. Dieses Sulfidbildungspotential hängt aufgrund der gemachten Erfahrungen hauptsächlich von der Abwasserkonzentration und der Temperatur des Abwassers ab.

Die höchsten Sulfidkonzentrationen wurden in der Druckleitung Pannonia (B) sowie in der Druckleitung BP Raststätte (E) beobachtet (Abbildung 1). Die wesentlichen Faktoren in diesen Druckleitungen waren die hohen Abwasserkonzentrationen und Temperaturen. Dazu kommt noch der geringe Leitungsdurchmesser wegen des geringen Abwasseranfalls. Beide Leitungen waren mit 2 bis 3 km relativ kurz. Das heißt, ein Bezug Sulfidbildung zu Leitungslänge konnte nicht gefunden werden. Demzufolge erscheint auch ein auf die Leitungslänge bezogener Vergleichswert als nicht sinnvoll. Als repräsentativer Bezugswert sollte viel mehr die auf die potenzielle Sulfidbildung bezogenen Behandlungskosten gewählt werden. In Abbildung 3 sind die Kostenrelationen dieser Betrachtungsweisen dargestellt.

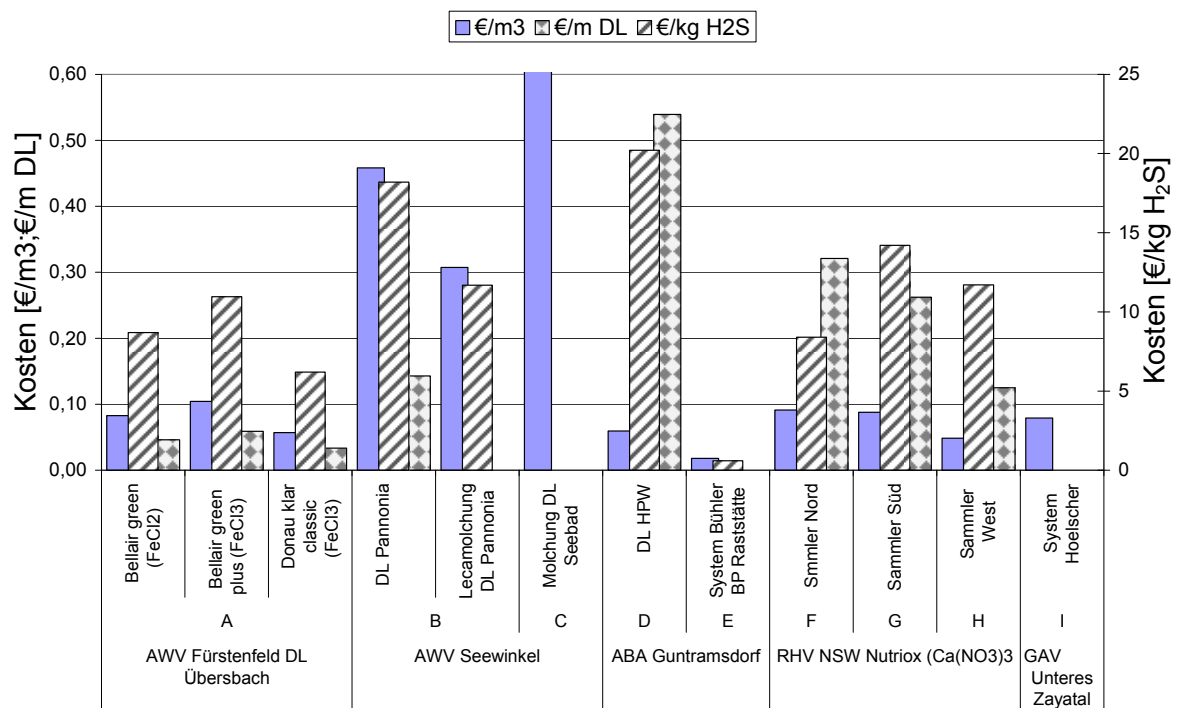


Abbildung 3: Kosten der Sulfidbehandlungen bezogen auf die Sulfidbildung, Abwassermenge bzw. Länge der Leitung

Insbesondere für die Druckleitung Pannonia erkennt man, dass die Kosten auf Basis m^3 Abwasser im Vergleich zu RHV NSW (F, G, H) oder Fürstenfeld (A) stark überhöht sind. Betrachtet man jedoch die Kosten auf Basis €/kg Sulfid tritt nahezu eine Umkehrung der Verhältnisse ein. Bei der Druckleitung Pannonia (B) sind bei dieser Betrachtungsweise die Kosten nur um den Faktor 1,3 bis 2 höher als bei den anderen Behandlungsverfahren.

Ein weiterer Faktor für die Kosten stellt die verwendeten Mengen dar. Werden die Chemikalien in kleinen Mengen ($<5 \text{ m}^3/\text{a}$) benötigt, so empfiehlt sich die Anlieferung in der teureren Gitterbox ohne Investitionskosten für die Lagerung. Bei höherem Verbrauch ($15 \text{ m}^3/\text{a}$) sollte die Anlieferung jedenfalls mit Tankzug erfolgen, da hierbei die Chemikalienkosten sich um mindestens ein Drittel reduzieren können (Abbildung 4).

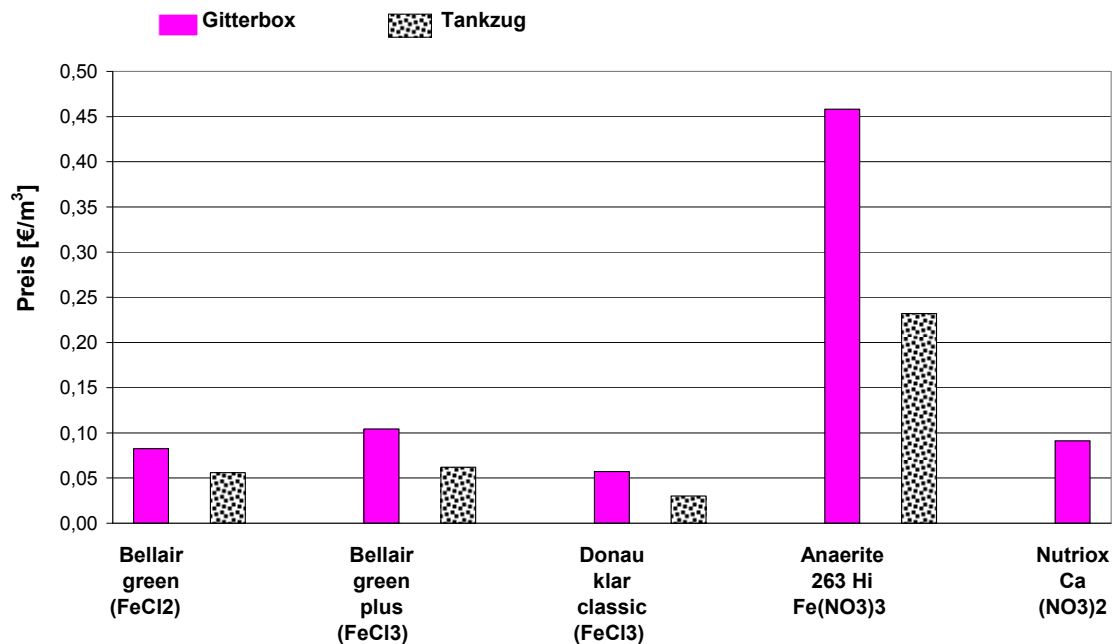


Abbildung 4: Vergleich Anlieferungskosten verschiedenen Chemikalien zur Sulfid Bekämpfung

3 Anwendungskriterien für den Einsatz unterschiedlichen Behandlungsverfahren

Aufgrund der während der technischen Versuche gewonnenen Erfahrungen wurde versucht, die Anwendungskriterien für den Einsatz der verschiedenen Behandlungsverfahren zur Schwefelwasserstoffbekämpfung zusammenzustellen (Tabelle 4).

Dabei wurden folgende Gesichtspunkte berücksichtigt:

1. Druckleitungseigenschaften:

- Anwendungsmöglichkeiten in bestehenden Druckleitungen und bei Neubau
- Unterschied zwischen Rohrleitungen mit großem und kleinem Durchmesser (DN > 200 mm; DN < 150 mm)
- Rohrmaterial (Stahl bzw. Kunststoff)

2. Betriebliche Kriterien:

- Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Druckleitung ($R_t < 3$ Stunden; $R_t > 6$ Stunden)
- Temperaturverhältnisse (nieder < 10 °C; hoch > 15 °C)

Es wurde eine fünfstufige Bewertung ausgearbeitet:

- ++ : sehr gut geeignet
- + : gut geeignet
- + - : bedingt geeignet
- + - - : nicht geeignet oder nur unter sehr spezielle Bedingungen
- : nicht geeignet

Die Details über technische Versuche sind in Saračević E. et al. (2006) zu finden.

Nach der Bewertung in der Tabelle 4 ist die Anwendung von Nitrat- und Eisensalze vor allem in bestehenden Druckleitungen zu empfehlen. Dabei ist es wichtig zu sagen dass bei Leitungen mit kleinerem Durchmesser als 150 mm bei Einsatz von Nitrat die Gefahr besteht, dass es zu einer stärkeren Biofilmbildung und damit zu einer Verringerung des Leitungsdurchmessers kommen kann. Bei solchen Leitungen ist die Anwendung vom Eisensalze zur Behandlung vom Sulfid zu empfehlen.

Die Sulfid Behandlungsmethoden mit Anwendung von Druckluftspülung und Pneumatischem Abwassertransport wurden am meisten mit den Noten sehr gut geeignet beurteilt. Dabei ist zu erwähnen, dass ähnlich wie beim Nitrat, beim Einsatz von Druckluft eine verringerte Denitrifikations Kapazität besteht. Die Verfahren mit Druckluft sind anwendbar für Druckleitungen bis ca. 500 mm Durchmesser und bis zu einem maximalen hydraulischen Höhenunterschied von 10 Meter.

Sonstige Verfahren sind schlecht Benotet und sind nicht zu Empfehlen entweder wegen zu hohen Kosten, wie bei der klassischen Molchung, oder zu geringem Wirkungseffekt wie bei: Kalk, Zeolith, Wasserspülung, oder Leca Molchung.

Tabelle 4: *Anwendungskriterien für den Einsatz verschiedener Behandlungsverfahren zur Schwefelwasserstoffbekämpfung*

Behandlungs- verfahren	Druckleitung		DN		Material		Aufenthaltszeit		Abwasser Temperatur		Einfluss auf ARA
	Bestehend	Neu bau	Groß >200mm	Klein <150mm	Stahl	Kunst- stoff	Kurz < 3 Std.	Lang > 6 Std.	Nieder <10°C	Hoch >15°C	
Klassische Molchung	+	+	+ -	+	+	+	/	/	/	/	
Molchung mit Leca	+	+	<300	>80	+	+	/	/	/	/	
Kalk	+	+	+	+	+	+	+ -	+	+	+	
Wasserspülung	+	+	+ - -	+	+	+	+	+ -	+	+	
Zeolith	+ -	-	+ -	+	+	+	-	-	+	-	
Nitrate salz (CaNO3)	++	+	+	+	+	+	+	+ -	+	+ -	Reduzierte Denitrifikation Kapazität auf ARA
Anaerite 263 Hi	++	+	+	+	+ -	+	+	+	+	+	Phosphor Fällung
Eisensalz (Fe ²⁺ , Fe ³⁺)	++	+	+	++	+ -	+	+	+ -	+	+	Phosphor Fällung
Druckluftspülung	+	++	<500	++	+	+	+	++	+	++	Reduzierte Denitrifikation Kapazität auf ARA
Pneumatischer Abwassertransport	/	++	<400	++	+	+	+	++	+	++	Reduzierte Denitrifikation Kapazität auf ARA

4 Zusammenfassung

Aus den gewonnenen Erfahrungen können Empfehlungen für den Einsatz verschiedener Verfahren in einzelnen Anwendungsfällen gegeben werden. Da die Charakteristik des Abwassers und die Eigenschaften der Leitung unterschiedlich sind, muss jeder Anwendungsfall individuell behandelt werden. Aus ökonomischen Gründen dürfte in vielen Fällen die Anwendung von Eisensalzen wegen der spezifisch niederen Chemikalienpreise und der Weiterverwendbarkeit des Eisensulfids für die Phosphorfällung in Frage kommen. Auch Calciumnitrat hat sich bei gleichmäßigem Abwasseranfall mit kalkulierbaren Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Druckleitung gut bewährt, da die erforderliche Dosiermenge ziemlich genau den jeweils erforderlichen Verhältnissen angepasst werden kann. Die Chemikalienkosten können in Kombination mit einer Leca Molchung noch weiter gesenkt werden. Hierbei muss aber eine entsprechende Kostenanalyse bezüglich Chemikalieneinsparung einerseits und den Kosten der Leca Molchung unter Einschluss der Dauer der Wirksamkeit der Molchung andererseits, durchgeführt werden

In Druckleitungen mit kleinerem Durchmesser (<150 mm) und längeren Aufenthaltszeiten ist die Anwendung der Luftspülung auch eine betriebskostengünstige Variante.

Bei Errichtung neuer Druckleitungen ist die Wirtschaftlichkeit des Einbaus einer Druckluftförderung (pneumatische Förderung) oder einer Luftspülung zu überprüfen. Besonders in Fällen, bei denen konzentriertes Abwasser mit einem hohen Sulfidbildungspotenzial in Leitungen mit geringem Durchmesser gefördert werden soll, ist die Anwendung von Druckluft beim Betrieb der Leitungen zu empfehlen. Ein nachträglicher Einbau kommt für die pneumatische Förderung nicht in Frage; bei dem Verfahren mit Luftspülung ist auch ein nachträglicher Einbau möglich.

Als Folge dieser unterschiedlichen Bedingungen schwankten die Behandlungskosten zwischen 0,03 und 0,30 €/m³ Abwasser, bzw. zwischen 8 bis 20 €/kg entferntem Schwefelwasserstoff. Für mittlere Aufenthaltszeiten von 3 bis 6 Stunden und Druckleitungslänge von 3 bis 5 km muss für die Sulfidentfernung mit Kosten von ca. 0,05 €/m³ Abwasser gerechnet werden.

Danksagung:

Das Projekt wurde durch die Unterstützung folgender Institutionen ermöglicht:

Fördergeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft
Kommunalkredit Austria AG
Bundesland Burgenland
Bundesland Niederösterreich
Bundesland Steiermark

Projekträger:

Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer

Projektkoordination:

Bichler & Kolbe ZT GmbH

Versuchsstandorte:

Abwasserbeseitigungsanlage Guntramsdorf
Abwasserverband Fürstenfeld
Abwasserverband Seewinkel
Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer

Wissenschaftliche Betreuung und Begleitung:

Institut für Wassergüte Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien

5 Literatur

ATV (1992) ATV-A 116: Besondere Entwässerungsverfahren, Unterdruckentwässerung – Druckentwässerung. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., D-53773 Hennef. (in German)

- Boon, A. G. and Lister, A. R., (1975). Formation of sulfide in a rising main sewer and its prevention by injection of oxygen. *Progress in Water Technology*.7, pp. 289-300
- Lohse, M. (1986) Schwefelverbindungen in Abwasserleitungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung der biogenen Schwefelsäurekorrosion. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Heft 62 (in German)
- Hadjianghelou, H. et al. (1984). Über die Berechnung der zu erwartenden Sulfidbildung in Abwasserdruckleitungen. *Vom Wasser*, 62 pp. 267-278. (in German)
- Matsché, N., Saracevic, E., Bertrán de Lis, F. (2005): Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen. Endbericht für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Nielsen, H. et al. (1998). Sulfide Production and Wastewater Quality in Pressure Mains. *Water Science and Technology*, Vol 37, No 1, pp 97-104
- Pomeroy, D. R. (1959). Generation and Control of Sulfide in Filled Pipes. *Sewage and Industrial Wastes* 31, 1082-1095
- Saračević E. et al. (2006) Odour and corrosion problems in pressure sewers. Proceedings 2nd international IWA conference on SOM 2006
- Thistlethwayte, D. K. B. (1972). Control of Sulfides in Sewerage Systems. Ann Arbor Science Publishers Ing.
- USEPA (1985). Design Manual, Odor and Corrosion in Sanitary Systems and Treatment Plants

Korrespondenz an:

Ernis Saračević

TU Wien - Institut fuer Wasserguete und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / E226-2

A-1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22628 (Sekretariat: 22611)

E-mail erni@iwag.tuwien.ac.at

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127 Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr	Preis €
142 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143 Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144 Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145 Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146 2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147 Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148 Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149 Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150 Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151 Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donaauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

-
- | | | |
|-----|--|------------|
| 161 | Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)
Präsentation eines Forschungsprojektes
ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien
ISBN 3-85234-052-7 | vergriffen |
| 162 | Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf
Reaktordeponien (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien
ISBN 3-85234-053-5 | 25 |
| 163 | Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein
ISBN 3-85234-054-3 | 25 |
| 164 | Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)
ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien
ISBN 3-85234-055-1 | i.V. |
| 165 | Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)
Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.
ISBN 3-85234-056-x | 25 |
| 166 | Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien
ISBN 3-85234-057-8 | 40 |
| 167 | Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser
und Kläranlagenabläufen (2001)
Laber J.
ISBN 3-85234-058-6 | 25 |
| 168 | Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.
ISBN 3-85234-059-4 | 29 |
| 169 | Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands
(Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)
Langergraber G.
ISBN 3-85234-060-8 | 25 |
| 170 | Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle
unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)
Bogner
ISBN 3-85234-061-6 | i.V. |
| 171 | Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)
ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien
ISBN 3-85234-062-4 | 25 |

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184 Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
192 Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193 Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194 Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195 Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196 Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197 Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198 Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199 Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200 Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	47
202	Klärwärter-Grundkurs (2007) völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007 ISBN-13 978-3-85234-094-4	70.
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Informationsveranstaltung, 17. April an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink- und Abwassernetze (2007) ÖWAV Informationsveranstaltung, 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV Seminar, 20. Juni 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-097-5	35

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170

