



lebensministerium.at

KORROSIONS- UND GERUCHSPROBLEME IN ABWASSERDRUCKLEITUNGEN



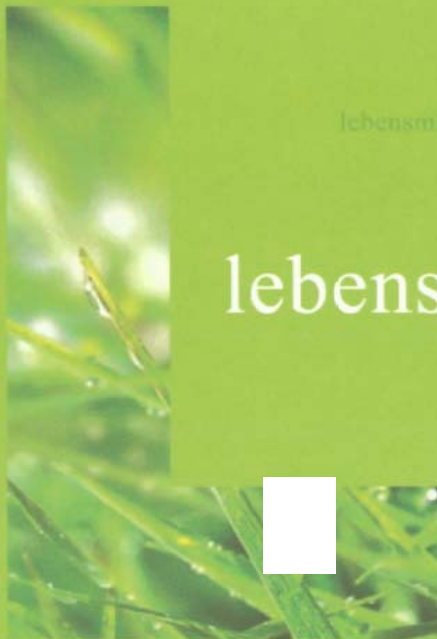
Burgenland



Das Land
Steiermark



INSTITUT FÜR WASSERGÜTE,
RESSOURCENMANAGEMENT
UND ABFALLWIRTSCHAFT



lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

lebensministerium.at

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen (KUGPIA)

Fördergeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Kommunalkredit Austria AG
Bundesland Burgenland
Bundesland Niederösterreich
Bundesland Steiermark

Projektträger:

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

Leitung:

Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. N. Matsché

Mitarbeiter:

Dipl.-Ing. E. Saracevic
Lic. F. Bertrán de Lis
Dipl.-Ing. L. Brooks

Medieninhaber und Herausgeber:

Lebensministerium
Stubenring, A-1012 Wien

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG	1
1.1	Projektziele.....	1
2	THEORETISCHE GRUNDLAGEN.....	4
2.1	Chemische Eigenschaften von Schwefelwasserstoff.....	4
2.2	Bildung von Schwefelwasserstoff im Kanal	5
2.3	Wirkungen von Schwefelwasserstoff	8
2.3.1	Toxische Wirkung	9
2.3.2	Geruch	11
2.3.3	Korrosionswirkung von Schwefelwasserstoff	12
2.4	Denitrifikation	15
3	PRAKTISCHE VERSUCHE	16
3.1	Mechanische Reinigung von Druckleitungen.....	18
3.1.1	Klassische Molchung	18
3.1.2	Leca-Molchung und Einsatz von Tensiden	24
3.2	Aktiver Korrosionsschutz durch Beigabe von chemischen Mitteln	30
3.2.1	Nitratzugabe	30
3.2.2	Kalkdosierung	46
3.2.3	Eisendosierung	48
3.2.4	Zeolithdosierung.....	57
3.2.5	Einsatz von Spülwasser	58
3.3	Versuche mit Druckluft	59
3.3.1	Pneumatischer Abwassertransport	60
3.3.2	Luftspülung	62
3.4	Biofilter	66
3.5	Alternative Maßnahmen zur Geruchsvermeidung auf den Kläranlagen	67
4	LABORVERSUCHE.....	69
4.1	Biochemische Untersuchungen.....	69
4.2	Molekularbiologische Untersuchungen (Sielhaut).....	71
5	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	73
5.1	Allgemeines	73
5.2	Ergebnisse und Beurteilung der untersuchten Behandlungsverfahren	74
5.3	Aufwand und Kosten der untersuchten Behandlungsverfahren	81
5.3.1	Allgemeine Betrachtungen	81
5.3.2	Kostenvergleichsrechnung beim Hauptsammler Ringelsdorf-Niederabsdorf	87
6	ZUSAMMENFASSUNG	102
7	LITERATUR	104
8	ANHANG.....	106
8.1	Empfehlungen aus Sicht der Planung und Konstruktion.....	106
8.2	Erfahrungsberichte	109
8.3	Zusatzmittel Datenblätter.....	

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen

1 Einleitung und Zielsetzung

1.1 Projektziele

Abwasserbauwerke sind notwendig um Abwasser zu sammeln und zur Kläranlage zu transportieren.

Gegenwärtig werden immer öfter Kanalsysteme mit großem Einzugsgebiet und längeren Fließstrecken gebaut. Durch lange Fließstrecken, geringe Fließgeschwindigkeit und die Überdimensionierung der Kanalsysteme erhöhen sich die Aufenthaltszeiten und es kommt zu Ablagerungen, so dass das Abwasser bereits im Kanal zu faulen beginnt.

In Gebieten mit zu geringem Gefälle, muss das Abwasser mittels Druckrohrleitungen zur Kläranlage gepumpt werden.

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

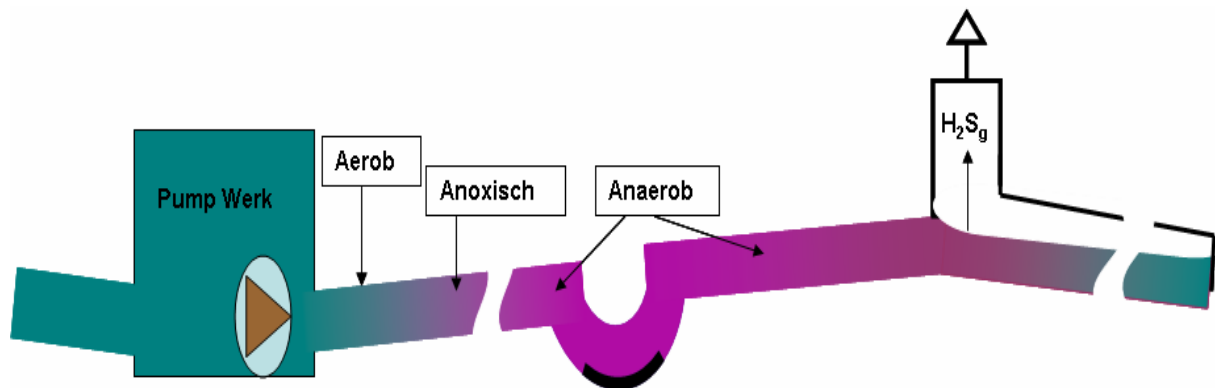


Abbildung 1: Prinzip H₂S Korrosion

Daher besteht in diesen Druckleitungen zu Beginn ein aerober Bereich, gefolgt von einem anoxischen Abschnitt, in dem allfällig vorhandenes Nitrat umgesetzt wird. Das 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.

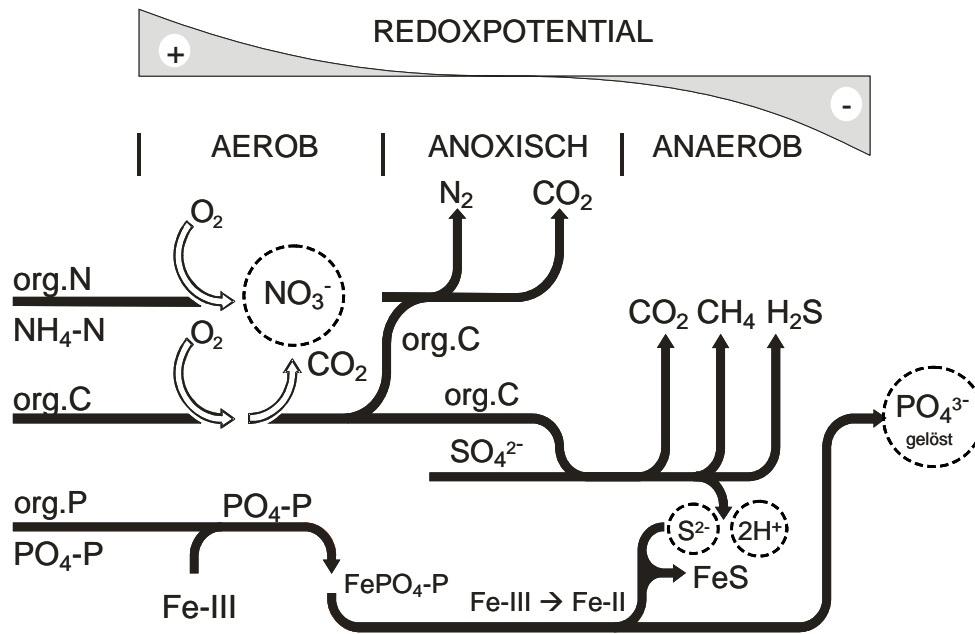


Abbildung 2: Stoffumsetzung bei verschiedenen Oxidationszuständen [24]

Dazu zählen die Reduktion von Sulfat zu Schwefelwasserstoff und die Bildung organischer Säuren. Für diese Prozesse sind hauptsächlich Bakterien verantwortlich, die als Biofilm an den Rohrwandungen sitzen. Kommt es am Ende der Druckrohrleitungen zu einer plötzlichen Druckverminderung, kann Schwefelwasserstoff austreten und in einem nachfolgenden Freispiegelkanal über diverse Öffnungen ins Freie gelangen. Durch die Sulfidentwicklung in den Abwasserbauwerken können viele verschiedene Probleme entstehen. Aufgrund der Erkenntnisse dieser Problematik sowie unzureichender wissenschaftlicher Untersuchungen und Erfahrungen in Österreich wurde das Projekt KUGPIA ins Leben gerufen.

KUGPIA steht für Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen und versucht diese Probleme zu erläutern und konkrete Lösungen anzubieten.

Folgende Ziele wurden im Rahmen des Projektes KUGPIA als entscheidend festgestellt [10]:

- Ursachen der Entstehung von korrosions- und geruchsbildenden Prozessen in Druckleitungen detektieren
- Entwicklung von wirtschaftlichen Strategien zur nachhaltigen Vermeidung von Geruchsemissionen und biogener Betonkorrosion
- Aussagen über Dauerhaftigkeit und Wirtschaftlichkeit von getroffenen Maßnahmen

-
- Reduktion von gesundheitsgefährdenden H₂S-Emissionen für das Kläranlagenpersonal
 - Aus dieser Sichtweise: Empfehlungen für Planung, Herstellung und Betrieb von Druckleitungen und Abwasserreinigungsanlagen

Sulfid wird allgemein, aufgrund seiner chemischen Eigenschaften (praktische Analysemethoden, niedrige Geruchsschwelle), und insbesondere im Rahmen dieses Projektes als einziger Indikator oder Referenzverbindung für die Probleme in Abwasserdruckleitungen betrachtet, obwohl auch andere Verbindungen ähnliche Probleme verursachen und Sulfid mitunter fälschlich als Parameter angewendet wird.

2 Theoretische Grundlagen

2.1 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 ($\text{Fe III} \rightarrow \text{Fe II}$) und weist eine geringe Löslichkeit auf (2,6 l/l H_2O bei 20°C).

Das Molekül H_2S (Abbildung 3) besteht aus zwei Atomen Wasserstoff und einem Atom Schwefel und hat ein Molekulargewicht von 34,08 g. Schwefelwasserstoff ist schwerer als Luft (Dichte = 1,19 kg/l) und kann sich daher bei geringer Turbulenz in Bodennähe anreichern.

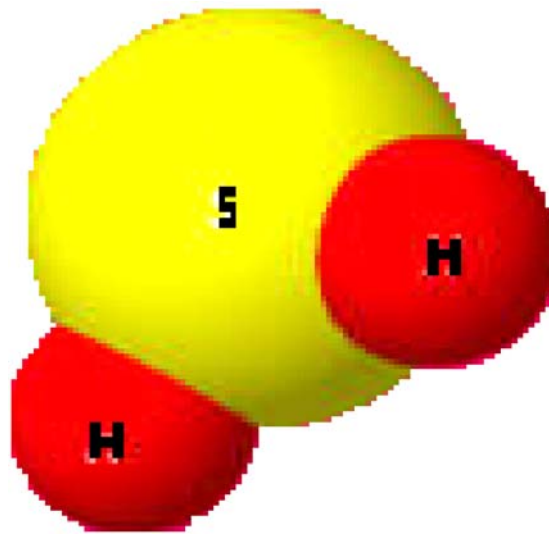


Abbildung 3: Modell des Schwefelwasserstoffmoleküls

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 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 (2. Schritt), siehe nachfolgende Gleichungen.



In *Abbildung 4* 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.

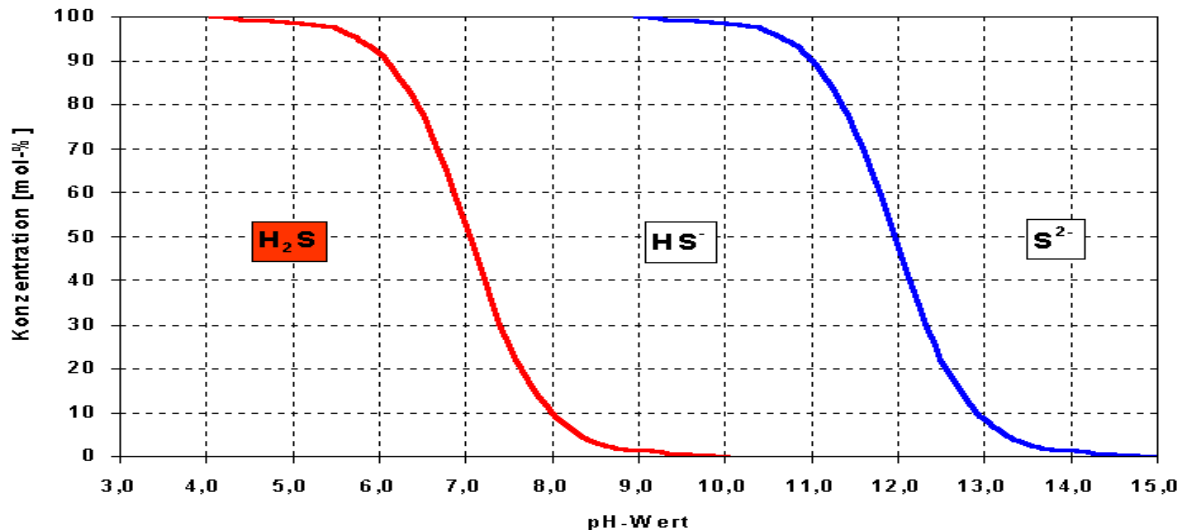


Abbildung 4: Einfluss des pH-Wertes auf das Sulfid Gleichgewicht

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 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 Geruchssinn wahrzunehmen ist nur das Schwefelwasserstoff-Gas. Die beiden Dissoziationsstufen von Schwefelwasserstoff (HS^- und S^{2-}), die nur in gelöster, d. h. wässriger 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 Aufschluss mit Königswasser analysiert werden.

2.2 Bildung von Schwefelwasserstoff im Kanal

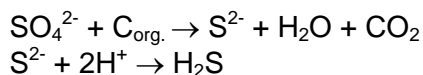
Abiotische Quellen von Sulfiden sind Boden und Gesteinsminerale und sulfidreiche Wasserquellen. Schwefelwasserstoff ist ubiquitär, er entsteht überall dort, wo es bei Fäulnisprozessen zum biochemischen Abbau von schwefelhaltigen Stoffen kommt.

Die sulfatreduzierenden Bakterien, 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 [15]. 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 [6].

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 [23]. Cytochrome sind am Prozess beteiligt und der im Sulfat gebundene Sauerstoff dient als Wasserstoffakzeptor. Sulfat wird dabei zu Sulfid reduziert, das als H₂S 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 H₂S freigesetzt. Die assimilatorische Sulfatreduktion ist energieaufwändiger als die dissimilatorische [23]. Bei der dissimilatorischen Sulfatreduktion, werden organischen Säuren mit Sulfat als Wasserstoffakzeptor oxidiert, wobei Schwefelwasserstoff als Nebenprodukt entsteht.

Grundsätzlich müssen zwei Gruppen von sulfatreduzierenden Bakterien unterschieden werden. Sulfatreduzenten wie z. B. *Desulfotomaculatum acetoxidans*, *Desulfobacter postgatei* und *Desulfonema limicola* oxidieren organische Substrate vollständig, mit Kohlendioxid und Sulfid als Endprodukt. Die zweite Gruppe, die Desulfovibrio-Arten, können nur eine Teiloxidation durchführen, bei der Acetat und Sulfid gebildet werden.

In Abwasserkanälen sind die sulfatreduzierenden Bakterien in der anaeroben Schicht, der so genannten Sielhaut, anzutreffen. Die Sielhaut ist ein Biofilm aus Bakterien und Pilzen, die sich an der inneren Oberfläche des Kanals ausbildet. Hier entstehen infolge des anaeroben Metabolismus der Mikroorganismen u. a. organische Säure und Sulfat wird zu Sulfid reduziert. Die oberste Schicht der Sielhaut weist aerobe Verhältnisse auf, Sauerstoff und Nährstoffe werden an der Sielhautoberfläche aus dem Abwasser aufgenommen und im aeroben Bereich umgesetzt. Bis zu dieser Schicht diffundiert das in der anaeroben Schicht produzierte Sulfid, wird in Anwesenheit von Sauerstoff zu Sulfat oxidiert und daher kaum ins Abwasser und die Kanalluft freigesetzt.

Frisches kommunales Abwasser enthält nur relativ wenige sulfatreduzierende Bakterien, es enthält mindestens 0,5 mg/l gelösten Sauerstoff und Schwefelwasserstoff ist nicht oder nur in Spuren nachweisbar. Geht das Abwasser jedoch in den anaeroben Zustand über, kann die aerobe Schicht völlig verschwinden [23] und die Sielhaut wird durchgehend anaerob. Der gebildete Schwefelwasserstoff kann in diesem Fall nicht oxidiert werden und diffundiert ins Abwasser bzw. in die Kanalluft.

Der Übergang von der aeroben zur anaeroben Schicht der Sielhaut ist kein plötzlicher sondern ein fließender Prozess, der entlang der Abwasserleitung und abhängig von Sauerstoffgehalt, Temperatur und der organischen Belastung des Abwassers stattfindet.

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).

Das im Wasser vorhandene Gesamtsulfid setzt sich aus Sulfid (S^{2-}), Hydrogensulfid (HS^-) und undissoziiertem Schwefelwasserstoff (H_2S) 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 von der Härte des im Entwässerungsgebiet zur Verfügung stehenden Trinkwassers zusammenhängt [13].

Die Temperatur ist ein wesentlicher Faktor, weil die biogene Aktivität mit der Temperatur stark zunimmt (ein Temperaturanstieg um $10^\circ C$ 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.

In großen, flachen Einzugsgebieten kommt es durch die langen Fließstrecken, sowie auf Grund von geringem Gefälle und großen Kanalquerschnitten, zu langen Aufenthaltszeiten des Abwassers im Kanalnetz bei gleichzeitig geringem Sauerstoffeintrag. Das Abwasser beginnt im Kanal zu faulen, wenn der gesamte Sauerstoff durch mikrobielle Aktivität aufgezehrt ist. Außerdem bilden sich bei geringen Fließgeschwindigkeiten, Minimalgefälle oder ungünstigen Kanalquerschnitten Ablagerungen an der Kanalsole, welche ihrerseits faulen.

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.

In Gebieten mit ungenügendem Gefälle muss das Abwasser mittels Druckleitungen gepumpt werden. In den Druckleitungen kann es in Abhängigkeit von den jeweiligen Bedingungen zu einer mehr oder weniger starken Bildung von Sulfid kommen. Um die Sulfidentwicklung in Druckleitungen voraus zu berechnen, wurden in vielen Untersuchungen verschiedene 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 1 zeigt eine Auswahl der bekanntesten Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Sulfidentwicklung in Druckleitungen.

Tabelle 1: Übersicht Berechnungsverfahren für die zu erwartende Sulfidbildung

Berechnungsverfahren	Berechnungsgrundlage	Gleichung
Boon, Lister [8]	CSB, Temperatur, Durchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 0,228 \cdot 10^{-3} \cdot CSB \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot r^{-1} \cdot (1 + 0,37 \cdot D)$
Pomeroy [19]	BSB ₅ , Temperatur, Durchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 1,0 \cdot 10^{-3} \cdot BSB_5 \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot r^{-1} \cdot (1 + 0,37 \cdot D)$
Hadjianghelou [11]	Temperatur, Durchmesser, Fließzeit	$\Delta S = \frac{0,975 \cdot t}{D} ; \Delta S = \frac{0,67 \cdot t^{1,07}}{D} \cdot 1,07^{(T-20)}$
Thistlethwayte [28]	BSB ₅ , Sulfatgehalt, Temperatur, Durchmesser, Fließzeit, Fließgeschwindigkeit	$\frac{d[S]}{d[t]} = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot u \cdot BSB_5^{0,8} \cdot [SO_4]^{0,4} \cdot 1,14^{(T-20)} \cdot r^{-1}$
US EPA [29]	BSB ₅ , Temperatur, Durchmesser, Fließzeit	$\frac{d[S]}{dt} = M \cdot \left[EBOD \cdot \left(\frac{4}{D} + 1,57 \right) \right]$
Nielsen, Hvitved-Jacobsen, Raunkjaer [18]	CSB, Temperatur, Durchmesser, Fließzeit	$rs = a \cdot (COD_{sol} - 50)^{0,5} \cdot 1,03^{(T-20)}$
ATV-A 116 [1]	Fließzeit, Durchmesser	$\Delta S = \frac{C \cdot t}{d}$

wobei:

- $\frac{dS}{dt}$ Sulfidanreicherung in [mg/l/h]
- BSB₅ Biochemischer Sauerstoffbedarf in [mg/l]
- CSB Chemischer Sauerstoffbedarf in [mg/l]
- COD_{sol} Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf [mg/l]
- SO₄ 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)
- rs Sulfidproduktionsrate [g/m²/h]
- a Korrekturkoeffizient
- M Sulfidflusskoeffizient für vollgefüllte Leitungen [m/h]
- EBOD Effektive BOD=BODx1,07(T-20) [mg/l]

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.

2.3 Wirkungen von Schwefelwasserstoff

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Durch die Schwefelwasserstoffentwicklung können unterschiedliche Probleme entstehen:

- Gefahr für die Mitarbeiter von Abwasseranlagen (H_2S ist toxisch)
- Geruchsbelästigung
- Korrosion von Bau- und Werkstoffen
- Schwierigkeiten bei der Abwasserreinigung (Blähschlamm)

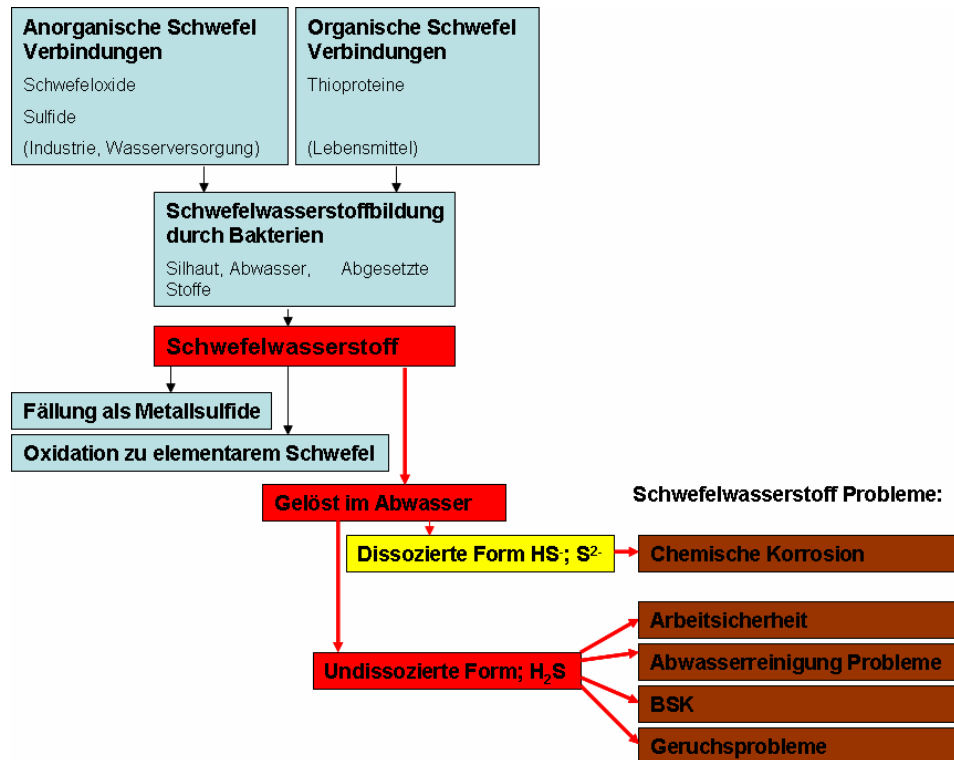


Abbildung 5: Schwefelverbindungen in Abwasser

2.3.1 Toxische Wirkung

2.3.1.1 Aufnahme und Wirkungsweise

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.

2.3.1.2 Symptome

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 2: 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	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 Gewichtverlust noch Monaten nach der Vergiftung beobachtet.

Die Effekte langer 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 H₂S nicht krebserregend.

2.3.2 Geruch

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 ($\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$), Trimethylamin ($\text{C}_3\text{H}_9\text{N}$) und Skatol ($\text{C}_9\text{H}_9\text{N}$) 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.

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, wodurch die Gefahr gar nicht mehr wahrgenommen werden kann (Reihenvergiftungen) [20]. Andererseits kann Schwefelwasserstoff in Kombination mit anderen Geruchstoffen nicht unterschieden werden.

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.

Abbildung 6 zeigt, wie stark die Konzentrationen von H_2S_g und NH_3 im Abwasser vom pH-Wert abhängig sind.

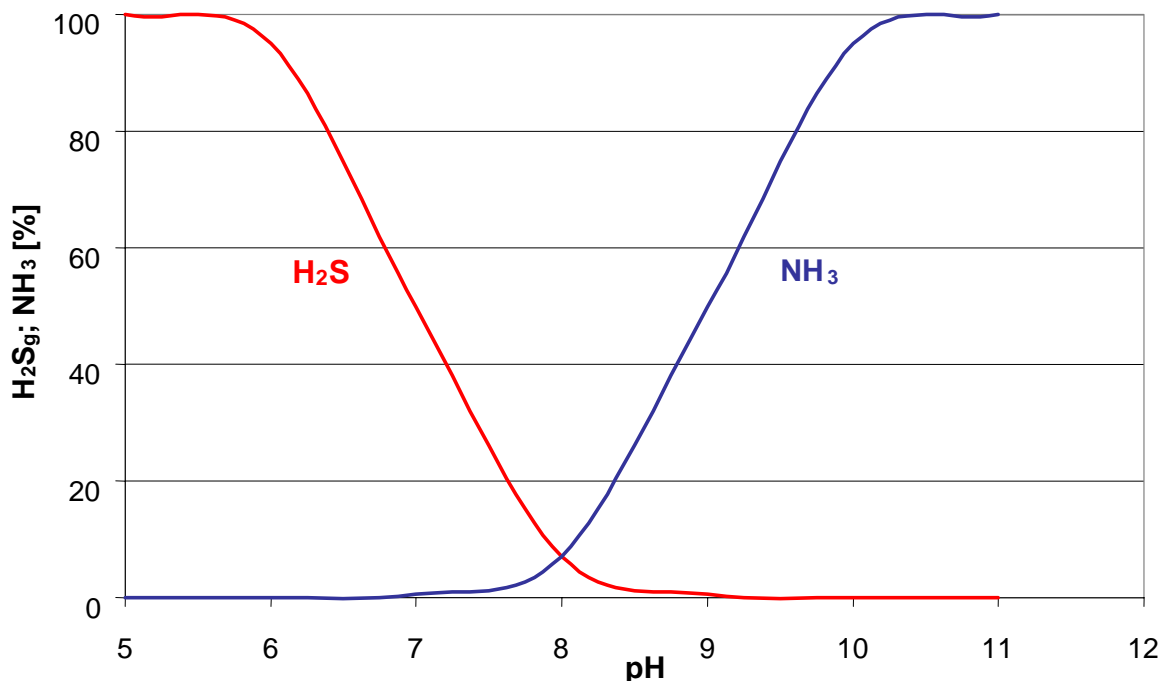


Abbildung 6: Schwefelwasserstoff und Ammoniakanteil in der Gasphase in Abhängigkeit von pH Wert (20°C)

Da aber Geruch ein subjektiver Eindruck ist, ist es in der Praxis schwer festzustellen, woher die Geruchsprobleme kommen, sodass oft falsche Quellen als Ursache des Geruchsproblems identifiziert werden.

Geruchsprobleme sind weitverbreitet und lokal wird ihnen durch Maßnahmen wie Erfassung und Reinigung der Abluft entgegengewirkt (*Abbildung 7*). Der Erfolg ist aber so begrenzt, dass es notwendig ist, andere Methoden und Lösungen zu finden.



Abbildung 7: Unterschiedliche Filter für Abluftreinigung

2.3.3 Korrosionswirkung von Schwefelwasserstoff

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 chemische und biogene Korrosion.

2.3.3.1 Chemische Korrosion

Schwefelwasserstoff wirkt, 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.

2.3.3.2 Biogene Schwefelsäurekorrosion (BSK)

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 Schächten begünstigen die Prozesse der BSK.



Abbildung 8: Beispiele für BSK

Im Fall von BSK wirkt Schwefelwasserstoff nicht direkt korrosiv, die aggressive Wirkung zeigt sich erst, wenn er von Bakterien (z.B. *Thiobacillus*) 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.

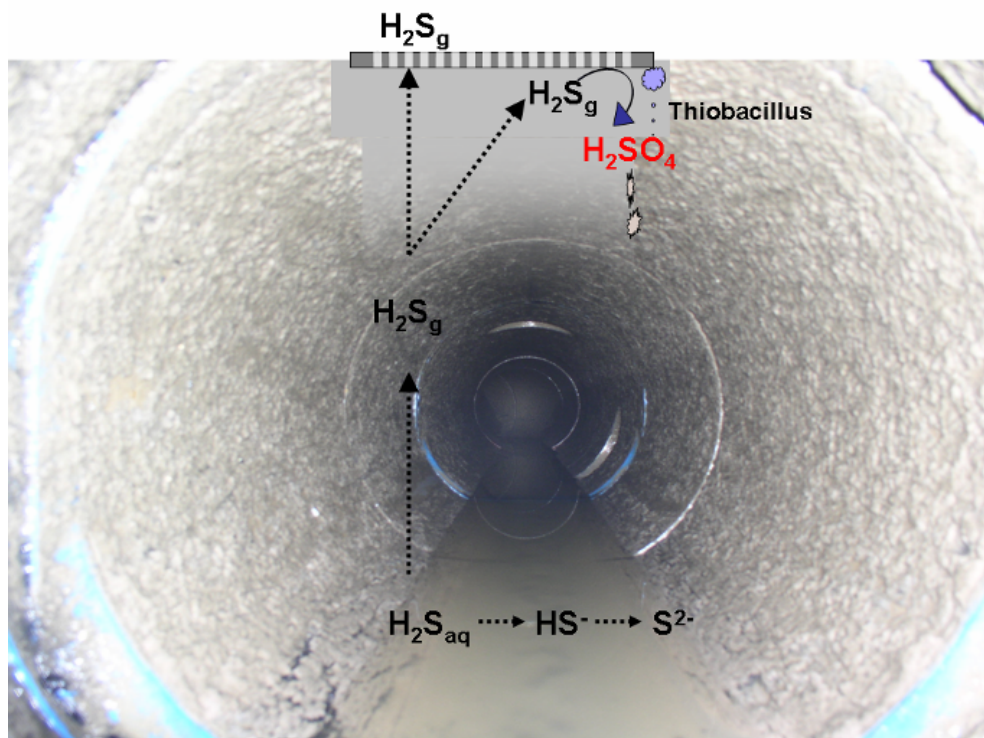
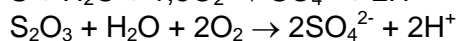
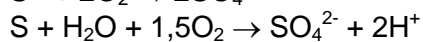
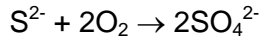


Abbildung 9: Biogene Schwefelsäurekorrosion

Schwefelwasserstoff wirkt auf zementgebundene Baustoffe nicht unmittelbar aggressiv. In teilgefüllten Kanälen oder Schächten mit ungenügender Lüftung, Ausgasung von Schwefelwasserstoff und Luftfeuchtigkeit, herrschen jedoch ideale Bedingungen für die biogene Schwefelsäure-Korrosion.

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 (z. B. durch *Thiobacillus*), auch als „Sulfurikation“ bezeichnet (Abbildung 9) erfüllt.

Die für diese Prozesse verantwortlichen Bakterien werden Sulfurikanten genannt. Sie sind gram-negativ, aerob und chemolithotroph, verwenden CO₂ 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 [6]:



Die Biokorrosion von Abwasserrohren der Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen wird also durch das Zusammenwirken von anaerober Sulfatreduktion und aerober Schwefeloxidation verursacht [6]. Bei dem komplexen Prozess, entsteht Schwefelsäure, was zu einer starken Senkung des pH-Wertes führt, an den einige dieser Bakterien sehr gut angepasst sind.

Der pH-Wert von frischem Beton liegt bei pH 12 und es wurde berichtet, dass Sulfurikanten unter diesen Bedingungen nicht wachsen können. An der Luft wird jedoch der pH-Wert der Oberfläche durch CO₂ und den sauren Effekt von H₂S neutralisiert, was die anschließende Besiedelung mit Sulfurikanten ermöglicht.

Unkorrodierter Beton hat eine niedrige Durchlässigkeit und nur ein sehr kleiner Anteil der Poren ist so groß, 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 [14].

Beton ist eine Mischung aus Zement, Wasser und Sand oder Kies. Der Zement besteht hauptsächlich aus Calciumsilikat und Calciumaluminat, mit denen die produzierte Schwefelsäure reagiert. Daraus entstehen Calciumsulfoaluminat und Calciumsulfat (Gips), teilweise als Präzipitat, deren Volumen wesentlich größer als das des Ausgangsstoffes ist. So erzeugten Spannungen in den Poren führen zu einer chemischen-physikalischen Zerstörung des Betons, auch treibende Korrosion genannt, führen [5,21].

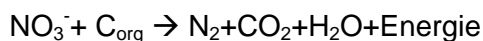
2.4 Denitrifikation

Definitionsgemäß, enthält Abwasser im anoxischen Zustand keinen gelösten Sauerstoff und die Mikroorganismen sind auf die Nutzung anderer Verbindungen als Energiequelle angewiesen.

Es bestehen unterschiedliche Möglichkeiten der anoxischen Atmung, wobei in der Abwasserreinigung die Nitratreduktion die bekannteste ist:

- Assimilatorische Nitratreduktion –Nitrat wird bis zu Ammonium reduziert
- Dissimilatorische Nitratreduktion (Denitrifikation) – Nitrat dient als Sauerstoffquelle und ist somit Elektronenakzeptor für leichtabbaubare Kohlenstoffverbindungen.

Vereinfacht wird die Denitrifikation durch die folgende Gleichung beschrieben:



Folgende Faktoren haben Einfluss auf die Denitrifikation [6]:

- Nitratkonzentration
- anoxische Bedingungen; die biologische Oxidation mit Sauerstoff ist der energiereichere Prozess, weshalb die Denitrifikation nur in Abwesenheit von Sauerstoff von den Mikroorganismen bevorzugt wird.
- Optimaler pH-Wert zwischen 7-8,5
- Leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen (Elektronendonator)
- Temperaturen > 10°C; bei niedrigen Temperatur (5°C) sind Denitrifikanten weniger aktiv als bei höheren.

Neben Kohlenstoffverbindungen können Mikroorganismen auch andere Verbindungen (z.B. Schwefelwasserstoff) als Elektronendonator für die Denitrifikation verwenden. Eine direkte chemische Oxidation von Schwefelwasserstoff durch das Nitrat funktioniert zwar nicht, aber eine direkte biochemische Umwandlung von Schwefelwasserstoff zu elementarem Schwefel ist möglich.

Sind keine Denitrifikanten vorhanden, die Schwefelwasserstoff als Substrat verwenden, muss man mit einer gewissen Adaptionszeit rechnen, in der sich die notwendige Biozönose bildet. Die Länge dieser Adaptionszeit hängt insbesondere von der Abwasserzusammensetzung und Abwassertemperatur ab.

3 Praktische Versuche

Grundsätzlich bestehen zwei Möglichkeiten Geruchs- und Korrosionsprobleme zu unterbinden:

- Entfernung bzw. Bekämpfung der Sielhaut
- Unterbinden der H₂S-Produktion durch Chemikalieneinsatz oder Bekämpfung des produzierten H₂S.

Optimaler Weise wird die Schwefelwasserstoffproduktion schon im Voraus unterbunden, was jedoch aus mehreren Gründen nicht immer möglich ist.

Im Rahmen des Projektes KUGPIA wurden im Laufe der letzten drei Jahre an mehreren bestehenden Druckleitungen unterschiedliche Versuche durchgeführt. In der ersten Phase wurden hauptsächlich Feldversuche vorgenommen, um die Problematik der Schwefelwasserstoffbekämpfung besser kennen zu lernen. Die zweite Phase bestand aus der praktischen Anwendung ausgewählter Mittel in mehreren Großversuchen.

In Rahmen unseres Projektes wurden folgende Großversuche durchgeführt:

Versuch	Verband	Anlageteil	Anmerkungen
Klassische Molchung	AWV Seewinkel	DL Biologische Station	Großversuch
		DL Seebad	Großversuch
Leca Molchung	RHV NSW	DL Nord	Großversuch
		DL West	Großversuch
	AWV Fürstenfeld	DL PWL2	Großversuch
	AWV Seewinkel	DL Pannonia	Großversuch
	Guntramsdorf	Haupt Druckleitung	Großversuch
Calcium-Nitrat	RHV NSW	DL Nord	Großversuch
		DL West	Großversuch
		DL Süd	Großversuch
	Guntramsdorf	DL BP Autobahnraststätte	Feldversuch
Eisen-Nitrat	AWV Seewinkel	DL Pannonia	Großversuch
	Guntramsdorf	DL BP Autobahnraststätte	Feldversuch
Eisen Salze	Fürstenfeld	DL Übersbach	Großversuch
	Guntramsdorf	DL BP Autobahnraststätte	Feldversuch
Kalk	AWV Seewinkel	DL Pannonia	Großversuch
Zeolith	Guntramsdorf	DL BP Autobahnraststätte	Großversuch
Rücklaufschlamm	RHV NSW	Zulaufschacht	Großversuch
	Guntramsdorf	Hauptdruckleitung	Großversuch
Druckluftdosierung (Bühler System)	Guntramsdorf	DL BP Autobahnraststätte	Großversuch
Pneumatischer Abwassertransport	GAV Unteres Zayatal	Niederabsdorf-Ringelsdorf	Großversuch

* DL-Druckleitung

Der Anfang der Großversuche wurde für Mai 2004 festgelegt, um genügend Zeit für Optimierungsmaßnahmen zu gewährleisten.

Es wurde bei jeder Versuchsstelle eine, nach der Erfahrung aus den Feldversuchen, entsprechende Druckrohrleitung ausgewählt und für eine Behandlung und das Monitoring vorbereitet.

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Eine Voraussetzung für den Beginn der Versuche war eine entsprechend stabile Produktion von Schwefelwasserstoff in den Druckleitungen, um auf Grund erhobener Daten vor und nach der Behandlung eine Bilanzierung zu ermöglichen. Niedrige Temperaturen sowie erhöhte Niederschlagsmengen verhinderten jedoch häufig anaerobe Bedingungen in den Druckleitungen, so dass die Schwefelwasserstoffproduktion zu niedrig bzw. schwankend war. Aus diesem Grund war es wiederholt nicht möglich, geplante Termine und Orte einzuhalten. Daher mussten an vielen Versuchsorten die gewünschten Bedingungen abgewartet werden bzw. wurden neue Messorte für die Großversuche ausgewählt.

Tabelle 3: Durchgeführte Versuche in Rahmen des KUGPIA Projektes

Versuch	Versuch Nr.	Datum	Durchführungsort		Versuchsziel	Anmerkungen
			Verband	Anlagenteil		
N-1	1	08.07.2003	RHV NSW	TL Nord, Teilabschnitt N1 bis ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	
S-1	2	14.07.2003	AWV Seewinkel	PL Biologische Station	Molchen - Gewinnung von Sielhaut	
S-2	3	15.07.2003	AWV Seewinkel	PL Seebad	Molchen - Gewinnung von Sielhaut	Molchfreispülen mit Druckluft
N-2	4	11.08.2003	RHV NSW	TL Nord Doki - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	
N-3	5	18.08.2003	RHV NSW	TL West W2 Schützen - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	mit Leca T und HD
N-4	6	02.09.2003	RHV NSW	TL West W7 Oslip - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	Mit Leca T, HD und Hydro plus ca. 6 l Spülmittel
N-5	7	Jul 2003 Sep 2003	RHV NSW	Beprobung Biofilter ÜBW Donnerskirchen	H2S Bildungspotential	Beprobung des Rücklaufes jeweils bei TW u. RW
N-6	8	ab Aug. 03 lfd.	RHV NSW	Beprobung Biofilter ÜBW Schützen	Abschätzung von Dauer und Wirkung der Leitungsreinigung	Beprobung des Rücklaufes
N-7	9	ab 22. Sept	RHV NSW	Kläranlagenzulauf	Reduzierung Geruchsbelästigung	Zugabe von Rücklaufschlamm direkt zum Kläranlagenzulauf
S-3	10	02.10.2003	AWV Seewinkel	PL Seebad	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Zeolithen
S-4	11	08.01.2003	AWV Seewinkel	PL Seebad	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Nitrat
S-5	12	Sommer 03	AWV Seewinkel	PL Seebad - Biofilter Beprobung Rücklauf	Abschätzung H ₂ S Potential	Beprobung vom Ablauf Biofilter und Abwasser DL
G-1	13	10.12.2003	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Zeolithen
G-2	14	17.12.2003	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Eisen Salz
G-3	15	11.02.2004	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Zeolithen
F-1	16 17	18.03.2004	Fürstenfeld	AWV PWL2	Spülung mit Leca Kugeln -	Mit Leca T, HD und Leca Hydro plus 3 l Spülmittel
G-4	18	22.04.2004	Guntramsdorf	PL A2 Raststation	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Zugabe von Nitrat
GV	19	Jul 2004	RHV NSW	TL West, TL Nord, TL Süd	H2S Bekämpfung	Nutriox Dosierung- YARA
GV	20	Jul 2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	H2S Bekämpfung	Anaerite Dosierung- ACAT
GV	21	Jul 2004	Fürstenfeld	TL Übersbach	H2S Bekämpfung	DONAUCHEMIE
GV	22	Aug 2004	Guntramsdorf	HPW	H2S Bekämpfung	DONAUCHEMIE
N-9	23	01.09.2004	RHV NSW	TL West W2 Schützen - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	Mit Leca T, HD und Hydro plus 3 l Spülmittel
S-6	24	10.09.2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	Lecamolchen - Gewinnung von Sielhaut	Mit Leca T, HD, und Hydro plus 3 l Spülmittel
N-10	25	22.09.2004	RHV NSW	TL West W2 Schützen - ARA	Spülung mit Leca Kugeln - Gewinnung von Sielhaut	
S-6	26	07.10.2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	Spülung mit Kalk	Zugabe von 10% Kalkmilch
GV	27	Feb 2005	Guntramsdorf	DL BP	H2S Bekämpfung	Druckluftdosierung -BUHLER SYSTEM
GV	28	01.10.2005	Guntramsdorf	DL BP	Zolith Dosierung	Zolith Dosierung
S-7	29	19.10.2004	AWV Seewinkel	DL Panonnia	Spülung mit Kalk	Zugabe von 10% Kalkmilch
GV	30	Feb 2005	Guntramsdorf	DL BP	H2S Bekämpfung	Druckluftdosierung -BUHLER SYSTEM
P-1	31	Jul 2005	Paltendorf	Sammler Ringelsdorf-Niedreabsdorf	Messung der Auswirkungen bei definiertem Abwasser	Pneumatische Hebeanlage

3.1 Mechanische Reinigung von Druckleitungen

In den Druckrohrleitungen bildet sich ein Biofilm (Sielhaut), der für die anaeroben Umsetzungen von Sulfat zu Sulfid verantwortlich ist.

An der Oberfläche von Biofilmen, die mit Wasser überströmt werden, entsteht eine Wandschubspannung, deren Größe von den Strömungsbedingungen in der Druckrohrleitung bestimmt wird. Die dadurch erzeugten Scherkräfte führen dazu, dass Mikroorganismen aus dem Biofilm herausgerissen und mit dem Abwasser abtransportiert werden. Diesen Vorgang bezeichnet man als Erosion. Die Scherkräfte steigen, wenn durch das Biofilmwachstum der durchströmte Querschnitt eingeengt und die Strömungsgeschwindigkeit dadurch angehoben wird. Durch die Zunahme der Erosionsrate wird die Dicke von Biofilmen begrenzt. Zusätzlich wird die Tiefenausdehnung des Biofilms durch Bewuchsablösungen begrenzt. Ganze Teile des Biofilms lösen sich ab, wenn der Biofilm durch zunehmende Dicke zu schwer wird, wenn in den tieferen Schichten des Biofilms lang anhaltende Mangelsituationen (z. B. Mangel an Substrat oder Sauerstoff) auftreten, oder wenn sich im Biofilm Gasblasen bilden (z. B. durch Denitrifikation) und dadurch der Zusammenhalt von Biofilmteilen verloren geht.

Eine Entfernung des Biofilms in Druckrohrleitungen ist zunächst durch direkte mechanische Einwirkung von Festkörpern (Molchen) und Erhöhung der Fließgeschwindigkeit (z. B. Druckluftspülung) möglich.

Als erstes Verfahren wurde die mechanische Entfernung der Biofilme (Sielhaut) und damit der Verursacher der Desulfurikation aus der Druckleitung untersucht.

Neben der klassischen Molchung wurden vor allem Großversuche unter Einsatz von Leca als Molchersatz für die mechanische Reinigung durchgeführt.

3.1.1 Klassische Molchung

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 10*).



Abbildung 10: Molche unterschiedlicher Form und Härte (Fa. MTA)

Die Molche werden mit Hilfe einer Schleuse (*Abbildung 11*) 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.



Abbildung 11: Pumpenschacht mit installierter Schleuse für Molch bei PW Seebad Illmitz AWW Seewinkel

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 (AWV Seewinkel) ausgewählt.

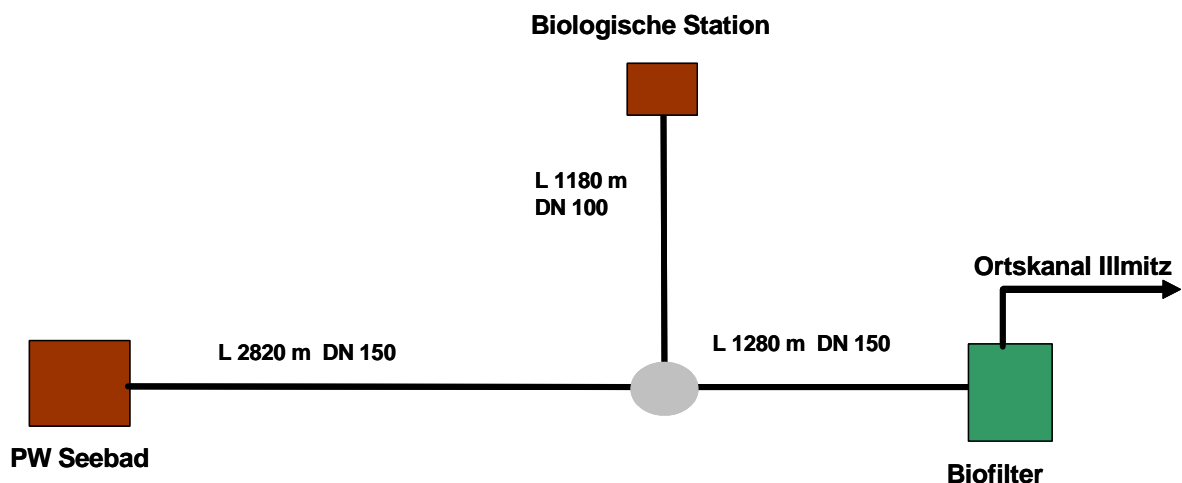


Abbildung 12: Schema Druckleitung Seebad Illmitz - Ort Illmitz, AWW Seewinkel

Das Pumpwerk Seebad besteht aus einem Rundschacht mit einem Durchmesser von 2 m. Das Pumpwerk ist mit 2 Abwasserpumpen mit einer Gesamtleistung von ca. 20 L/s ausgerüstet. Die Aufenthaltszeit in der Druckleitung schwankt und ist stark von der Jahreszeit (Fremdenverkehr) abhängig.



Abbildung 13: Übergangsschacht von Druck- in die Freispiegelleitung mit Biofilteranlage in Illmitz, AWV Seewinkel

Der Abwasseranfall im Pumpwerk der Biologischen Station ist sehr unterschiedlich und da die Dimensionierung dem Schacht, der Pumpe und der Druckleitung und nicht der Abwassermenge angepasst ist, beträgt die Aufenthaltszeit für die maximale Abwassermenge oft mehrere Tage.

Diese Eigenschaften von Abwasserbauwerken verursachen:

- anaerobe Bedingungen in der DL
- Sielhautbildung,
- Belastung mit Schwefelwasserstoff.
- Ablagerung anorganischen Materials (Sand)

Die Druckleitung vom Seebad mündet in einen Schacht bzw. in einen darauf folgenden Freispiegelkanal. Um die Geruchsprobleme zu vermeiden, wurde am Ende der Druckleitung ein Biofilter installiert. Mit Schwefelwasserstoff belastete Luft wird aus dem Schacht abgesaugt und durch den Biofilter geleitet, wobei Schwefelwasserstoff sofort zu Sulfat oxidiert wird.

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 (Abbildung 14) durch die Leitung gepresst. Bei diesem Versuch kam anstelle von Abwasser Seewasser zum Einsatz.



Abbildung 14: Eingesetzte Molche für Molchung bei AWV Seewinkel (Fa. MTA)

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 15).



Abbildung 15: Sielhautmenge Bestimmung mittels Trübungssonde bzw. Membranfiltration

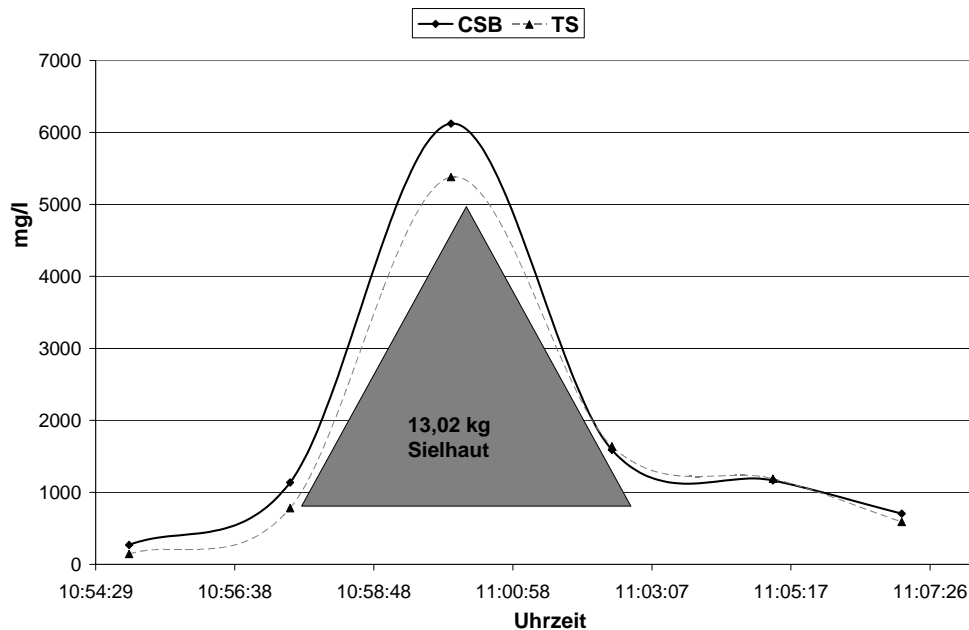


Abbildung 16: Klassische Molchung Phase1 Druckleitung Seebad Illmitz, AWV Seewinkel

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

Im ersten Molchdurchgang wurden ca.13 kg (TS) Sielhaut gewonnen, im zweiten fielen 9,75 kg (TS) Sielhaut an.

Während zwei Phasen 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.



Abbildung 17: Klassische Molchung, PW Seebad Illmitz, AWV Seewinkel

Es gestaltete sich schwierig eine Aussage über die Dauerhaftigkeit der Sielhautentfernung bzw. die Verminderung des Geruchsbildungspotentials durch Molchung zu treffen. 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.

Der Auftrag zur Reinigung der Seeleitung Illmitz durch eine Molchung mit 7 Durchgängen (DN 100-1180 lfm + DN 150-4100 lfm) ging an die Firma MTA.

Die angefallenen Kosten:

Etablierung PA	2900,--€
Arbeitszeit 16 Std. (à 211,--€/Std.)	3376,--€
Gesamt netto	6276,--€

Zusätzliche Hilfestellung durch Projektmitarbeiter:

Systemkundiger Mitarbeiter des AWV Seewinkel	16 Std.
Kompressor 1,0 m ³ /min	16 Std.
Kanalsaugwagen	16 Std.

Wegen der auftretenden Probleme während des zweiten Versuchs erhöhte sich die Hilfestellung erheblich.

Die durchgeführten Firmenversuche zur Molchung zeigten auf, dass der Reinigungsgrad gut, die Technik jedoch relativ aufwendig und kostenintensiv ist.

3.1.2 Leca-Molchung und Einsatz von Tensiden

Eine Alternative zur klassischen Molchung ist die Reinigung mit Leca-Material. Dabei wird eine gewisse Menge von Leca in die Druckleitung eingebracht und als eine Art Pfropfen durch das Rohr gepumpt.

Leca (Blähton, Lecaton[®]) ist ein aufgeblähter Ton aus ausgesuchten Tonschichten und wird in einem langen, zweigeteilten Drehrohrofen bei ca. 1200° C gebrannt.

Der Name Leca leitet sich aus der englischen Kennzeichnung „Light expanded clay aggregate“ ab.



Abbildung 18: Leca-Material (Fa. Liapor)

Leca wird in verschiedenen Korngruppen produziert. Die Korngruppe gründet sich auf die Kornverteilungskurve. Die Kornrohddichte und Schüttdichte sind nach EN 1097-3 und EN 1097-6 auf Grund eines 90%-igen Konfidenzniveaus deklariert.

Korngruppe	Produkt Name	Trockenschütt-dichte	Kornroh-dichte	Preis (50 Liter/1000 Liter)
mm		kg/m ³	kg/m ³	€
Normal Ware (NW) Leca 0-1 Leca 8-12 Leca 12-20	Leca T 8/12	660-760. 260-360 250-350	530	10/109,2
Mitteldruckfeste (MD) Leca 1-8		470-570		
Leca Hydro 8-12	Leca Hydro 8-12	450	850	10,8/126,9
Hochdruckfeste (HD) Leca 1-8 Leca 4-8 Leca 8-12	Leca HD 8-12	630-730 600-700 500-600	1000	7,8/155,2

Für unsere Versuche wurde Leca der Firma Liapor mit Korngrößen von 8-12 mm aus folgenden Gründen gewählt:

1. nach dem Durchmesser der DL, so dass die Leca Dosierung ohne Rückstau verlief
2. entsprechend der Spaltweite des Rechens, um eine gute Entfernung des dosierten Leca mit dem Rechengut zu gewährleisten.

Auf Grund der Kornrohddichte ist es möglich festzustellen, ob Leca schwerer oder leichter als Abwasser ist. Es wurden anhand mehrerer Versuche drei unterschiedliche Arten Leca ausgewählt:

1. **T (NW)** -sehr leicht, schwimmt im Abwasser
2. **Hydro** -schwebt im Abwasser
3. **HD** -schwerer als Wasser, sinkt zu Boden.

Der ganze Querschnitt der Druckleitung wurde mit Leca gefüllt und die maximale Reibungskraft zwischen Leca und der Oberfläche der Druckleitung und damit die maximale Biofilmentfernung erreicht.

Anfangs wurden vergleichsweise einfache Geräte (Güllefass, etc.) verwendet, um das Leca in die Druckleitung einzubringen (*Abbildung 19*).



Abbildung 19: Dosierung von Leca mit Güllefass beim Sammler Nord, RHV NSW

Bei späteren Versuchen wurde mit einer verbesserten Einbringungstechnik eine höhere Reinigungswirkung erzielt.

Leca Material ist hydrophob und nicht komprimierbar. Aus diesen Gründen wurde Leca vor der Dosierung in Wasser eingeweicht und als eine Mischung Wasser-Leca in die Druckleitung eingebracht.

Mittels Kanalsaugwagen wurden ca. 2 m³ wassergesättigtes Leca mit ca. 3 m³ Wasser eingesaugt und mit einem Schlauch von ca. 15 cm Durchmesser in die Druckleitung eingepresst, 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 20: Leca Dosierung mit Kanalwagen in Sammler West RHV NSW

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Um den Reinigungseffekt zu verstärken, wurde zusätzlich während der Lecadosierung eine geringe Menge an **Tensiden** in die DL eingebracht. Auf den Einsatz von Waschmittelenzymen wurde nach Rücksprache mit Waschmittelfachleuten verzichtet, da durch die Enzyme keine erhöhte Wirkung hinsichtlich der Ablösung der Sielhaut zu erwarten war. Durch den Einsatz von Tensiden sollte Folgendes erreicht werden:

1. Verminderung der Oberflächenspannung, wodurch die Entfernung des Biofilms aus der Druckleitung erleichtert wird.
2. 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.

Tabelle 4: Technische Daten und Überblick Leca Versuche während Projekt KUGPIA

Verband	Name der DL	Länge[m]/DN[mm]	Zahl Leca Versuche	Anmerkung
RHV NSW	Nord West	1500/443 2535/177+1346/248	3 (1,2,3) 3 (4,5,6)	Optimierung Reinigung
AWV Raum Fürstenfeld	Hühnerbach	650/250	1	Wintersielhaut
AWV Seewinkel	Pannonia	3220/150	1	
ABA Guntramsdorf	HPW	2370/400	2	Dosierung mit Abwasserpumpen, niedrige Leca Konzentration

Während der Versuche 1-3 wurden Optimierungen durchgeführt, und die Erfahrungen in den restlichen Versuchen angewendet.

Abbildung 21 und *Abbildung 22* zeigen Ergebnisse der Lecamolchung bei RHV Region Neusiedler See - Westufer. Auch die Lecaversuche ergaben hinsichtlich der entfernten Sielhautdicke ähnliche Resultate wie die klassische Molchung

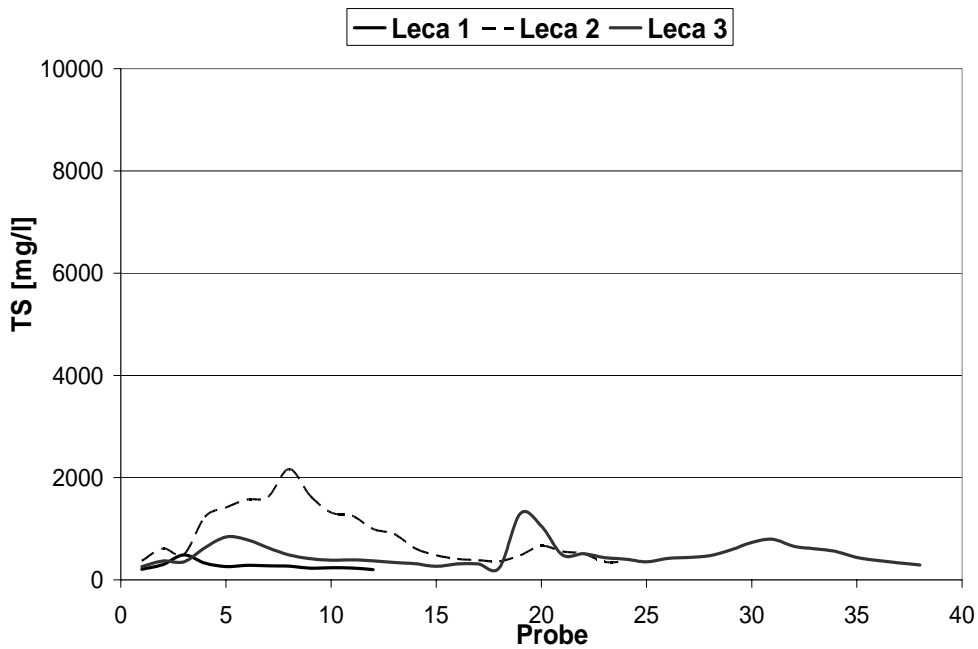


Abbildung 21: Optimierung Lecamolchung bei Sammler West RHV NSW

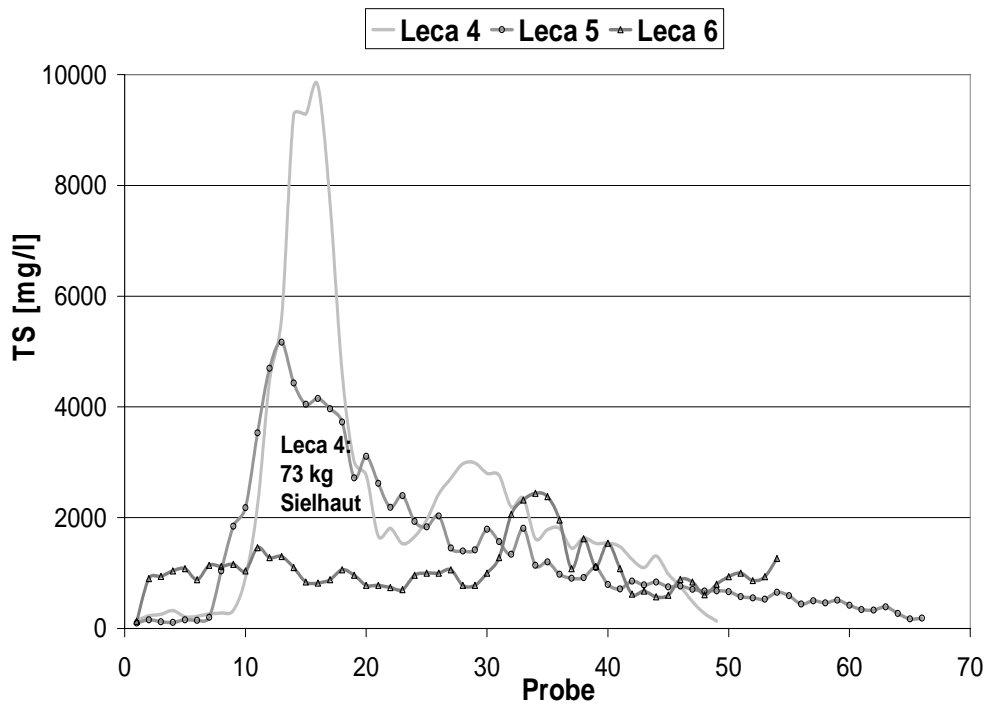


Abbildung 22: Lecamolchung Sammler West RHV NSW

So wurden beim Leca Versuch 4 ca. 73 kg TS Sielhaut gesammelt. Unter der Annahme, dass die Sielhaut ca. 3 % TS enthält, ergeben sich 2435 kg bzw. 2435 Liter Sielhaut. Die gesamte gemolchte Fläche betrug ca. 2490 m² (Länge 2535, DN177 + Länge 1346, DN248), woraus sich eine mittlere Dicke der Sielhautschicht von ca. 0,98 mm errechnet.

Die gute Reinigungswirkung mit Leca konnte auch auf Grund der gesammelten Sielhautmenge und der Messungen von Schwefelwasserstoff im Abwasser nachgewiesen werden. Dabei wurde festgestellt, dass die Wirkung der Lecamolchung ca. eine Woche anhält.

Aufgrund der Erfahrungen mit der mechanischen Reinigung mittels Lecamaterial im RHV-NSW wurde in Fürstenfeld ein Versuch in der Druckleitung Hühnerbach mit einem Durchmesser von 250 mm und einer Länge von 650 m durchgeführt.

Zur Vorbereitung wurde lediglich D 80 samt Kugelhahn und Storz-Anschlusskupplung (B) an der Druckleitung installiert. Es wurden wieder drei unterschiedliche Leca-Arten (T, HD, HYDRO) jeweils 0,5 m³, insgesamt 1,5 m³ in die Leitung eingebracht. Nach der Hälfte der dosierten Leca Menge wurden drei Liter **Tensid** (Spülmittel Clever) dosiert und die restliche Menge Leca eingebracht, so dass das gesamte dosierte Volumen der Mischung aus Wasser, Leca und **Tensid** ca. 7 m³ betrug.

Wegen des zu langen Verbindungsschlauches (6 m) zwischen Kanaldruckwagen und der DL, war die Einbringung von Leca erschwert, aber trotzdem erfolgreich. Beim nächsten Schacht, dem Übergang von Druckleitung in die Freispiegel-Leitung wurden die Proben genommen.

Da die Abwasser Temperatur in der Leitung niedrig war (13,6°C), stagnierte die Schwefelwasserproduktion.

Wie *Abbildung 23* zeigt, war die Reinigung sehr erfolgreich. In einigen Proben betrug der Schwebstoffgehalt über 3,5 g/l. Die erfolgreiche Abwicklung der Leca-Molchung hat die positiven Erfolge mit dieser Reinigungstechnik beim RHV NSW bestätigt.

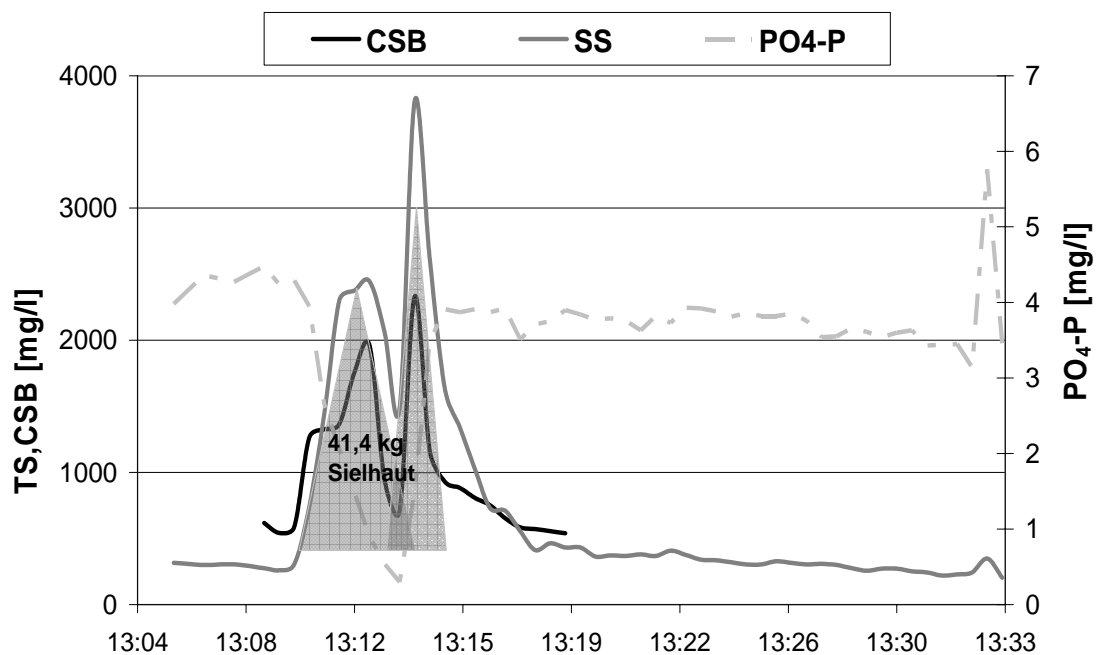


Abbildung 23: Lecamolchung in der Druckleitung Hühnerbach AWV Raum Fürstenfeld

Bei dieser Lecamolchung wurden ca. 41 kg TS Sielhaut gesammelt. Unter der Annahme, dass die Sielhaut ca. 3 % TS enthält, ergeben sich 1367 kg bzw. 1367 Liter Sielhaut. Die gesamte gemolchete Fläche betrug ca. 510 m², woraus sich eine mittlere Dicke der Sielhautschicht von ca. 2,7 mm errechnete.

Die Dicke der Sielhautschicht bei diesem Versuch ist dadurch erklärbar, dass dieser im Frühjahr durchgeführt wurde und anaerobe Bedingungen somit noch nicht hergestellt waren sondern überwiegend eine dickere anoxische Sielhaut vorhanden war.

Folgende Kosten fielen bei der Lecamolchung an:

Leca Material ca. 1,5 m ³	ca.200,--€
Kanalwagen 2 Std	ca.100,--€
Spülmittel 3 l	ca. 10,--€
Gesamt netto	ca. 310,--€

Zusätzliche Hilfestellung durch Projektmitarbeiter:
systemkundiger Mitarbeiter des AWW ca.4Std

Bei dem Versuch in Guntramsdorf wurde Leca in den Pumpensumpf dosiert und mit Abwasserpumpen in die Druckleitung eingebracht. Dadurch wurde nur eine vergleichsweise niedrige Leca Konzentration in der Druckleitung erreicht, wodurch es nicht zur Bildung eines Lecapropfens kam. Während der Dosierung verteilte sich Leca entlang der Druckleitung. Wegen des niedrigen Reibungseffekts war der Versuch nicht erfolgreich.

Darüber hinaus wurde Leca Material durch die Abwasserpumpen zerkleinert, so dass ein Teil Leca durch den Rechen floss und Probleme bei verschiedenen Pumpen auf der Kläranlage verursachte.

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

3.2 Aktiver Korrosionsschutz durch Beigabe von chemischen Mitteln

3.2.1 Nitratzugabe

3.2.1.1 Feldversuche

Die Druckleitung von der BP Autobahnraststätte Guntramsdorf bis zur ABA Guntramsdorf hat sich, auf Grund der konstanten Abwassertemperatur und Schwefelwasserstoff Produktion, für die Winterversuche des Projekts KUGPIA sehr gut bewährt, so dass dort Versuche mit Zeolith, Eisen und Nitrat Zugabe durchgeführt werden konnten.

Das Abwasser der BP Autobahnraststätte Guntramsdorf kommt zum einen direkt von der Raststation (Küche und WC Anlage) und zum anderen von der Tankstelle (Buffet und WC Anlage).

Wie *Abbildung 24* zeigt, ist ein Pumpwerk unmittelbar am Restaurant und ca. 250 m entfernt, neben der Tankanlage, ein zweites Pumpwerk installiert. Die Ströme vereinigen sich im zweiten Pumpensumpf, wo die Möglichkeit zur Zugabe der Chemikalien bestand. Im zweiten Pumpwerk sind zwei Tauchschneidradpumpen mit einer Leistung von ca. 3 l/s installiert. Von diesem Pumpensumpf wird das Abwasser zur Kläranlage durch die Druckleitung mit einem Durchmesser von 90 mm und einer Länge von 1800 m gepumpt. Die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Leitung bei normalem Betrieb beträgt ca. 8 Stunden.



KA Guntramsdorf

Abbildung 24: BP Autobahnraststätte Guntramsdorf

Die Dosierung von Nitrat in Form von Kalzium- und Eisen (III) - Nitrat wurde bei den anschließenden Versuchen durchgeführt. Zunächst wurde Kalziumnitrat und danach Eisennitrat in drei unterschiedlichen Konzentrationen dosiert.

Durch das Nitrat sollten anoxische Bedingungen in der Druckleitung erreicht werden um die Bildung von Schwefelwasserstoff weitgehend zu vermeiden oder gebildeten Schwefelwasserstoff zu oxidieren. Beim Einsatz von Eisennitrat sollte die Ausfällung von Eisensulfid den Effekt des Nitrats zusätzlich verstärken.

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Wie *Abbildung 25* zeigt, wurde während der Versuche nur eine geringe Verminderung der Konzentration an H₂S erreicht. Eine mögliche Erklärung hierfür ist die kurze Reaktionszeit von weniger als 4 Stunden. Ein Teil des H₂S wurde durch das Eisen entfernt, für die Schaffung anoxischer Bedingungen jedoch müsste Nitrat wahrscheinlich über längere Zeit in die Druckleitung eingebracht werden.

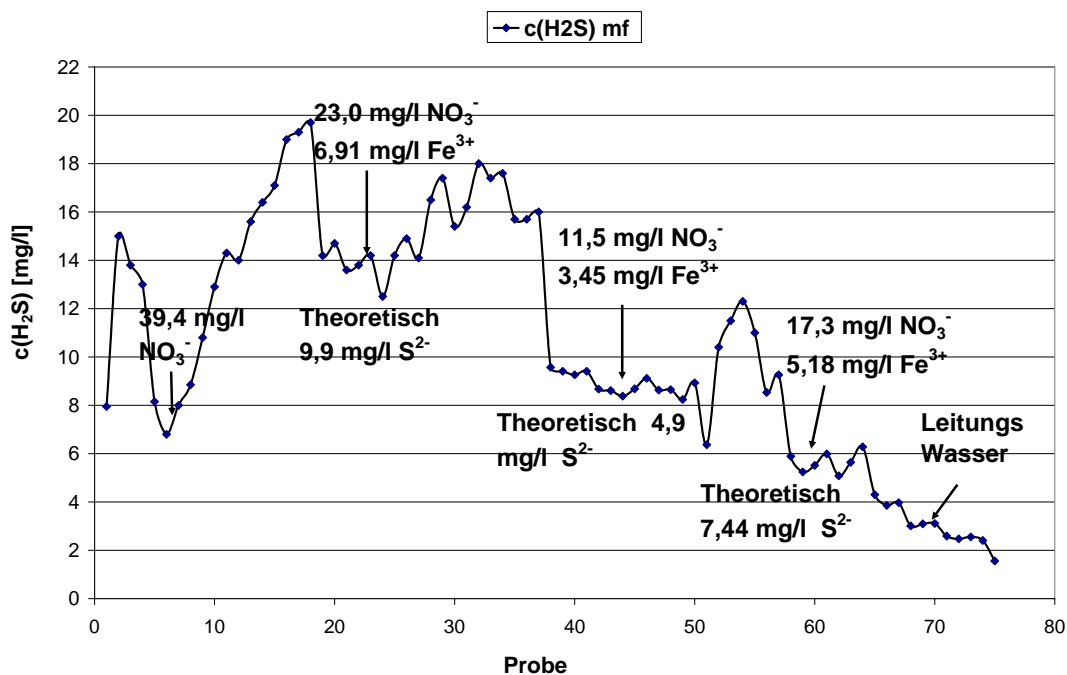
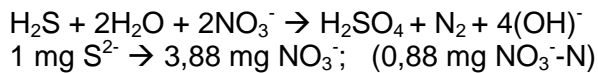


Abbildung 25: Feldversuch Nitratzugabe im Pumpenschacht der Raststation BP-Guntramsdorf

Auf Grund der Erfahrungen aus Feldversuchen wurden Druckleitungen im RHV Region Neusiedler See - Westufer und AWV Seewinkel zur Schwefelwasserstoffbekämpfung mit Hilfe von Nitrat ausgewählt und in Form von großtechnischen Versuchen, längere Zeit unter realen Bedingungen durchgeführt. Diese Versuche wurden in Kooperation mit Fachfirmen; Yara (Nutriox) bzw. ACAT (Anaerite) durchgeführt.

3.2.1.2 Versuche im RHV Region Neusiedler See - Westufer – Nutriox Dosierung

Der Reinhaltungsverband Region Neusiedler See - Westufer (RHV NSW) wurde im Oktober 1996 gegründet und umfasst mittlerweile neun Mitgliedsgemeinden. Das Tätigkeitsfeld umfasst neben der Reinigung unter anderem auch die Sammlung und der Transport der Abwässer zur Verbandskläranlage.

Die Sammlung der Abwässer erfolgt in den Ortskanalisationen der Mitgliedsgemeinden. In weiterer Folge wird das Abwasser in den Übernahmepumpwerken gesammelt und über Druckleitungen zur Verbandskläranlage transportiert.

Die Verbandskläranlage des RHV Region Neusiedler See - Westufer befindet sich in Schützen. Ihr Vorfluter ist die Wulka.

Die Systemkonzeption für die Abwasserreinigung ist eine konventionelle Anlage zur Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorelimination mit simultaner aerober Stabilisierung.

Technische Daten der ARA Schützen

Ausbaugröße

Einwohnergleichwert: 66500
 Tagesschmutzwassermenge: 11667 m³/d
 Max. Zufluss im Regenwetterfall: 1650 m³/h
 Max. Zufluss im Trockenwetterfall: 833 m³/h

Bemessungsdaten

Rechenanlage: Feinrechen Spaltweite 6 mm
 Sandfang: 2 Stk. Belüfteter Langsandfang
 Belebungsbecken: 4 Stk. Umlaufbecken V= 16200 m³
 Belüftungssystem: Feinblasige Belüftung
 Nachklärbecken: 2 Rundbecken; V= 6800 m³
 Schlammstabilisierung: Eindicker und Vorlagebehälter V= 600 m³
 Schlamm entwässerung: Hochdruck Membranfilterpresse
 Phosphatfällung: Bio-P und Simultanfällung mit FeCl₂

Druckleitungen

Sammler Nord: 16000 m; DN 150-450
 Sammler West: 3500 m; DN 200-250
 Sammler Süd: 15500 m; DN 250-400

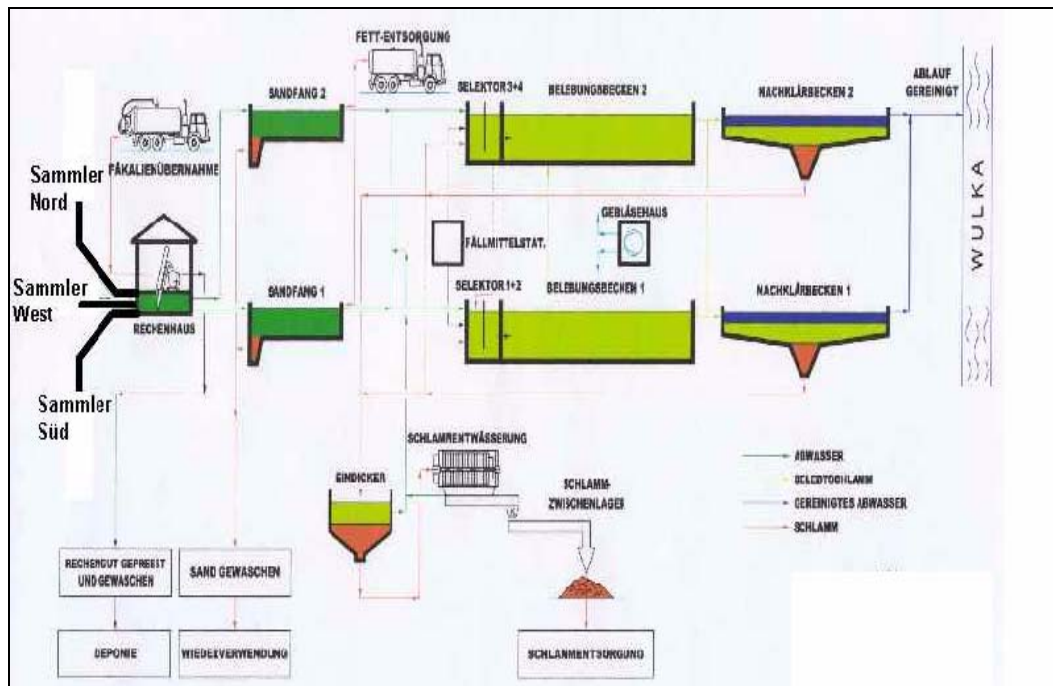


Abbildung 26: Übersichtsschema RHV NSW

Die bestehenden drei Druckleitungen im RHV NSW (Abbildung 27) wurden für die Versuche mit der Dosierung von Nutriox-Ca(NO₃)₂ ausgewählt.

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

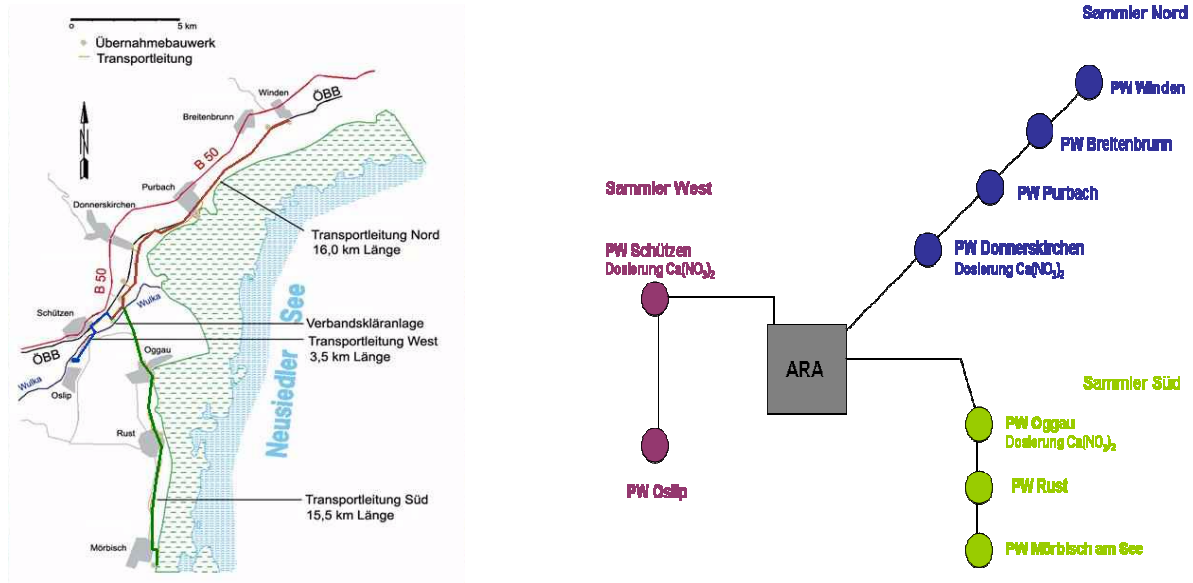
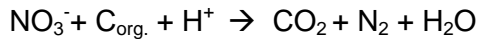


Abbildung 27: RHV Region Neusiedler See - Westufer

Ziel war es, durch die Zugabe von Nitrat anoxische Bedingungen in der Druckleitung zu schaffen, so dass Schwefelwasserstoff weitgehend abgebaut oder seine Produktion verhindert wird. Durch die dabei stattfindende Denitrifikation wird der pH-Wert erhöht und somit der Effekt der Geruchsbekämpfung zusätzlich verstärkt.



Manche Geruchsstoffe liegen bei höherem pH-Wert in dissoziierter Form vor, so dass sie ohnehin nicht in die Atmosphäre austreten können.

Tabelle 5: 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 Oggeu (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.

Der Übernahmeschacht auf der KA wurde entsprechend adaptiert und das Monitoring so angepasst, dass die notwendigen Parameter gemessen und gleichzeitig gespeichert wurden. Zur Bestimmung der Konzentrationen an H_2S und Nitrat, des pH-Wertes, des Redoxpotentials sowie der Temperatur wurden Online Messgeräte der Fa. Nadler verwendet. Zur Messung des H_2S_g kam ein Odalog zum Einsatz. Nitrat und Schwefelwasserstoff im Abwasser wurden außerdem vor Ort photometrisch bestimmt. Messdaten wie Abwassermenge und Temperatur wurden aus Aufzeichnungen des PLS erhalten.

Nach der entsprechenden Einweisung wurde die tägliche Überwachung der Analysengeräte vom Betriebspersonal übernommen und die notwendige Überwachung durch die TU-Wien minimiert.

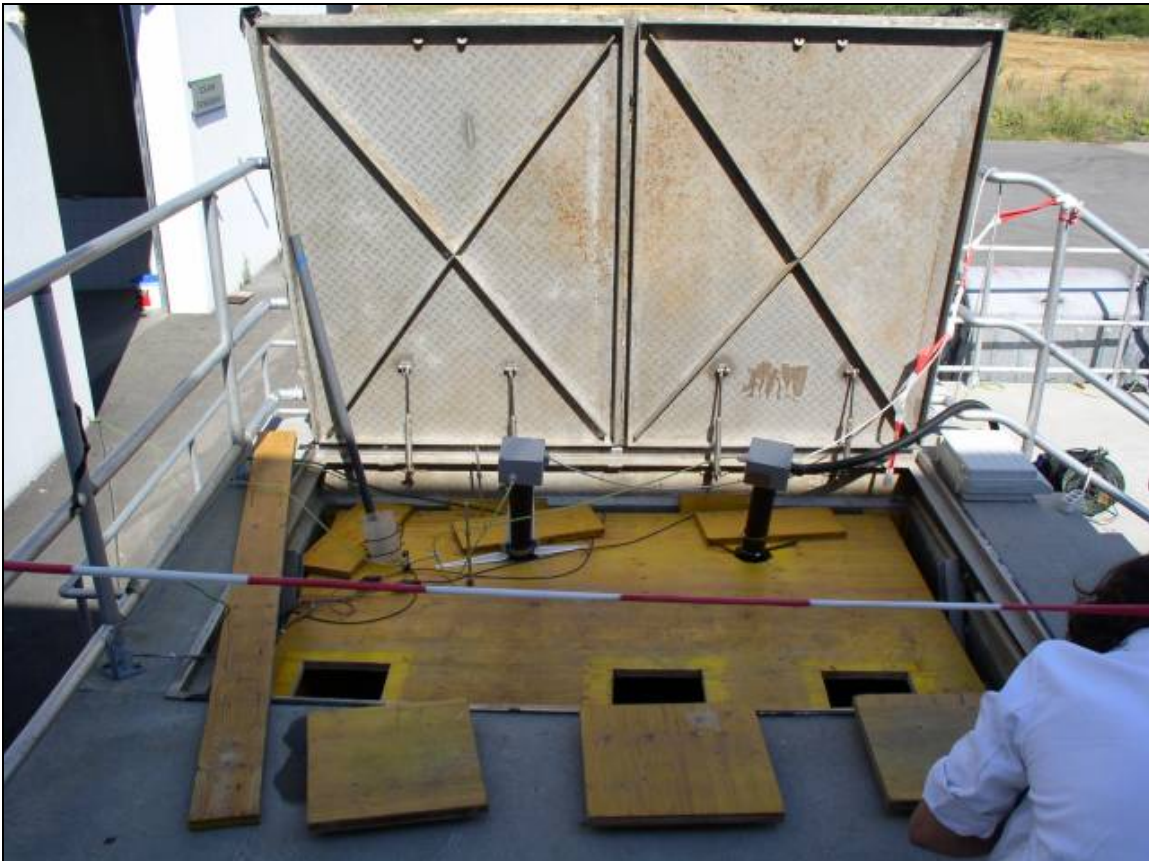


Abbildung 28: Adaptierte Übernahmeschacht Kläranlage Schützen

Nutriox ist ein Mittel auf Basis von Nitrat und hat folgende Eigenschaften:

- | | |
|----------------------------|-----------|
| 1. Dichte | 1425 kg/l |
| 2. Nitrat-Stickstoff | 7,65 % |
| 3. Wasserlösliches Kalzium | 10,9% |
| 4. pH | 6,5 |
| 5. Gefrierpunkt | -20°C |

Im Sicherheitsdatenblatt gemäß EG-Richtlinie 91/155/EWG sind die Angaben über Nutriox zu finden. Das Produkt ist als „reizend“ gekennzeichnet. Ebenso wird darauf hingewiesen, dass es einen gewissen Einfluss auf das Algenwachstum hat.

Angaben der Fa. Yara:

„Für die kontrollierte und bedarfsgerechte Dosierung von NUTRIOX ist jeweils eine NBox-Controller-Einheit vorgesehen. Mit dem NBox-Controller wird eine dem Abwasseranfall und der Aufenthaltszeit des Abwassers angepasste Dosierung eingestellt, sowie die jahreszeitlich ändernden Temperaturen sichergestellt. Wenn bei Regenwetter die gepumpten Abwassermengen deutlich ansteigen, fährt der Dosiercontroller die Dosierung automatisch auf ein Minimum zurück. Dosierte wird also nur, wenn ein tatsächlicher Bedarf vorhanden ist.“

In dieser Hinsicht ist eine verminderte Dosierung und dadurch eine Einsparung von Chemikalien sinnvoll, weil durch das Regenereignis das Abwasser verdünnt wird und somit die Schwefelwasserstoff Produktion bzw. Konzentration niedriger sein sollte. Es ist jedoch sehr schwer zu unterscheiden, ob es sich im gegebenen Fall um Regenwetter oder um höhere Abwassermengen handelt.



Abbildung 29: Dosiereinrichtung für Nutriox Pumpwerk Donnerskirchen RHV NSW

Wie *Abbildung 29* zeigt, wurde die Dosierung von Nutriox mittels Schlauch durchgeführt, was oft zu einer schlechten oder überhaupt keiner Verteilung von Nutriox im Abwasser führte.

In Fällen, in denen sich im Pumpensumpf Fett ansammelte und eine dicke Schicht bildete, wurde Nutriox lediglich auf die Fettschicht dosiert und kam nur unregelmäßig mit dem Abwasser in Kontakt, was zu einer ineffizienten Schwefelwasserstoff Entfernung führte.

3.2.1.2.1 Nutriox Dosierung im Sammler Nord

Der Sammler Nord besteht aus vier Pumpstationen: PW Winden, PW Breitenbrunn, PW Purbach sowie PW Donnerskirchen (*Tabelle 5*). Die meisten Probleme mit der Schwefelwasserstoffproduktion auf der KA kommen vom Sammler Nord, da er der Längste und Größte ist. Die Nutriox Dosierung wurde bei der letzten Pumpstation in Donnerskirchen vorgenommen.

Abbildung 30 zeigt, dass die Sulfidproduktion in der Druckleitung, Sammler Nord, vor der Ca (NO₃)₂-Dosierung ein gewisses Niveau erreicht hat, das durch die Schwefelwasserstoff-Messungen in der Luft und im Abwasser am Ende der Leitung nachgewiesen wurde.

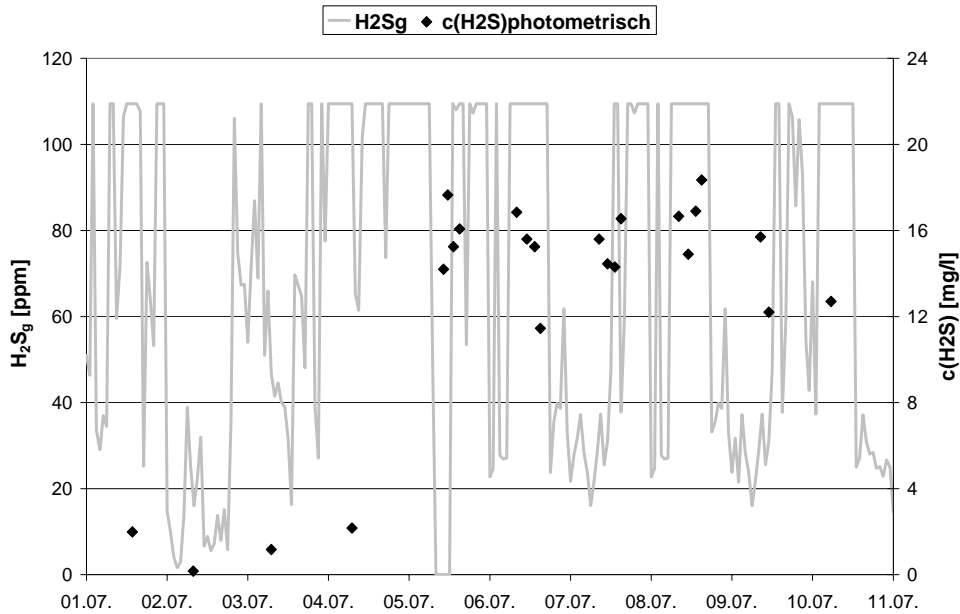


Abbildung 30: Schwefelwasserstoffproduktion im Sammler Nord

Am 12.07. wurde mit der Dosierung von $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ begonnen und nach 2-3 Tagen war kaum noch H_2S_g in der Luft nachweisbar. Die Messungen im Abwasser zeigten bereits deutlich niedrigere $c(\text{H}_2\text{S})$ -Konzentrationen, waren aber noch immer hoch (Abbildung 31).

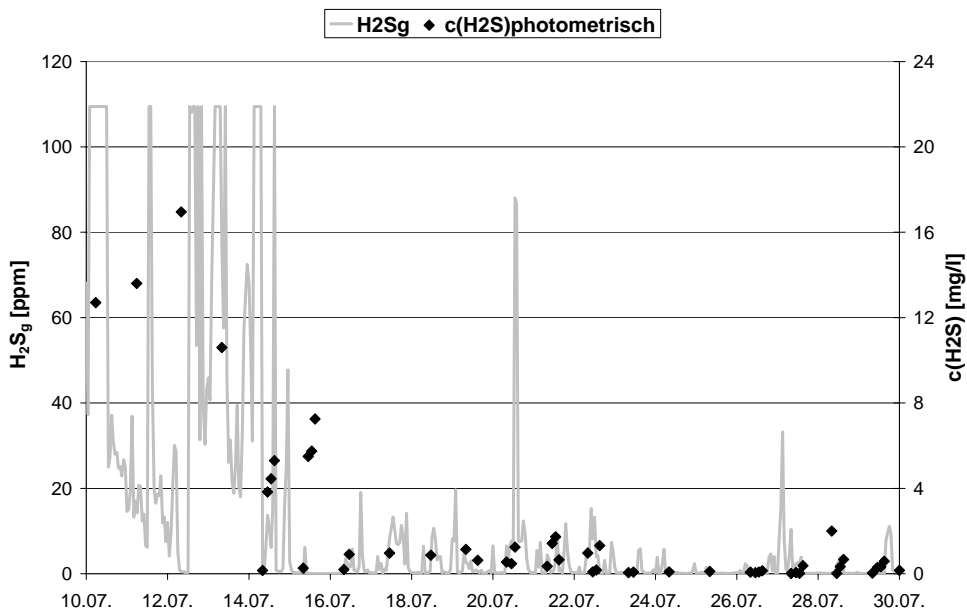


Abbildung 31: Nutriox-Dosierung im Sammler Nord

Wahrscheinlich wurde durch die Erhöhung des pH-Werts (durch Denitrifikation und Anwesenheit von Calcium) das Gleichgewicht von Schwefelwasserstoff in Richtung der dissoziierten Form verschoben, was die geringe H_2S_g -Konzentration in der Luft bewirkte. Daraus folgt, dass eine Messung in der Luft nicht ausreicht, um die Korrosionsgefahr zu beurteilen. Es ist notwendig, zusätzliche Messungen im Abwasser durchzuführen.

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

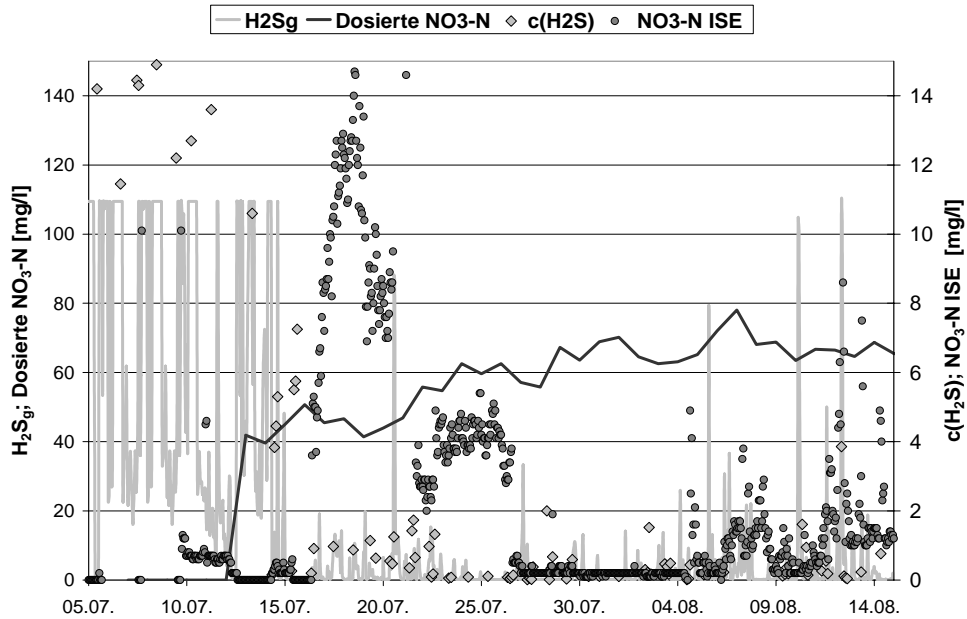


Abbildung 32: Optimierung der Nutriox-Dosierung im Sammler Nord

Durch mehrmalige Optimierungen wurde versucht im Abwasser eine konstante Nitratkonzentration und gleichzeitig eine maximale Schwefelwasserstoffentfernung am Ende der Druckleitung zu erreichen. Drei Wochen nach Beginn der Dosierung wurde dieses Ziel annähernd erreicht und in den nächsten zwei Wochen wurde unter diesen Bedingungen weiter gearbeitet (Abbildung 32).

Eine gewisse Optimierung war noch möglich, da immer wieder H_2S in der Gasphase gemessen wurde. Es war jedoch nicht klar, ob die Durchmischung von Nutriox in der DL schlecht war oder ob es unterdosiert wurde, sodass keine kontinuierliche anhaltenden anoxischen Bedingungen gewährleistet waren.

Um die Prozesse besser zu verstehen und die Kinetik am Anfang und während der Dosierung zu untersuchen, wurde die Dosierung von Nutriox am 17.08. unterbrochen und nach zwei Wochen (30.08.) wieder aufgenommen.

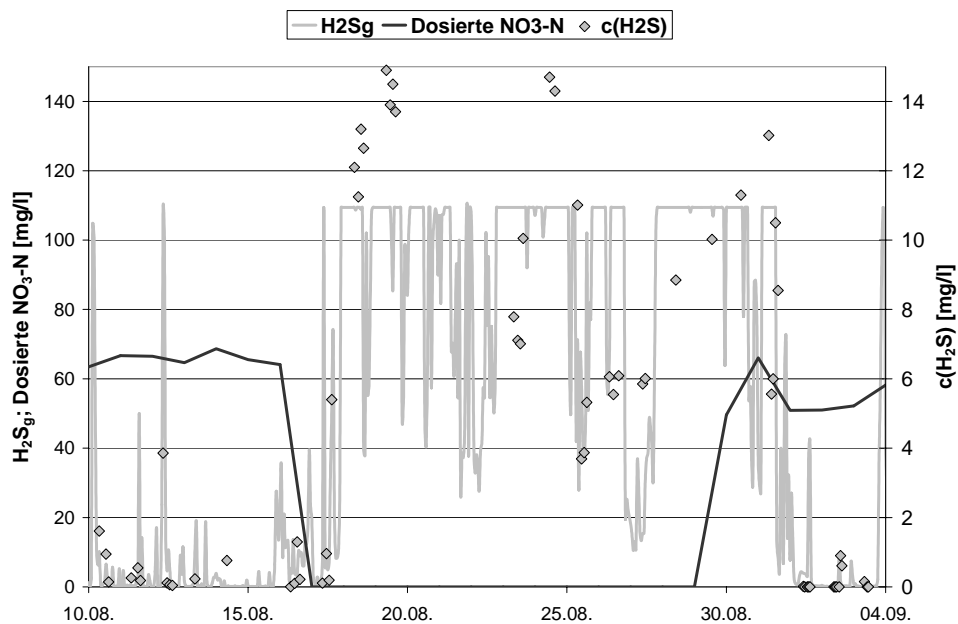


Abbildung 33: Schwefelwasserstoffproduktion nach dem Abstellen der Nitratdosierung

Abbildung 33 zeigt, dass gleich nach dem Abstellen der Nitratdosierung die Schwefelwasserstoffproduktion wieder stark zunahm, was darauf hindeutet, dass die Desulfurikanten unter anoxischen Bedingungen überleben können und unter anaeroben Bedingungen wieder aktiv werden.

Nach dem neuerlichen Einsetzen der Dosierung (30.08.) sank die Schwefelwasserstoffkonzentration relativ rasch, sowohl in der Luft als auch im Abwasser. Daraus lässt sich schließen, dass $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ erfolgreich zur Korrosions- und Geruchsbekämpfung in den Druckleitungen angewendet wurde.

Während des gesamten Versuchs der Nutrioxdosierung im Sammler Nord, wurden insgesamt 102402 m^3 Abwasser behandelt und 23136 Liter Nutriox verbraucht. Unter der Annahme, dass die H_2S Produktion konstant war und die mittlere Konzentration an H_2S in der Druckleitung ca. 8 mg/l betrug, wurde ein Verbrauch von $0,226$ Liter Nutriox pro m^3 Abwasser bzw. ca. $0,077 \text{ €}$ pro m^3 Abwasser (Nutriox Preis von $0,24 \text{ €/kg}$; Dichte= $1,425 \text{ kg/l}$) berechnet. Die Bilanzierung über eine Woche, in der die Dosierung optimiert und Schwefelwasserstoff erfolgreich bekämpft wurde, zeigt einen Verbrauch von $0,265$ Liter Nutriox pro m^3 Abwasser.

3.2.1.2.2 Nutrioxdosierung im Sammler Süd

Der Sammler Süd besteht aus PW Mörbisch, PW Rust und PW Oggau wobei die Nutriox Dosierung bei der letzten Pumpstation in Oggau vorgenommen wurde (Tabelle 5).

Nach Beginn der Nutrioxdosierung sank der Schwefelwasserstoffgehalt. Auch nach Erhöhung der Dosiermenge konnte Schwefelwasserstoff weiterhin nachgewiesen werden. Während des Versuchs traten Probleme mit der Dosierung im Pumpensumpf auf. Durch Ausbildung einer Fettschicht war eine entsprechende Durchmischung nicht gewährleistet. Die mangelhafte Dosiereinrichtung wäre eine mögliche Erklärung für die unvollständige Entfernung des H_2S .

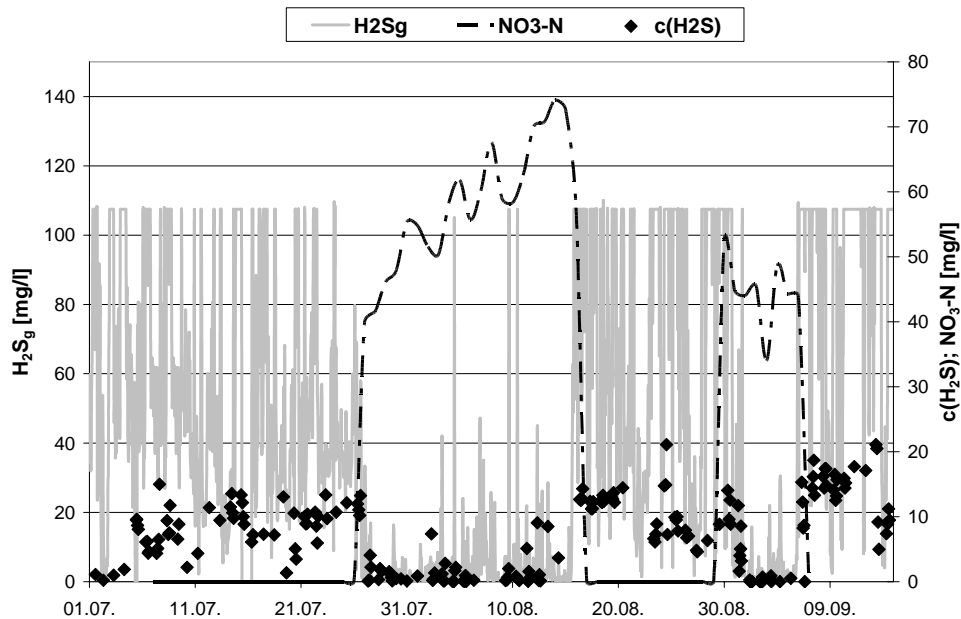


Abbildung 34: Ergebnisse Nutrioxdosierung beim PW Oggau Sammler Süd, RHV NSW

Beim Sammler Süd betrug die mittlere H_2S Konzentration in der Druckleitung ca. 6,7 mg/l. Während des Versuchs wurden insgesamt 54819 m^3 Abwasser behandelt und 14441 Liter Nutriox verbraucht. Die Bilanzierung für eine Woche, in der die Dosierung optimiert und Schwefelwasserstoff erfolgreich bekämpft wurde, ergibt einen Verbrauch von 0,244 Liter Nutriox pro m^3 Abwasser.

3.2.1.2.3 Nutrioxdosierung im Sammler West

Der Sammler West besteht aus PW Oslip, PW Schützen und ist die kürzeste Druckleitung beim RHV-NSW, mit einer durchschnittlichen Abwassermenge, während des Versuchs von $550 \text{ m}^3/\text{Tag}$ (Tabelle 5). Die mittlere Abwasserverweilzeit bei diesem Sammler ist verhältnismäßig kurz, weshalb im Vergleich mit anderen Sammlern eine niedrigere Schwefelwasserstoffproduktion registriert wurde.

Es wurden ähnliche Ergebnisse wie im Sammler Nord erreicht, wie in *Abbildung 35* zu sehen ist. Am Anfang der Nutriox Dosierung und der Herstellung anoxischer Bedingungen sank die Schwefelwasserstoffkonzentration. Die niedrige Konzentration wurde bei konstanter Dosierung ca. zwei Wochen gehalten und stieg unmittelbar nach Beendigung der Dosierung wieder an.

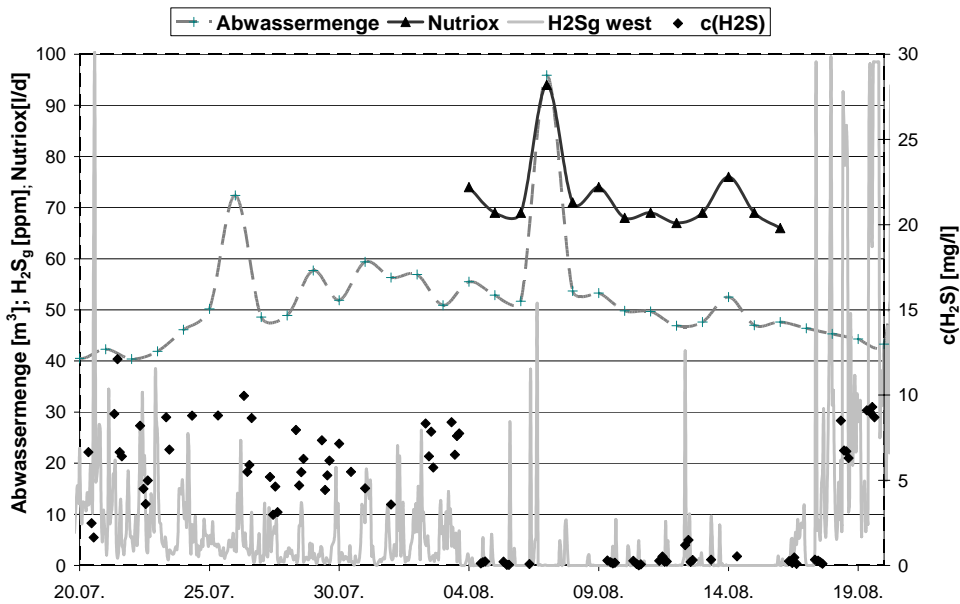


Abbildung 35: Ergebnisse Nutrioxdosierung beim PW Schützen Sammler West, RHV NSW

Während des Versuches wurde auch die Auswirkung einer mechanischen Reinigung auf die Möglichkeit zur Einsparung von Nutriox überprüft.

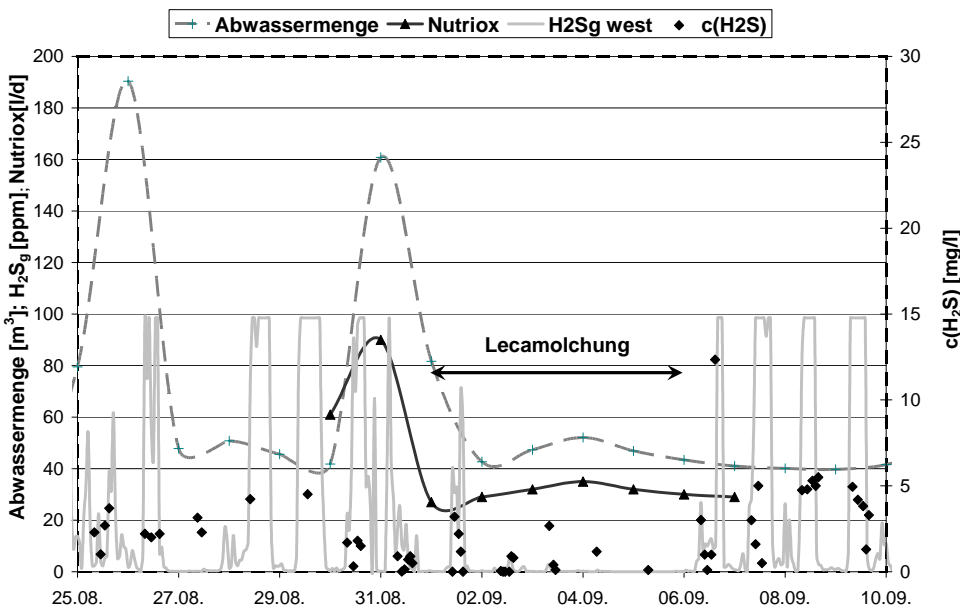


Abbildung 36: Leca-Molchung Sammler West , RHV NSW

Eine Leca-Molchung wurde durchgeführt und danach eine reduzierte (halbe) Dosiermenge von $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ eingestellt.

Mit der Anwendung dieser kombinierten Methode ist es möglich ungefähr fünf Tage lang den gleichen Effekt wie mit voller $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Dosierung zu erreichen, (kein Sulfid im Abwasser) (Abbildung 36).

Während der Dosierung von Nutriox in alle drei Druckleitungen wurde die Geruchsbelästigung minimiert, doch sofort nach Unterbrechung der Dosierung traten die Geruchsprobleme wieder auf.

Tabelle 6: Gesamte Behandlungsdaten drei Sammler

Ort	Produkt	Dauer	Abwasser- menge	Mittel	Tage
			m ³	Liter	
Nord (Donnerskirchen)	Nutriox	13.07-16.08/30.08-06.09.04	102402	23136	43
Süd (Oggau)	Nutriox	27.07-16.08/30.08-06.09.04	54819	14441	29
West (Schützen)	Nutriox	04-16.08/30.08-07.09.04	12618	1300	22

Tabelle 7: Eine Woche optimale Nutriox Dosierung

Ort Dosierung	Datum	Abwasser- menge	Nutriox- menge	Sulfid Mittelwerte	Verbrauch	Preis
		m ³ /Woche	Liter	mg/l	l Mittel/m ³ Abw.	€/m ³ Abw.
Nord (Donnerskirchen)	31.07- 03.08.04	16126	4280	8,32	0,267	0,091
Süd (Oggau)	04-10.08.04	15834	3862	6,74	0,257	0,088
West (Schützen)	09-15.08.04	3468	492	4,07	0,142	0,049

Abbildung 37 zeigt, dass sich die niedrigsten Behandlungskosten mit Nutriox pro m³ Abwasser bei Sammler West ergaben, gefolgt von Sammler Süd. Die höchsten Behandlungskosten ergaben sich für den Sammler Nord.

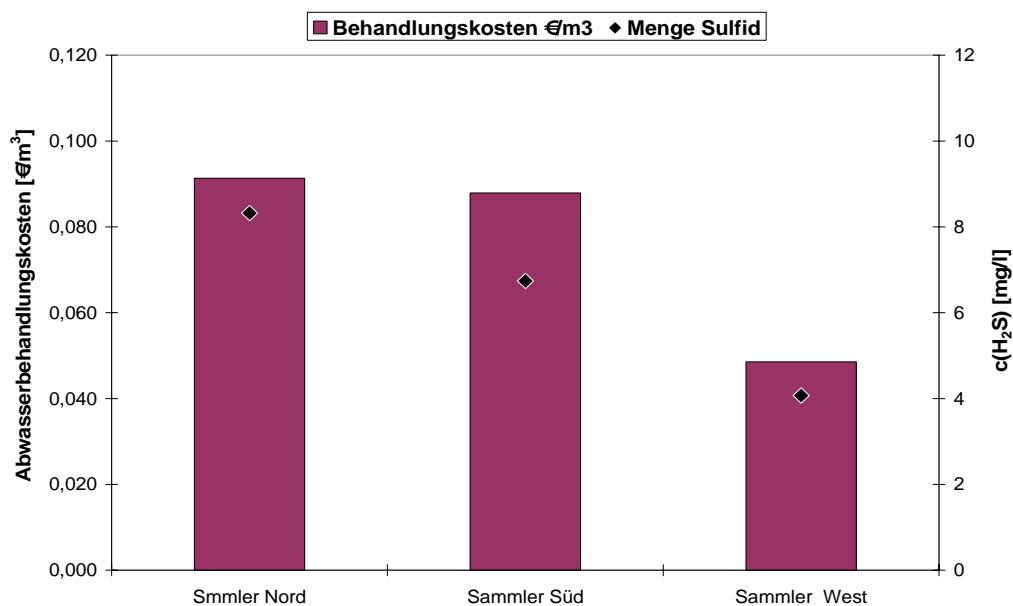


Abbildung 37: Abhängigkeit der Behandlungskosten mit Nutriox von Sulfidbelastungen in den Druckleitungen bei RHV NSW

3.2.1.3 Versuche beim AWV Seewinkel

3.2.1.3.1 Anaerite Dosierung

Der Abwasserverband Seewinkel wurde im Dezember 1976 gegründet und umfasst die Mitgliedsgemeinden: Illmitz, Apetlon, Pamhagen mit Feriendorf Pannonia und Wallern. Das Tätigkeitsfeld umfasst neben der Reinigung unter anderem auch die Sammlung und den Transport der Abwässer zur Verbandskläranlage.

Die Verbandskläranlage des AWV Seewinkel befindet sich in Pamhagen und hat als Vorfluter den Einserkanal.

Die Sammlung der Abwässer erfolgt in den Ortskanalisationen der Mitgliedsgemeinden. In weiterer Folge wird das Abwasser in den Übernahmepumpwerken gesammelt und über Druckleitungen zur Verbandskläranlage transportiert.

Technische Daten der ZKA

Ausbaugröße

Einwohnergleichwert: 26.300

Tagesschmutzwassermenge: 6180 m³/d

Max. Zufluss im Regenwetterfall: 833 m³/h; $Q_{RW} = 2 \times Q_{TW}$

Bemessungsdaten

Rechenanlage: Rotomat; Spaltweite 7 mm; d=1000 mm

Sandfang: 2 Stk. Zyklonabscheider V= 52 m³

Belebungsbecken: 2 Stk. Vol= 2x 3156 m³ Ges. Vol.= 6312 m³

Belüftungssystem: je BB 2 Stk. Mammutrotoren 37 kW; Länge 7,5 m d=1000 mm

Nachklärbecken: 2 Rundbecken, Ges. Vol.= 2805 m³

Schlammwässerung: Kammerfilterpresse 50 m³/d

Phosphatfällung: mit FeCl₃; (137 l/d)

Druckleitungen

Pannonia-ZKA: 3220 m; DN 150 (Kontroll-Entleerungsschächte 16 Stk.)

Illmitz-Apetlon-ZKA: 7530 m; DN 250 und DN 300 (Kontroll-Entleerungsschächte 35 Stk.)

Wallern-Pamhagen-ZKA: 8100 m; DN 250 und DN 300 (Kontroll-Entleerungsschächte 35 Stk.)

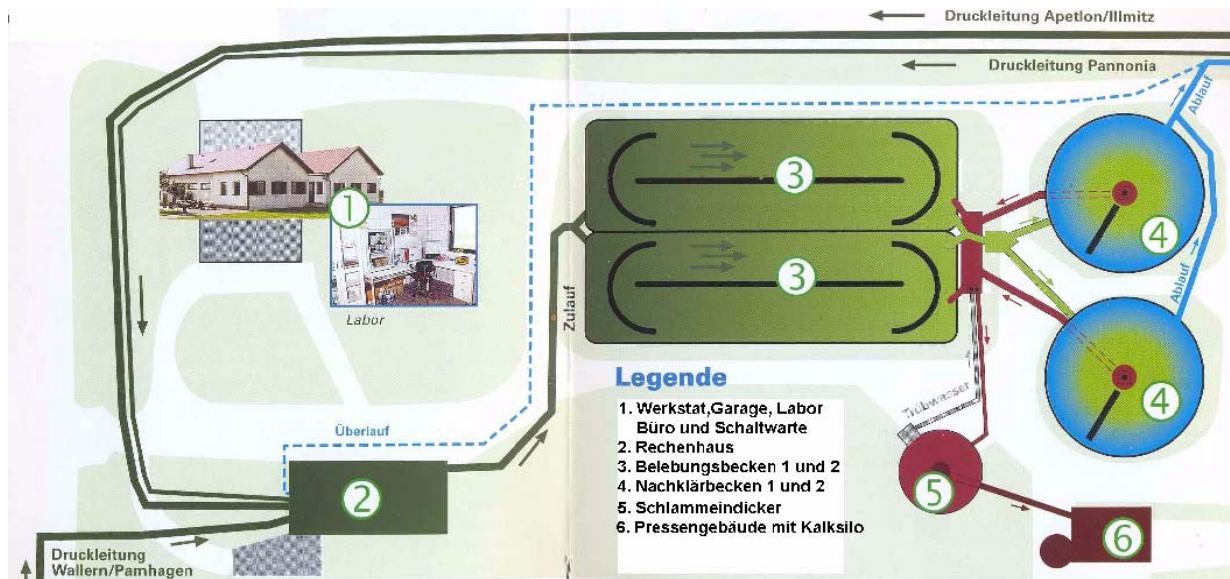


Abbildung 38: ZKA Pamhagen

Die Feriensiedlung Pannonia ist über eine Druckleitung (Länge 3220 m, Durchmesser 150 mm, durchschnittliche Tagesmenge 147 m³) an die Kläranlage des AWV Seewinkel angeschlossen.

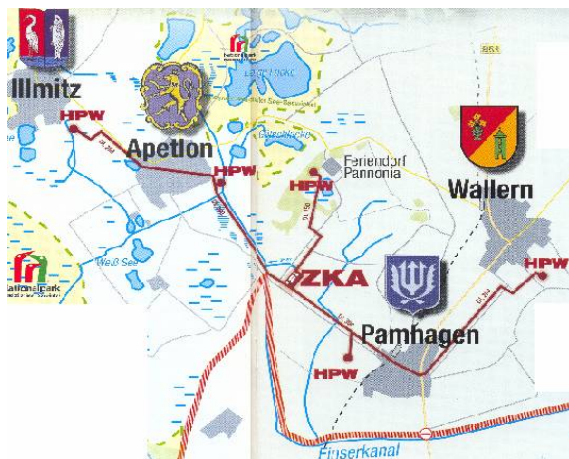


Abbildung 39: Skizze Druckleitungen des AWV Seewinkel (Li.) und Dosiereinheit für Anaerite (Re.)

In diese Druckleitung wurde Eisen(III)-Nitrat dosiert, um seine Wirksamkeit für die Schwefelwasserstoffbekämpfung zu testen. Aufgrund der Theorie und der Laborversuche wurde eine doppelte Wirkung von diesem Produkt 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. Das eingesetzte Produkt namens Anaerite 263 Hi hatte einen Anteil an Eisen(III)-Nitrat von 32% und eine Dichte von 1,45 kg/l.

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.

Der Versuch dauerte etwa zwei Monate, in denen die Dosiermenge nach den Sulfid- und Nitratmessungen am Ende der Druckleitung optimiert wurden. Wie in *Abbildung 40* zu sehen ist, wurde zu Beginn der Versuche unterdosiert. In der nächsten Phase wurde die Dosierung erhöht wodurch die Sulfid-Konzentration im Vergleich zu den Werten ohne Dosierung halbiert werden konnte. Zuletzt wurde die Dosierung ab Mitte August mehr als verdoppelt, was zu einer weiteren Senkung des Sulfidgehaltes im Abwasser am Ende der Leitung führte.

Der Zulauf von Pannonia entspricht weniger als 3% des gesamten Zulaufs der Kläranlage, wodurch eine Verminderung der Geruchsbelästigung auf der Kläranlage nicht zu erwarten war.

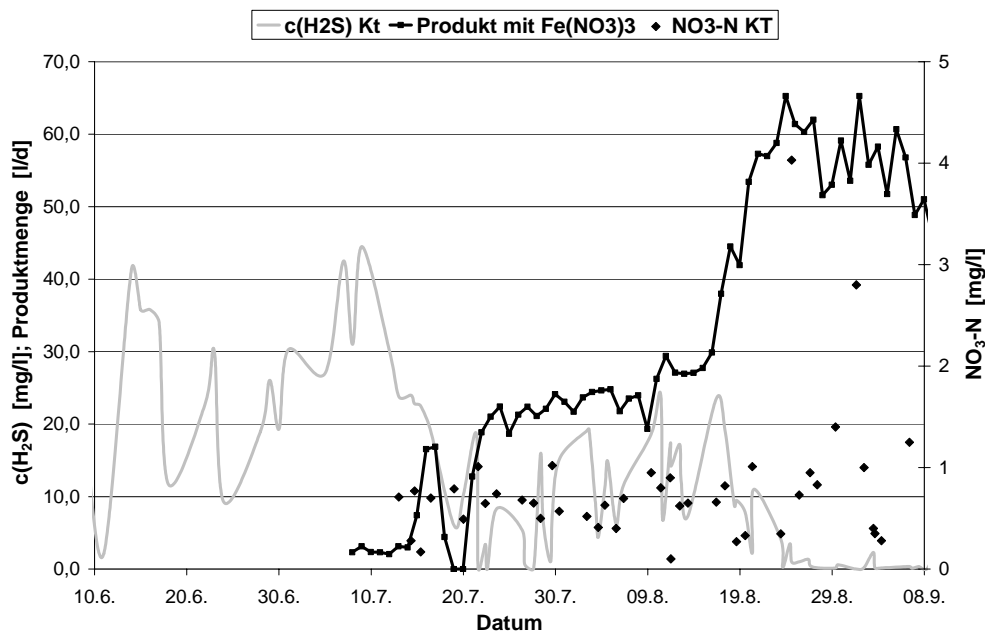


Abbildung 40: Anaerite Dosierung in Druckleitung Pannonia, AWV Seewinkel

Am 10. September wurde eine Leca-Molchung durchgeführt, mit der ein wesentlicher Teil der Sielhaut entfernt wurde. Es war zu erwarten, dass die Sulfidproduktion unterdrückt und deswegen der Chemikalienverbrauch nach der Molchung sinken würde.

Um diese Hypothese zu überprüfen, wurde die Dosierung nach der Molchung auf etwa die Hälfte reduziert und es wurde festgestellt, dass die kombinierte Methode (Molchung-Chemikalien) für mehr als zwei Wochen dieselbe Wirkung wie die alleinige optimierte Dosierung von Chemikalien hatte (*Abbildung 41*). Somit zeigt diese Alternative, dass eine Einsparung von Chemikalien und daher von Kosten möglich ist.

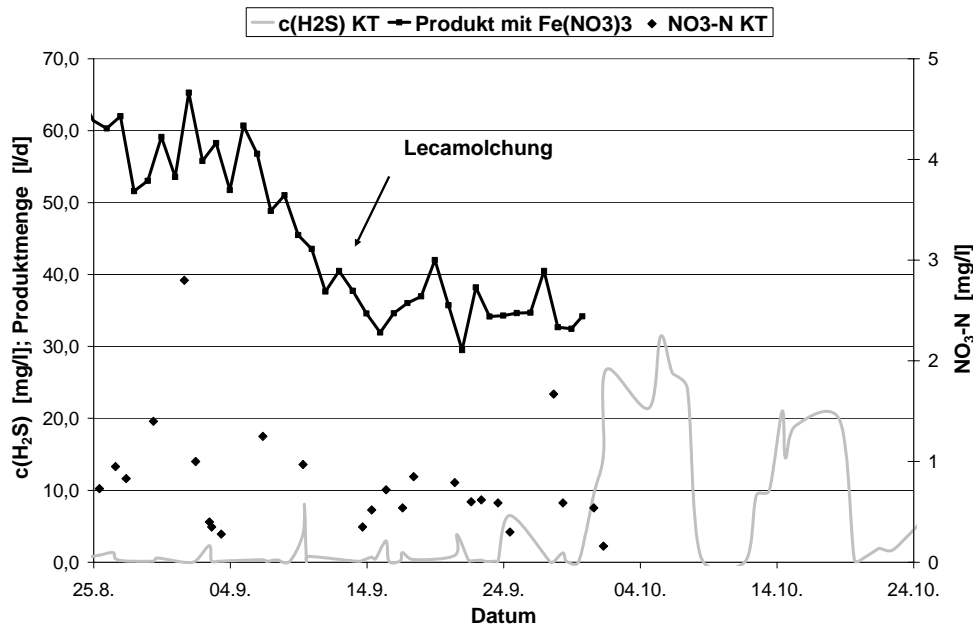


Abbildung 41: Leca-Molchung in der Druckleitung Pannonia, AWV Seewinkel

Die mögliche doppelte Wirkung von Eisen in der Druckleitung zuerst als Mittel für die H_2S -Bekämpfung und danach als Phosphorfällungsmittel (siehe Kapitel 4.1), könnte Einsparungen an Fällungsmitteln für die Kläranlage ermöglichen. In diesem Fall entspricht das Abwasser der Pannonia-Druckleitung nur einem kleinen Anteil des gesamten Zulaufs der Kläranlage, wodurch dieser Effekt nicht merkbar ist.

Insgesamt wurden in dem Versuch 11492 m^3 Abwasser mit 4005 kg Produkt behandelt. Für den optimierten Zeitraum, in dem, bei einer täglichen Abwassermenge von ca. 144 m^3 , Schwefelwasserstoff weitgehend entfernt werden konnte, wurden $0,40 \text{ l}$ Produkt pro m^3 Abwasser verbraucht.

3.2.2 Kalkdosierung

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 $2,3 \text{ m}^3$ Wasser eine 10 %-ige Kalkmilch Mischung vorbereitet. Beim ersten Versuch wurde festgestellt, dass aufgrund einer zu geringen Reaktionszeit keine der erwarteten Ergebnisse erzielt werden konnten. Deswegen wurden im nächsten Versuch die Abwasserpumpen so eingestellt, dass sich Kalkpfropfen langsam entlang der Druckleitung fortbewegten und damit eine möglichst maximale Aufenthaltszeit des Kalks (mehr als 10 Stunden) in der Druckleitung erreicht wurde.

Der Versuch wurde mit sehr geringem personellen und finanziellen Aufwand, problemlos durchgeführt.

- ein Betonmischwagen drei Stunden
- zwei systemkundige Mitarbeiter des AWV ca.3 Std.
- ca. 250 kg Kalk

Am Ende der Druckleitung wurden Proben für Laboranalysen genommen und kontinuierlich pH, Sulfid und TS gemessen.

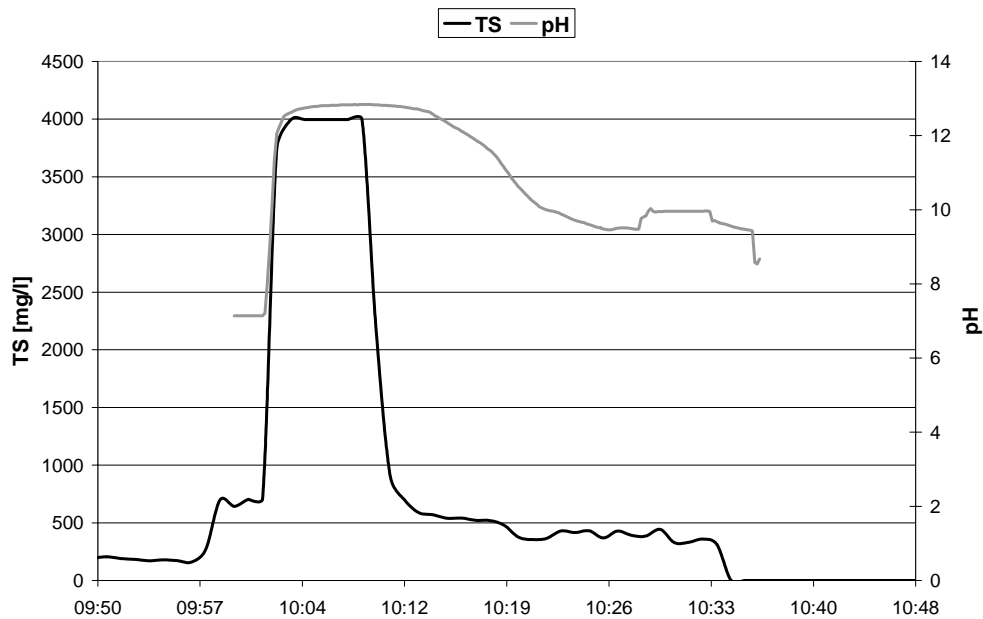


Abbildung 42: Kalkdosierung in Druckleitung Pannonia, AWV Seewinkel

Wie in *Abbildung 42* 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). Eine Analyse des Sielhaut TS, die eine Trennung von Sielhaut und Kalk erfordert, war nicht möglich.

Abbildung 43 zeigt, dass die Schwefelwasserstoffkonzentration im Abwasser nach der Kalkdosierung als Folge des erhöhten pH gesunken 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.

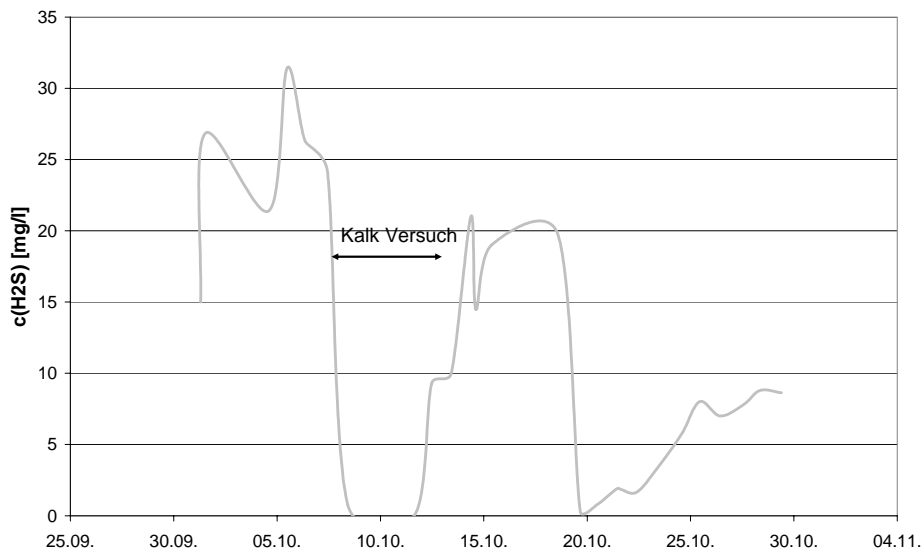


Abbildung 43: Sulfidkonzentration während der Kalkdosierung in Druckleitung Pannonia, AWW Seewinkel

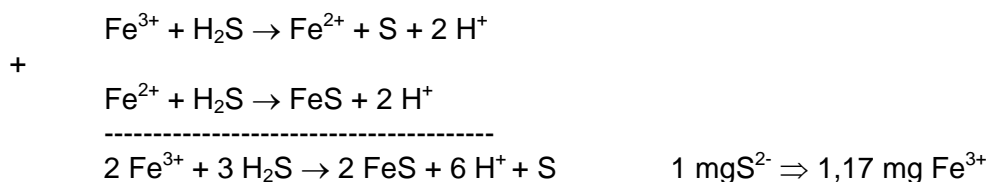
3.2.3 Eisendosierung

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:



Auf dem Markt werden verschiedene Formen von Eisen angeboten, die in drei Gruppen eingeteilt werden können:

- Eisensalze oder Eisensalzlösung: Eisen-II-Sulfat, Eisen-II-Chlorid-Lösung, Eisen-III-Chlorid-Lösung, Eisen-III-Chloridsulfat-Lösung.
- Eisenhydroxid (z.B. Eisenhydroxidsuspension, Wasserwerkschlamm)
- Eisennitratlösung

Tabelle 8: Überblick von verschiedenen Versuchen mit Eisensalz

Produkt	Wirkstoffe	g Fe / kg Mittel	Dichte (kg/l)	Preis (€/t)	Preis (€/t Fe)
Bellair green	Fe ²⁺ (FeCl ₂)	140	1,400	345	2464
Green plus	Fe ³⁺ (FeCl ₃)	138	1,420	427	3094
Donau klar classic	Fe ³⁺ (FeCl ₃)	138	1,416	245	1775
Anaerite 263 Hi	Fe ³⁺ (Fe(NO ₃) ₃)	73,8	1,450	790	10690

Von Eisennitrat wird eine zusätzliche Wirkung erwartet, da auch Nitrat die Bedingungen, unter denen Sulfidbildung in Kanal erfolgt, beeinflusst (Siehe Nitratdosierung).

3.2.3.1 Versuche im Abwasserverband Raum Fürstenfeld – Dosierung von Eisensalzen

Die Verbandskläranlage Fürstenfeld reinigt die Abwässer der drei Mitgliedsgemeinden Altenmarkt, Bad Blumau (Therme Rogner Bad Blumau) und Fürstenfeld sowie der beiden Vertragsgemeinden Übersbach und Söchau. Das komplette Entsorgungsgebiet wird, mit Ausnahme der Innenstädte von Fürstenfeld, Söchau und Großwilfersdorf, vorwiegend im Trennsystem entwässert.

Die im September 1997 in Betrieb genommene Ausbaustufe wurde für eine Größe von 24500 EW errichtet.

Technische Daten ARA Fürstenfeld

Ausbaugröße

Einwohnergleichwert: 24.500
 Tagesschmutzwassermenge: 3047 m³
 Max. Zufluss im Regenwetterfall: 240 L/s

Bemessungsdaten

Rechenanlage: Stufenrechen (6 mm)
 Sandfang: belüfteter Sand- und Fettfang
 Belebungsbecken: 3 Stk. Ges. Vol. 8490 m³
 Belüftungssystem: Feinblasige Belüftung (Schlauchbelüftern), je Becken 2 Kompr.
 (2x30 kW)
 Nachklärbecken: 2 Rundbecken Ges. Vol. 4300 m³
 Schlammwässerung: Hochdruckmembranfilterpresse
 Phosphatfällung: FeCl₃

Druckleitungen, die im Projekt verwendet wurden

DL Söchau-Übersbach-Fürstenfeld: 7686 m; DN150-200
 DL Hühnerbach: 650 m; DN 250

In der Gemeinde Fürstenfeld wurden in der bestehenden Druckleitung von Übersbach (Trennsystem mit einer Länge von 4105 m, einem Durchmesser von 200 mm und einer durchschnittlichen Tagesmenge von 355 m³) drei unterschiedliche Fällmittel getestet: Bellair green, Bellair green plus und Donau klar classic.

Jedes Fällmittel wurde in unterschiedlichen Konzentrationen mittels einer zeitgesteuerten Pumpe, ohne Berücksichtigung von Parameter wie Temperatur, Abwassermenge oder CSB in die Druckleitung dosiert.

Zwischen den Dosierungsintervallen erfolgte eine einwöchige Pause um mögliche überlappende Wirkungen zu vermeiden.

Tabelle 9: Zusammenfassung der Versuche in DL Übersbach (Fürstenfeld)

Produkt	Dauer	Abwassermenge	Mittel	Tage
		m ³	Liter	
Bellair green (FeCl ₂)	08.07-12.08 / 01-10.10.04	16574	2555,9	46
Bellair green plus (FeCl ₃)	19.08-30.09 / 11-23.10.04	19552	2654	24
Donau klar classic (FeCl ₃)	04.11/06.12.04	11390	1804	33

Das Ziel war die Dosierung zu optimieren, so dass eine maximale H₂S Entfernung mit einer möglichst kleinen Menge erreicht werden konnte. Dies erfolgte durch Erhöhung oder Reduzierung der Dosiermenge und der Überwachung der Sulfidkonzentration im Abwasser am Ende der Druckleitung. Eine kurze Einschulung für das Betriebspersonal über die Messmethode für die erforderlichen täglichen Messungen war für ein erfolgreiches Monitoring notwendig, um die Überwachung zu übernehmen.

Die Ergebnisse sind in *Abbildung 44* dargestellt:

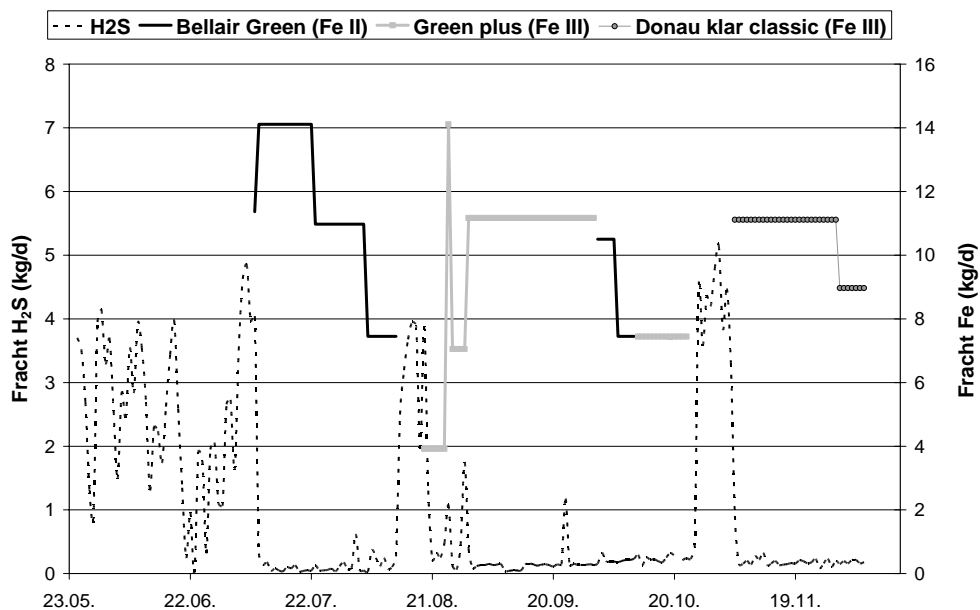


Abbildung 44: Ergebnisse der Versuche in Fürstenfeld

Bei den ersten (72 l/d) und zweiten (56 l/d) Dosierungsversuchen von Bellair green (Fe^{2+}) konnte Sulfid bis zu unter 1 mg/l reduziert werden. Eine Dosierung von 38 Liter pro Tag vom selben Produkt reichte nicht aus, um die Sulfidkonzentrationen am Ende der Leitung unter 1 mg/l zu stabilisieren. Anhand der Ergebnisse konnte festgestellt werden, dass bei 72 l/Tag Fe(II) überdosiert wurde, und die optimale Dosierung bei ungefähr 50 Liter pro Tag liegen sollte.

Beim Versuch mit Green plus (Fe^{3+}) wurden ähnliche Ergebnisse erzielt. In diesem Fall konnten die Sulfidkonzentrationen mit einer Dosierung von 57 Liter pro Tag unter 1 mg/l gehalten werden. Die Dosierungen von 20 und 36 Litern pro Tag reichten trotz einer deutlichen Reduzierung, nicht aus, um die H_2S -Werte auf das notwendige Maß zu senken. Auch in diesem Fall wird die optimale Dosierung mit ca. 50 Litern pro Tag abgeschätzt.

Aufgrund des Preises und der aktuellen Anwendung in der Kläranlage als Fällungsmittel, wurde auch Donau klar classic (Fe^{3+}) für die Sulfidentfernung getestet. Es wurden Dosierversuche mit 57 l/d und 46 l/d Donau klar classic durchgeführt und auch in diesem Fall reichte die Menge aus, um Sulfidkonzentrationen unter 1 mg/l zu erreichen. Es ist wichtig zu erwähnen, dass dieser Versuch im Winter durchgeführt wurde, wo aufgrund der geringen Temperaturen mit niedrigeren Schwefelwasserstoffbelastung zu rechnen ist.

Die Bilanzen über eine Woche optimaler Dosierung der einzelnen Fällmittel sind in *Tabelle 10* zusammengefasst:

Tabelle 10: Wochenbilanzen der optimalen Dosierungen unterschiedlicher Eisenfällmittel in DL Übersbach (Fürstenfeld)

EISENZUGABE IN DL ÜBERSBACH (FÜRSTENFELD)							
Produkt	Datum	Abwassermenge	Dosierung	Dichte	Preis	Verbrauch	Preis
		m ³	Liter	kg/l	€/T	l Mittel/m ³ Abwasser	€/m ³ Abwasser
Bellair green (FeCl_2)	25-31.07.05	2292,74	392	1,400	345	0,171	0,083
Bellair green plus (FeCl_3)	05-11.09.05	2326,43	399	1,420	427	0,172	0,104
Donau klar classic (FeCl_3)	21-27.11.05	2423,57	399	1,416	245	0,165	0,057
Donau klar classic (FeCl_3)	30.11-06.12.05	2480,66	322	1,416	245	0,130	0,045

Es kann gesagt werden, dass bei konstanten Sulfidproduktionen in der Leitung die optimale Dosierung für die drei Mittel bei ca. 50 l/d liegt. Die durchschnittlich tägliche Abwassermenge beträgt ca. 355 m³, was einen Verbrauch von 0,14 l Mittel pro m³ Abwasser bedeutet. Aufgrund der unterschiedlichen Preise der Mittel variieren die Kosten zwischen 4 und 11 Cent pro m³ Abwasser.

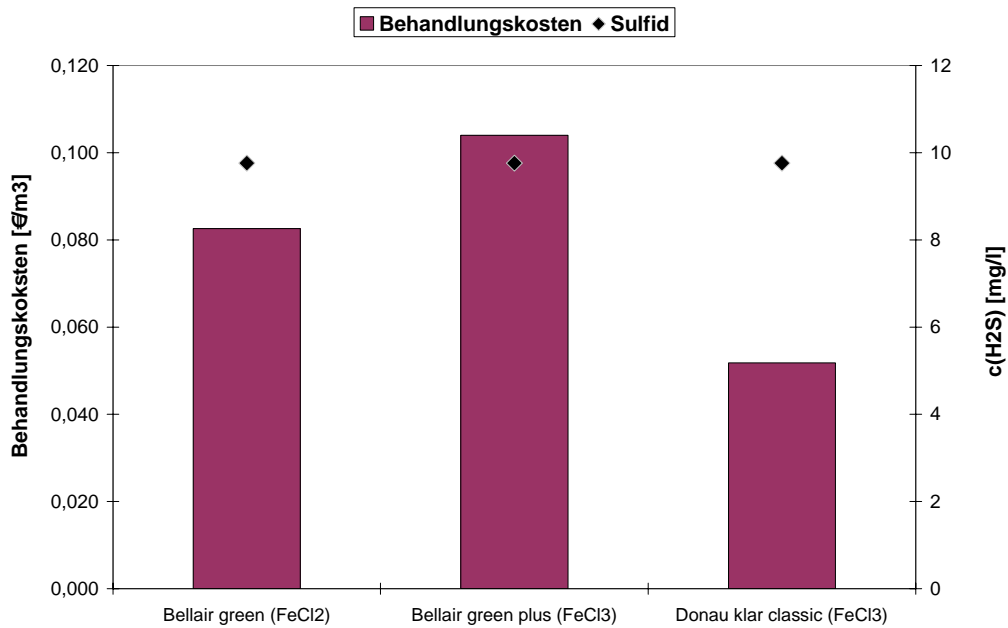


Abbildung 45: Vergleich Behandlungskosten mit Eisensalze auf der ARA Fürstenfeld

Im normalen Betrieb wird in der Kläranlage eine Phosphorfällung mit Eisen(III)-Chlorid durchgeführt. 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 46 zeigt, dass eine erfolgreiche Dosierung bei der Bekämpfung von H₂S mehr als ein Drittel des gesamten Chemikalienverbrauchs bei der Phosphorfällung in der Kläranlage ausmacht. Die mögliche doppelte Wirkung der Dosierung von Eisenchlorid, zuerst als H₂S- und danach als Phosphorfällungsmittel, könnte wesentliche Ersparungen mit sich bringen.

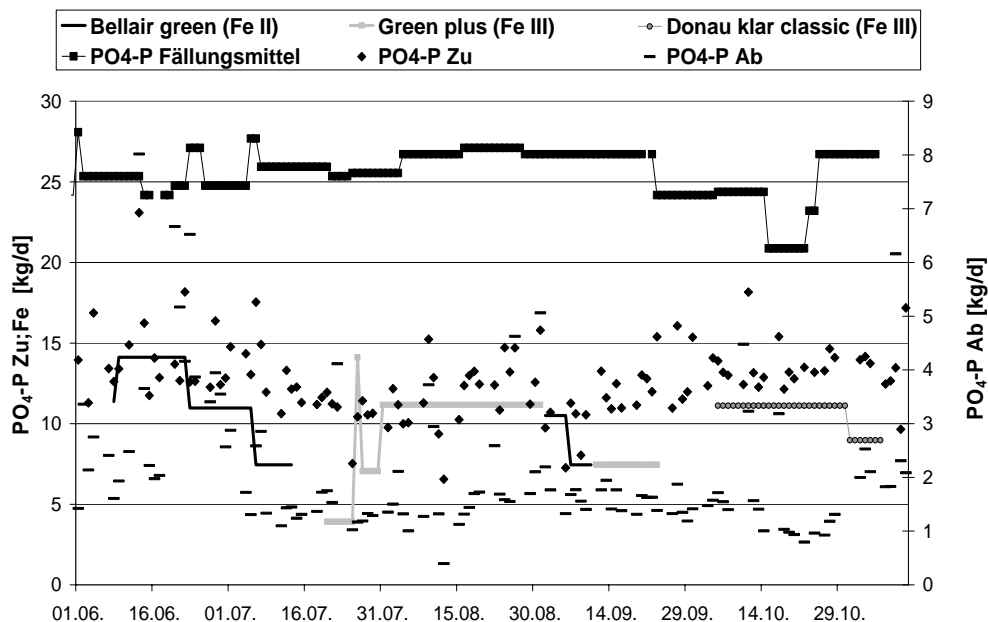


Abbildung 46: Verbrauch der Fällungsmittel und Mittel für die H₂S Bekämpfung während der Versuche auf der ARA Fürstenfeld

In *Abbildung 46* 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 PO₄-P Fracht im Ablauf bei konstanter PO₄-P Zulauf Fracht zurück geht. Um aussagekräftigere Ergebnisse zu bekommen, sind jedoch weitere und längere Untersuchungen notwendig.

3.2.3.2 Versuche auf ABA Guntramsdorf– Dosierung von Eisensalzen

Alle Ortsteile von Guntramsdorf, die Raststation und Teile von Traiskirchen (Ortsteil Möllersdorf) sind an die zentrale Abwasserreinigungsanlage angeschlossen. Das Entwässerungsnetz setzt sich aus Misch- und Trennverfahren zusammen. In den alten Siedlungsgebieten ist hauptsächlich das Mischsystem zu finden während die neueren Siedlungsgebiete in der Regel nach dem Trennsystem entwässert werden.

Die Abwasserbeseitigungsanlage Guntramsdorf arbeitet als Belebungsanlage mit getrennter Schlammstabilisierung.

Technische Daten der ABA Guntramsdorf

Ausbaugröße

Einwohnergleichwert: 27000
Tagesschmutzwassermenge: 3500 m³/d
Max. Zufluss im Regenwetterfall: 210 L/s

Bemessungsdaten

Rechenanlage: Feinrechen mit Stabweite 4 mm
Sandfang: 2 Stk.
Belebungsbecken: 2 Stk. V= 7500 m³
Belüftungssystem: Feinblasige Belüftung
Umlaufbecken: Bio-P mit 750 m³
Nachklärbecken: 2 Rundbecken; Ø = 26 m; T=3,7–4,7 mit zentral angetriebenem Schildräumer und Schwimmschlammräumung mittels schwimmender Schnecke.
Schlammstabilisierung: Aerobe Schlammstabilisierung in zwei Becken á 250 m³
Schlammwässerung: Zentrifuge
Phosphatfällung: Eisen-III-Sulfat-Lösung

Druckleitungen

Raststation - ABA: 1800 m; DN 90
Hauptpumpwerk (Ort Guntramsdorf)-ABA: 2370 m; DN 400

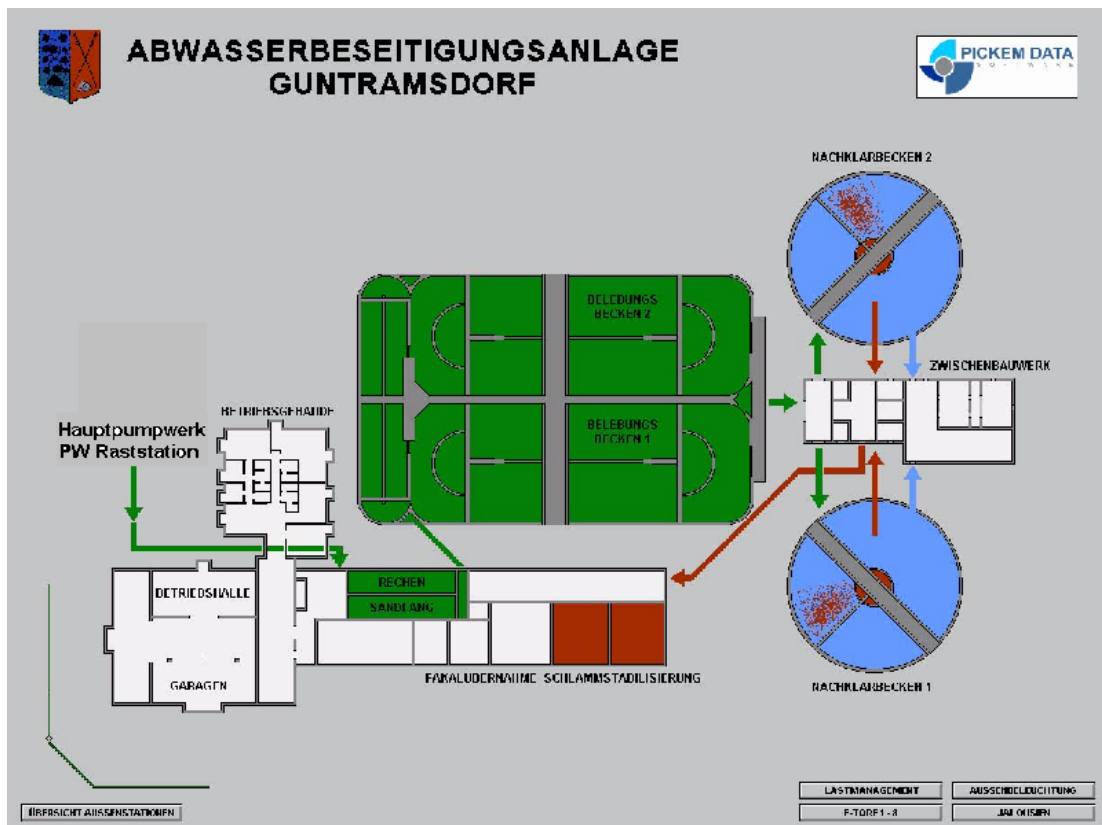


Abbildung 47: Schema ABA Guntramsdorf

Der Ort Guntramsdorf ist mit einer Druckleitung und einem Hauptpumpwerk (Länge 2370 m, Durchmesser 400 mm und durchschnittliche tägliche Abwassermenge 2775 m³) an die ABA Guntramsdorf angeschlossen. Die Abwässer von der Raststation werden in einer separaten Druckleitung DN 80 direkt zur Kläranlage gefördert und in den Zulaufschacht vor dem Rechen eingeleitet.

Der Großversuch auf der ABA Guntramsdorf wurde mit Eisen-II-Chlorid (Bellair green) durchgeführt, welches mit Hilfe einer zeitgesteuerten Pumpe in die Freispiegelleitung des Hauptpumpwerkes im Ort Guntramsdorf (Mischwassersystem) dosiert wurde.



Abbildung 48: Dosierstelle Freispiegelleitung Guntramsdorf

Auf Grund schlechter Wetterbedingungen wurde die Dosierung erst am 15.08.2004 gestartet.



Abbildung 49: Sielhautentnahme für molekularbiologische Untersuchungen

Aufgrund der verschiedenen Jahreszeiten war die Schwefelwasserstoffproduktion unterschiedlich intensiv und daher war jedes Mal eine andere mikrobiologische Zusammensetzung zu erwarten. Um diese Hypothese zu überprüfen wurden Proben der Sielhaut aus dem Winter, Frühjahr bzw. Sommer genommen und verglichen (Siehe Kapitel 4.2).

Ähnlich wie beim Versuch in Fürstenfeld trat kurz nach Anfang der Eisensalz-Dosierung eine rasche Schwefelwasserstoffverminderung auf. Trotzdem war es notwendig, wieder die Dosierung zu erhöhen, um H_2S Konzentrationen im Wasser unter 1 mg/l halten zu können (Abbildung 50). Nach dieser Optimierung wurde sowohl eine Reduktion des Geruchs in der Rechenhalle als auch eine schwarze Verfärbung des Abwassers (Eisensulfid) festgestellt.

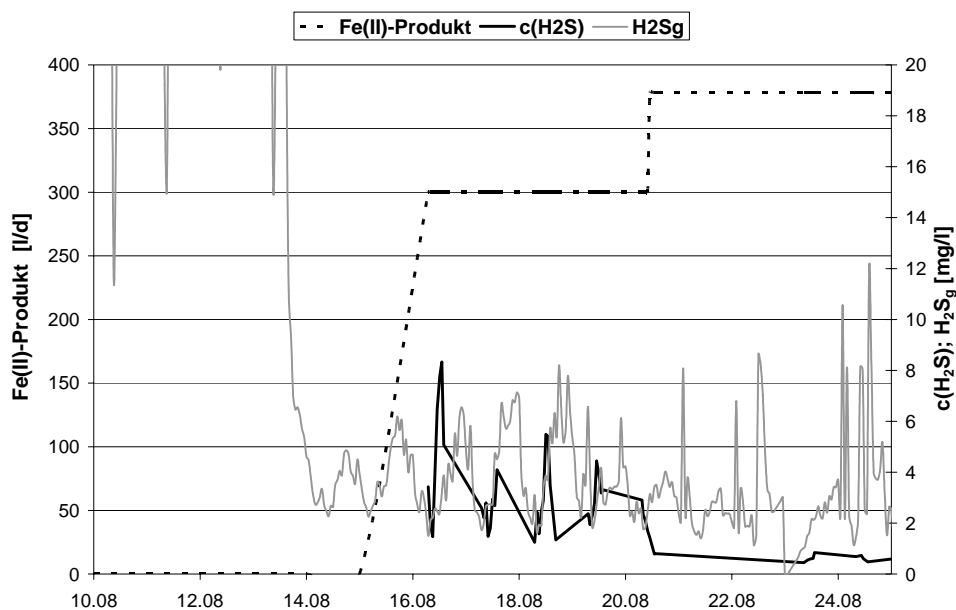


Abbildung 50: Erste Phase des Versuchs in HPW Guntramsdorf

Nach eineinhalb Monaten Versuchsdauer wurden 107290 m³ Abwasser mit 13138 l Mittel behandelt. Während der optimierten Dosierung wurden 16410,04 m³ Abwasser mit 1890 Liter Mittel behandelt, was einem durchschnittlichen Verbrauch von ca. 0,123 l Mittel pro m³ Abwasser entspricht. Die Kosten betragen ca. 5,9 Cent pro m³ Abwasser.

3.2.3.3 Vorteile und Nachteile der Anwendung von Eisen zur Sulfidentfernung

Als Vorteile der Anwendung von Eisen kann man folgende zitieren:

- Die Reaktion zwischen Sulfid und Eisen verläuft stöchiometrisch, sodass die Dosiermenge relativ genau angepasst werden kann. Die Reaktion erfolgt spontan und schnell, somit ist eine gute Durchmischung ausreichend, um die Wirkung zu sichern.
- Das gebildete Eisensulfid setzt sich nur zum kleinen Teil in der Leitung ab und gelangt größtenteils bis in die Kläranlage. Damit sind Eisensulfidablagerungen in der Leitung zu vernachlässigen, und eine Schwarzfärbung der Sielhaut möglich.
- Es wird vermutet, dass das in die Druckleitung zugegebene Eisen im biologischen Teil der Kläranlage bei der Oxidation von Sulfid zu Sulfat wieder frei wird und steht zur Phosphorfällung zur Verfügung.. Somit können wesentliche Ersparungen von Fällungsmitteln ermöglicht werden.

Nachteilen von Eisensalze sind:

- Die Sulfidproduktion in der Leitung wird nicht verhindert (außer bei Anwendung von Fe(NO₃)₃), also wird Sulfid weiter gebildet und nur entfernt solange Eisen vorhanden ist. In diesem Fall ist es schwer, eine richtige Dosierung einzustellen, die auch eventuelle „Spitzenkonzentrationen“ erfassen kann.
- Da Eisen bei anderen Fällungsvorgängen beteiligt ist, wird mit einer Überdosierung gerechnet.
- Andere Schwefelverbindungen bleiben unberührt. Im Falle eines Abbaus von diesen Schwefelverbindungen könnte H₂S entstehen, und von Eisen gebunden werden. Andere (potenzielle) Geruchsstoffe im Abwasser werden nicht mit Eisen beseitigt.
- Manche Eisensalze sind gefährliche Chemikalien (ätzend und korrodierend) und erfordern die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben zu Transport, Lagerung und Anwendung.
- Obwohl diese Bedingungen in den Abwasserleitungen selten vorkommen, sei zu erwähnen, dass die Anwendung von Eisen bei pH<6 nicht wirksam ist
- Eisenablagerungen auf der Kläranlage (z.B. Rechenbereich) sind möglich.

3.2.4 Zeolithdosierung

Auf der ABA Guntramsdorf wurden die Feldversuche mit der Dosierung von Zeolith zur Verminderung von H_2S im Abwasser durchgeführt. Der erste Feldversuch mit Zeolith-Zugabe in die Druckleitung Seebad beim AWV Seewinkel wurde zur Optimierung der Arbeitsbedingungen und für die Lösung analytischer Probleme genutzt (Abbildung 51).

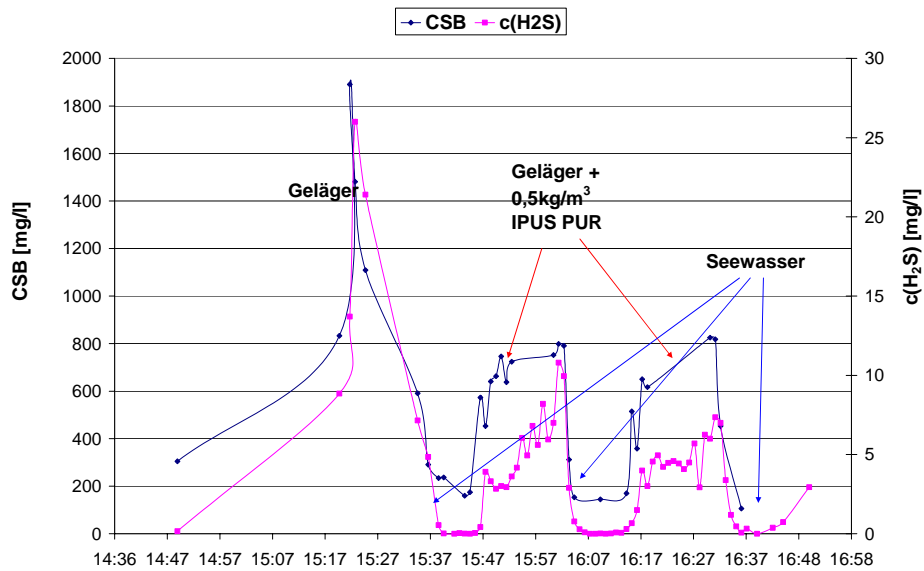


Abbildung 51: Zeolith Dosierung in die Druckleitung Seebad, AWV Seewinkel

Der zweite Versuch in der Druckleitung BP-Raststation zeigte jedoch, dass zunächst die Schwefelwasserstoffverminderung relativ gering war. Wie in Abbildung 52 dargestellt, sinkt nach der Zeolithzugabe die H_2S Konzentration von 26 ppm auf ungefähr 20 ppm was einer etwa 20 %-igen Verminderung entspricht.

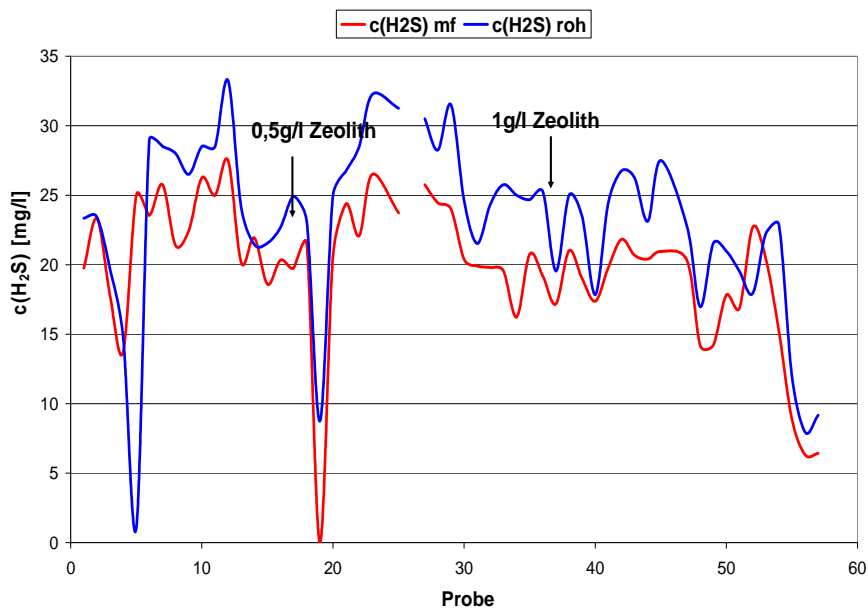


Abbildung 52: Zeolith Zugabe in die Druckleitung BP Autobahnraststätte, ABA Guntramsdorf

Die Dosierung von Zeolith wurde von der Firma IPUS auch im großtechnischen Rahmen durchgeführt und die Ergebnisse aus den Vorversuchen bestätigt.

3.2.5 Einsatz von Spülwasser

Beim Betrieb von Seeleitungen wird zur Vermeidung der Schwefelwasserstoffbildung die Spülung der Leitungen während der Nachtstunden mit geringem Abwasseranfall durch Seewasser durchgeführt. Seewasser enthält Sauerstoff und führt zu einer starken Verdünnung des Abwassers in der Druckleitung, womit durch den regelmäßigen Einsatz (mehrmals pro Woche) die Ausbildung einer aktiven Sichelhaut hintan gehalten werden kann. Diese Technik wurde auch bei der Druckleitung vom Seebad nach Illmitz angewandt und wie in *Abbildung 53* erkennbar, kam es zu einer sofortigen Unterbrechung des Schwefelwasserstoffgehaltes im aus der Druckleitung austretenden Wasser. Wurde die Leitung wieder mit Abwasser beschickt, kam es zu sofortiger Neubildung von Schwefelwasserstoff.

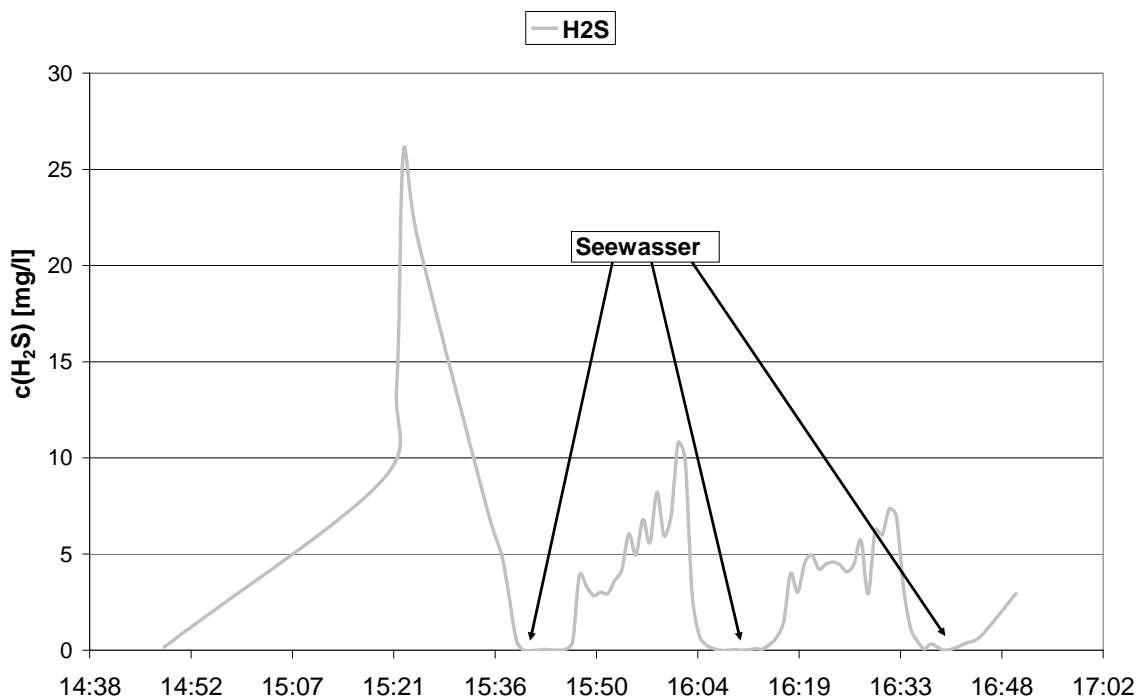


Abbildung 53: Einsatz von Spülwasser in der Druckleitung Seebad Illmitz, AWV Seewinkel

Dieses Untersuchungsergebnis zeigt, dass durch das Spülwasser die Schwefelwasserstoffbildung nur wegen des fehlenden Substrates in Form von BSB_5 im Spülwasser, die mikrobiologische Aktivität kurzzeitig unterbunden werden kann. Steht Reinwasser in ausreichendem Maße zur Verfügung und ist der Durchmesser der behandelten Druckleitung nicht zu groß, kann diese Methode bei regelmäßigem Einsatz z.B. während der Nachtstunden ohne Abwasseranfall eine praktikable Behandlung zur Vermeidung oder Minimierung von anaeroben Verhältnissen darstellen.

Im Beispiel des konkret untersuchten Falles von der Druckleitung Seebad-Ilmitz mit einem Durchmesser von 150 mm und eine Länge von 4000 m ergeben sich ca. 72 m³ Reinwasserbedarf zur kompletten Füllung der Leitung und Verdrängung des in ihr vorhandenen Abwassers. Diese Abwassermenge stellt für die Kläranlage Seewinkel nur ca. 1% der anfallenden Tagesabwassermenge dar und liegt damit weit unterhalb des normalen Schwankungsbereiches. Auch die Energiekosten für die Förderung des Reinwassers mit ca. 1.5 Std/d bei einer Pumpleistung von 50 m³/h und einer Leistung von ca. 4 kW (ca. 6 kWh/d/150 Tage pro Jahr, 0.2 Cent/kWh) liegen bei ungefähr 180 € pro Jahr sehr niedrig, vorausgesetzt das Reinwasser steht in ausreichendem Maße und ohne finanzielle Aufwendung zur Verfügung.

3.3 Versuche mit Druckluft

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. Es bestehen unterschiedliche Möglichkeiten um diese physikalischen Methoden in der Abwasserreinigung praktisch anzuwenden.



Abbildung 54: Eine Gegenüberstellung der einzelnen Systeme für den Abwassertransport

1. Hochleistungs-Kanalradpumpen (*Abbildung 54.-links*) sind speziell für die Druckentwässerung entwickelt worden und erfordern geringe bauliche und maschinenbezogene Investitionskosten. Es ist eine Nass- oder Trockenaufstellung möglich.
2. Pneumatische Förderung (*Abbildung 54.-mitte*) Mit Hilfe robuster Kompressoren und Druckluft wird Abwasser während des Transports belüftet. (Liegende Arbeitsbehälter garantieren eine Vermeidung von Feststoffablagerungen). Der Zufluss des Abwassers in die Behälter kann frei oder mit Pumpen gefördert werden.
3. Verdrängerpumpensystem (*Abbildung 54.-rechts*). Dieses bewährte System wird auch für Rohabwasser verwendet. Es ermöglicht die Förderung großer Mengen bei hohem Druck. Hoher Wirkungsgrad, geringer Energiebedarf, minimierte Wartungskosten und schnelle Amortisation durch Energieeinsparung sind die Vorteile des Verdrängerpumpensystems.

Pneumatisch Abwasserförderung und Druckluftbelüftung sind zwei Methoden die in der Praxis am meisten Anwendung finden.

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

3.3.1 Pneumatischer Abwassertransport

Eine Möglichkeit ist der pneumatische Abwassertransport, bei dem mit Hilfe von Druckluft Abwasser durch die Druckleitung transportiert und gleichzeitig mit ausreichendem Sauerstoff versorgt wird. Eine gewisse Menge Abwasser wird in einem Behälter gesammelt und mit Druckluft in die Druckrohrleitung geschickt (Abbildung 55).

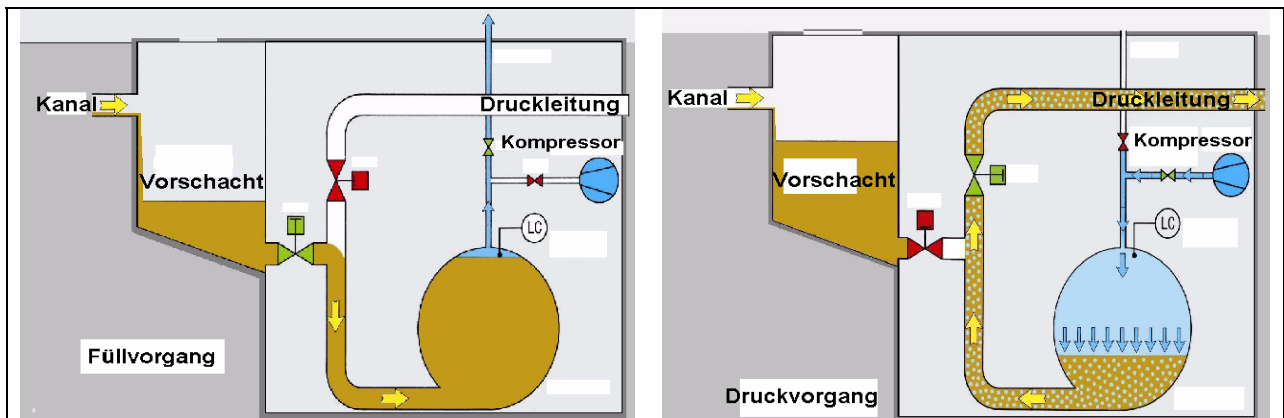


Abbildung 55: Schema Füll- und Druckvorgang beim pneumatischen Abwassertransport (Fa. Hoelscher)

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. Zu Zeiten reduzierten Abwasseranfalls (z. B. in der Nacht) wird die Rohrleitung mit Hilfe von Druckluft komplett entleert, wodurch eine Art mechanische Reinigung erreicht wird.

Durch die Druckluftdosierung ist keine abrasive Wirkung auf das Material der Druckleitungen zu erwarten (ATV Empfehlung: DL mit 1 m/s auslegen). Die ausreichende Geschwindigkeit von Abwasser in der Druckleitung beseitigt jedoch Ablagerungen und Biofilme an den Wandungen.



Abbildung 56: Anlage für pneumatischen Abwassertransport

Eine pneumatische Hebeanlage sollte, betreffend die Schwefelwasserstoffbekämpfung eine doppelte Wirkung haben. Einerseits sollte durch den Lufteintrag während des Abwasserverdrängens die Sauerstoffkonzentration in der Druckleitung permanent so hoch sein, dass keine anaeroben Bedingungen entstehen, andererseits wird mit Hilfe der Luft eine mechanische Reinigung, und damit die Entfernung der Sielhaut durchgeführt. Durch diese beiden Effekte sollte die Schwefelwasserstoffproduktion weitgehend unterbunden sein.

Tabelle 11: Technische Daten und Energiekosten Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf

Abwasserhebeanlage	Einheit	Ringelsdorf	Niederabsdorf	Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf
Kompressor Anschlusswert (Betriebswert)	kW	2x11	3x11	55
Leistungsaufnahme im Betrieb	kW	7,3	7,3	14,6
Kompressoren Laufzeit- gesamt	h/Jahr	1605	4396	6001
Stromverbrauch-gesamt	kWh/Jahr	11716,5	32090,8	43807,3
Menge Abwasser	m ³ /Jahr	34275	95941	130216
Leistung (Strom /Abwasser)	kWh/m ³	0,342	0,335	0,336
Stromkosten	€/m³	0,045	0,044	0,044
				(0,13 €/kWh)

Die Daten von bestehenden Systemen mit pneumatischen Hebeanlagen sind nicht ausreichend genug, um eine Aussage über die Wirkung der Schwefelwasserstoffproduktion zu treffen. 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 57* 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.

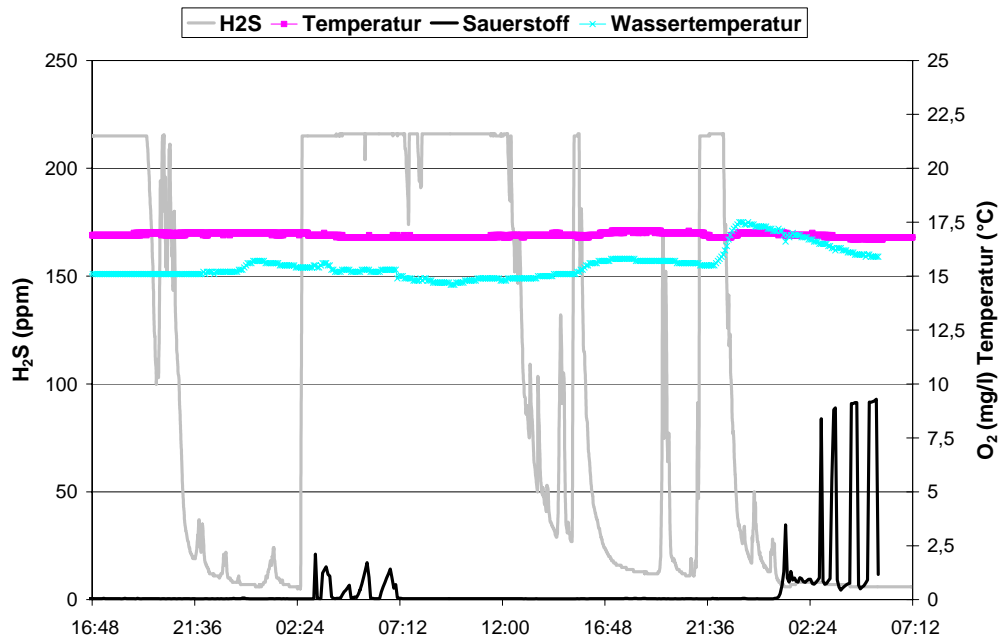


Abbildung 57: Messungen in Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf

Da die Anlage erst seit einem Jahr in Betrieb ist, sind keine Korrosionsschäden und keine Informationen über Geruchbeschwerden der Bevölkerung bekannt. Trotzdem ist zu erwähnen, dass diese Betriebsart nicht ausreichend ist, um die Gefahr von Korrosion und Geruch zu unterbinden. 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..

Ein theoretischer Kostenvergleich zwischen Chemikaliendosierung und pneumatischem Abwassertransport sollte am Beispiel der Hauptsammler Ringelsdorf-Niederabsdorf durchgeführt werden (Kapitel 0).

3.3.2 Luftspülung

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.

Zusätzliche Erfordernisse für dieses System sind:

- Kompressor und Druckkessel, um die Luftspülung mit 4-7 bar zu realisieren
- Hochpunkte dürfen nicht entlüftet werden
- ggf. größere Abwasserpumpe mit Frequenzrichter

Zusätzlich werden die Kosten durch die erforderliche TÜV-Überprüfung und Abnahme alle 2 Jahre erhöht.

Durch die eingeleitete Luft verändern sich die Fließbedingungen und manometrischen Förderhöhen, so dass ein Leistungsnachweis der Pumpen für die veränderten Bedingungen notwendig ist.

Der Versuch mit der Luftspülstation nach dem SYSTEM BÜHLER wurde bei der Druckleitung BP Autobahnraststätte Guntramsdorf (*Abbildung 24*) 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 58*). 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.

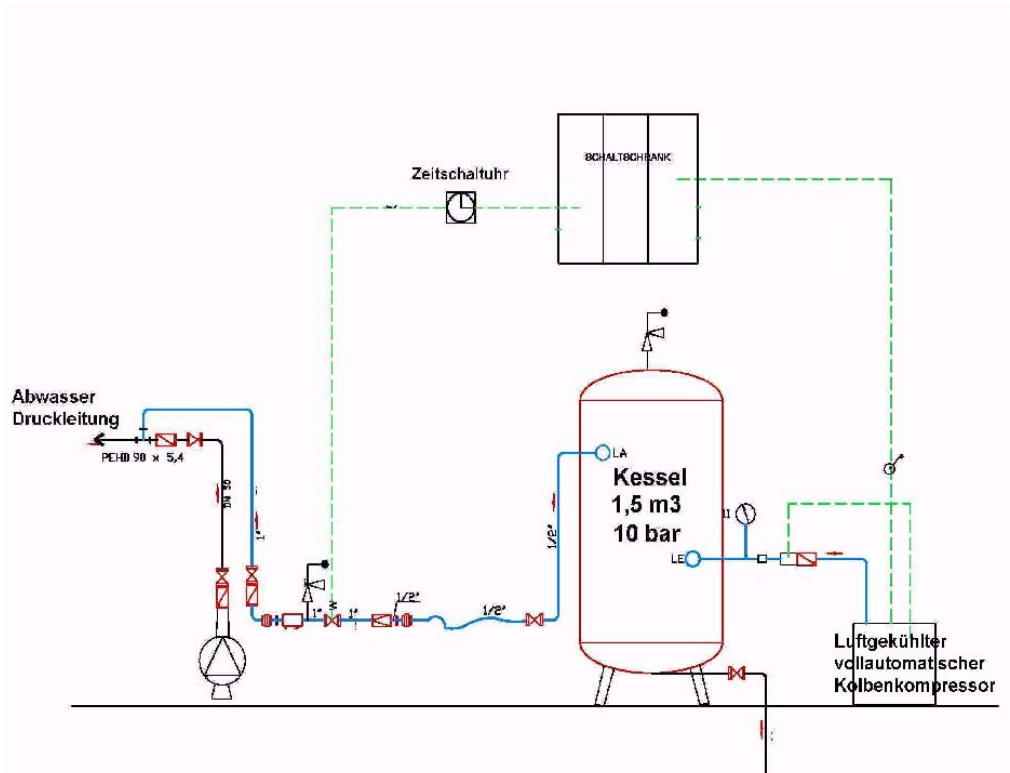


Abbildung 58: Luftspülstation für die Druckleitung BP Autobahnraststätte Guntramsdorf

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 1 mg/l sank (*Abbildung 59*). Gleichzeitig wurde eine Sauerstoffkonzentration bis 8 mg/l gemessen.

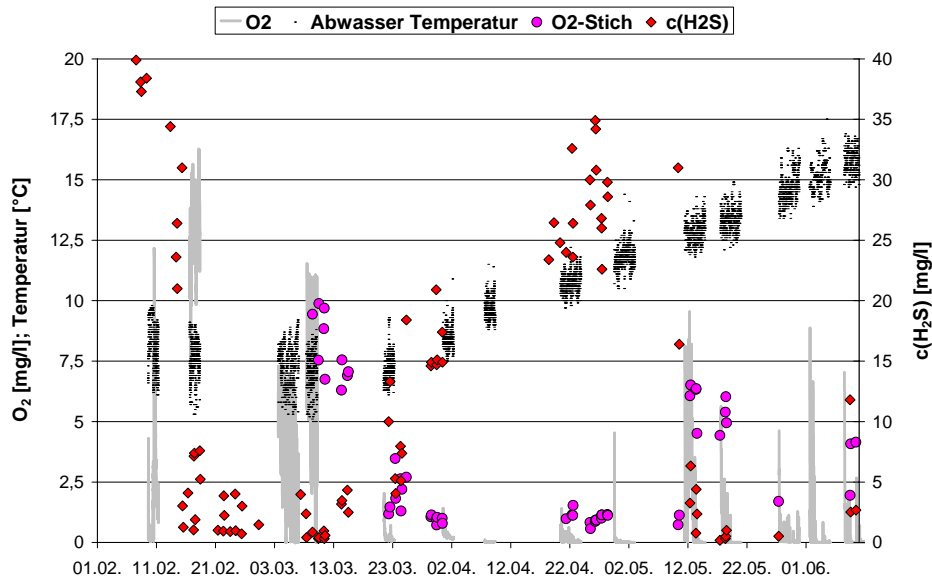


Abbildung 59: Ergebnisse der Versuche mit Druckluft

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 59 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 1 mg/l, womit die Wirksamkeit in der Behandlung von Schwefelwasserstoff mit diesem System bewiesen wurde.

Durch die mechanische Reinigung mit Druckluft wurde eine Vergrößerung des Innendurchmessers von Druckleitungen erreicht und damit ein kontinuierlicher Anstieg der Förderleistung der Pumpen erzielt. Es kann also gesagt werden, dass nach dem Einsatz der Druckluftspülung bei bestehenden mit Sielhaut und anderen Ablagerungen belasteten Druckleitungen eine Reduzierung des Strombedarfs der Abwasserpumpe möglich ist.

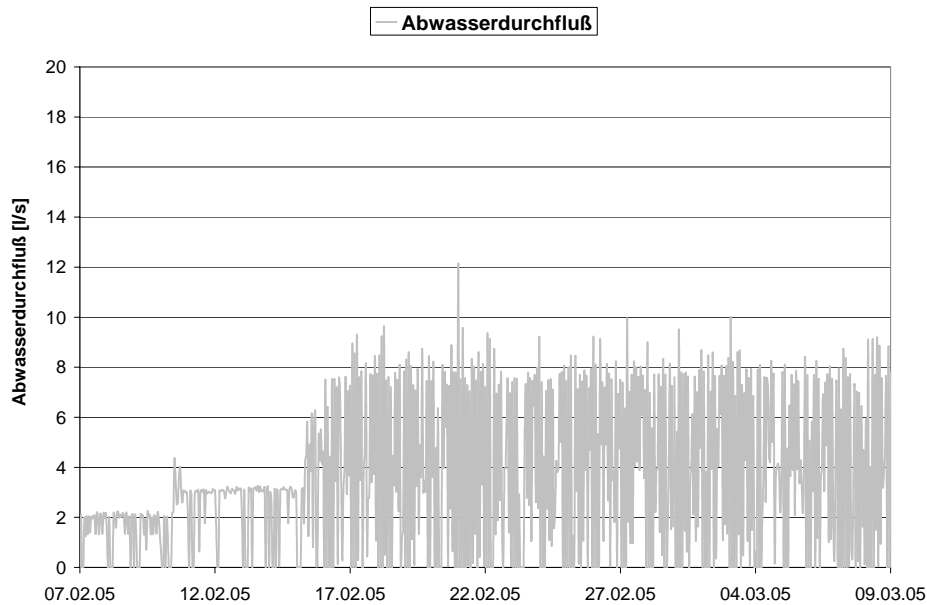


Abbildung 60: Anstieg der Förderleistung der Pumpen bei Pumpwerk BP Autobahnraststätte Guntramsdorf

Im Vergleich mit der Chemikaliendosierung erfordert dieses System viel höhere Investitionskosten, die durch mögliche geringere Energiekosten für die Schwefelwasserstoffbehandlung im Vergleich mit den Chemikalienkosten neutralisiert werden können. *Abbildung 61* zeigt, dass nach der durchgeführten Optimierung, wo die Schwefelwasserstoffkonzentration unter 1 mg/l erhalten wurde, der Stromverbrauch für die Luftpülstation für die Behandlung von 1 m³ Abwasser bei ca. 0,25 kWh lag.

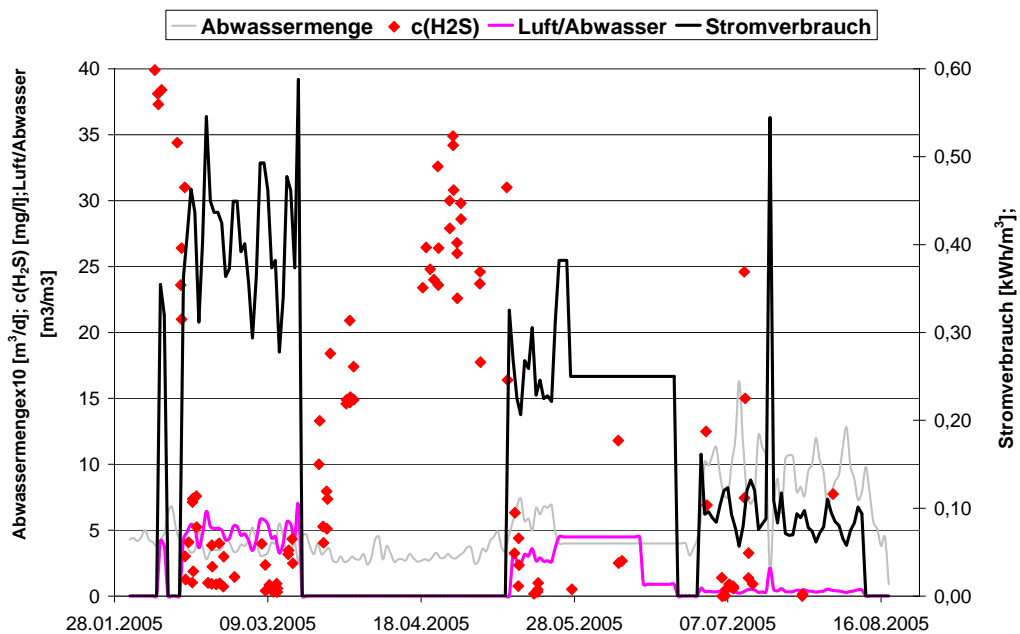


Abbildung 61: Ergebnisse der Luftdosierung in der Druckleitung BP Autobahnraststätte Guntramsdorf

3.4 Biofilter

Biofilteranlagen werden zur Abluftreinigung bzw. zur Vermeidung möglicher Geruchsbelästigungen installiert. Betroffene Anlagenteile werden gezielt abgedeckt und mit einer Absaugung an die Biofilteranlage angeschlossen. Die Abluft wird in einem Reaktionstank eingeblasen, wo auf mehreren mit Trägersubstrat (Kokosfasern, Rindenmulch,...) belegten Ebenen Bakterien wachsen (*Abbildung 62*).

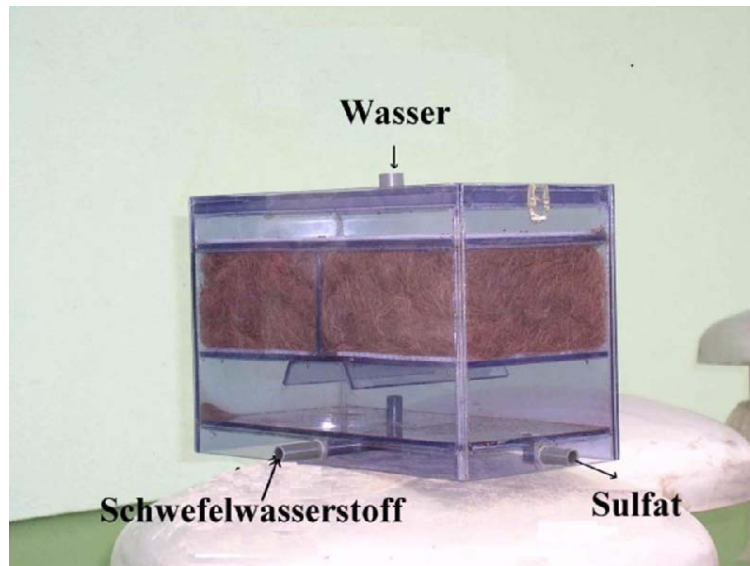


Abbildung 62: Modell Biofilteranlage (Fa. Höllscher)

Da Abluft mit unzähligen, teils bekannten (H_2S), teils unbekanntem Stoffen angereichert ist, können adaptierte Mikroorganismen diese Stoffe aufnehmen, für ihr eigenes Wachstum verbrauchen, Sulfat produzieren und dabei auch noch die Abluft reinigen.



Abbildung 63: Biofilteranlage Sammler Nord, RHV NSW

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Um Aussagen über die Intensität der Schwefelwasserstoffentwicklung tätigen zu können, wurde eine neue Methode unter Einbeziehung der Biofilter, die bei jeder Pumpstation vorhanden sind, entwickelt. Die Biofilter entnehmen die Abluft aus den Pumpstationen. Damit der Biofilter funktioniert, muss er ständig befeuchtet werden. Im Biofilter selbst wird das in der Abluft vorhandene Sulfid durch Bakterien (*Thiobazillus sp.*) zu Schwefelsäure oxidiert. Mit der Kenntnis der Wassermenge und der Analyse des Filterablaufes kann die im Biofilter gebildete Schwefelsäure quantitativ erfasst und damit eine halbquantitative Aussage über das produzierte H₂S gemacht werden. Aus dem Zusammenhang zwischen Sulfatfracht im Ablauf des Biofilters und dem H₂S-Gehalt in der Abluft stellt der Biofilter ein ausgezeichnetes Medium für die Sulfidbelastung des Abwassers dar (Abbildung 64).

Bei den Messungen wurde festgestellt, dass im Ablauf des Biofilters pH-Werte zwischen 1 und 2 auftreten und es damit ersichtlich wird, weshalb Schwefelwasserstoff im Kanalsystem so stark korrodierend wirkt.

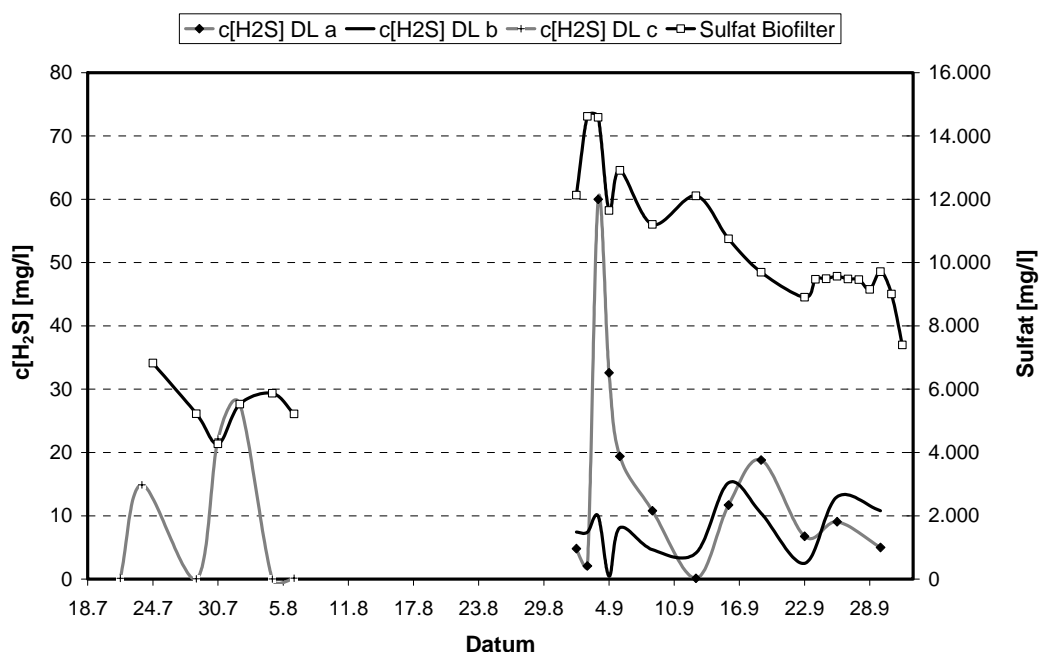


Abbildung 64: Ergebnisse Analyse Ablauf Biofilter bei RHV NSW

3.5 Alternative Maßnahmen zur Geruchsvermeidung auf den Kläranlagen

Im mehreren der untersuchten Kläranlagen werden belüftete Sandfänge verwendet (RHV NSW, ABA Guntramsdorf und AWW Fürstenfeld). Im Falle der Anwesenheit von Schwefelwasserstoff im Zulauf der Kläranlage wird im belüfteten Sandfang H₂S gestrippt. Dies führt zu Geruchsbelästigungen und im Falle von eingehausten Sandfängen auch zu massiven Korrosionsproblemen und Beeinträchtigungen der Arbeitssicherheit (MAK Wert = 10 ppm).

Durch die Zugabe von Belebtschlamm kann eine biologische Oxidation von Sulfid im belüfteten Sandfang erreicht werden. Der Zugabeort für die Einmischung des belebten Schlammes sollte unmittelbar am Endpunkt der Druckleitung erfolgen, wobei darauf geachtet werden sollte, dass zur Verminderung der Strippung von H₂S die Ausmündung der Leitung unterhalb des Wasserspiegels sein sollte. Bei ausreichender Konzentration der Biomasse

nach der Einmischung und genügender Luftzufuhr bzw. Nitratzufuhr bei nitrat-hältigem Rücklaufschlamm könnte der gesamte im Zulauf enthaltene Schwefelwasserstoff eliminiert werden.

Auf den Kläranlagen Guntramsdorf und Schützen in denen die Geruchsbekämpfung durch Zusatz von Geruchsverbesserungsmitteln mit unzureichendem Erfolg im Einsatz war, wurde die Dosierung eines Teilstromes des Rücklaufschlammes in den Zulauf vor dem Sandfang installiert und über mehrere Wochen verfolgt. In Guntramsdorf wurden bei dem eingehausten Sandfang gewisse Verbesserungen erzielt, die sich sowohl bei den Messungen in der Wasserphase als auch im Luftraum über dem Sandfang zeigten. Eine gänzliche Eliminierung des H_2S wurde nicht erreicht, da die zur Verfügung stehende Reaktionszeit vor dem Eintritt in den Sandfang einerseits und die begrenzte Luftzufuhr im belüfteten Sandfang andererseits nicht ausreichend waren, um einen vollständigen Abbau des H_2S zu erhalten. Darüber hinaus muss damit gerechnet werden, dass die geänderte Rücklaufschlammführung zu einer Anreicherung von sulfidoxidierenden Bakterien führt und dieser Vorgang mit einer Adaptationszeit verbunden ist, die vermutlich bei den durchgeführten Untersuchungen in Schützen und Guntramsdorf noch nicht vollständig abgelaufen war.

Zur Dokumentation dieser Versuche sind die Messergebnisse von Guntramsdorf in *Abbildung 65* dargestellt. Sie zeigen, dass der Schwefelwasserstoffgehalt nach Zugabe des Rücklaufschlammes eine gewisse Verminderung aufweist, die auch subjektiv wahrnehmbar war.

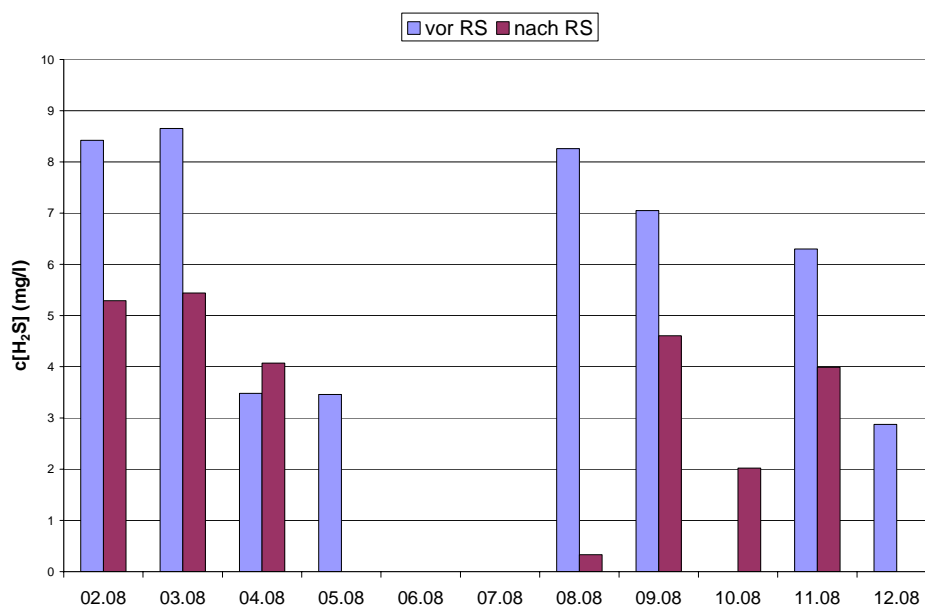


Abbildung 65: Messergebnisse bei den Versuchen mit Rücklaufschlamm

Bei Untersuchungen in Schützen war die Reaktionszeit nach Zugabe des Rücklaufschlammes noch geringer und die zugegebene Rücklaufschlammmenge stellte nur einen kleinen Teilstrom dar, sodass die resultierende Biomassekonzentration im Mittel unter 1g/l lag. Nachdem die Druckleitungen intermittierend betrieben wurden, lagen die Konzentrationen beim Betrieb von 2 oder 3 Druckleitungen deutlich unter 1 g/l.

4 Laborversuche

Mit Hilfe der Laboruntersuchungen sollten die Ergebnisse der Feldversuche überprüft und weitere Erkenntnisse über die Kinetik und den Chemismus der H_2S -Bildung gewonnen werden.

4.1 Biochemische Untersuchungen

Die abgeschwemmte Sielhaut wurde gesammelt und für diverse Untersuchungen im Labor verwendet. In abgedichteten Versuchsreaktoren wurden unter Zugabe von Substrat der Sauerstoffverbrauch und die Umsetzungsraten der Denitrifikation und der Desulfurikation ermittelt.



Abbildung 66: Laborversuchsanlage

Im Allgemeinen war der Sauerstoffverbrauch der Sielhaut niedrig, woraus geschlossen werden konnte, dass die Sielhaut hauptsächlich im anaeroben Bereich aktiv war.

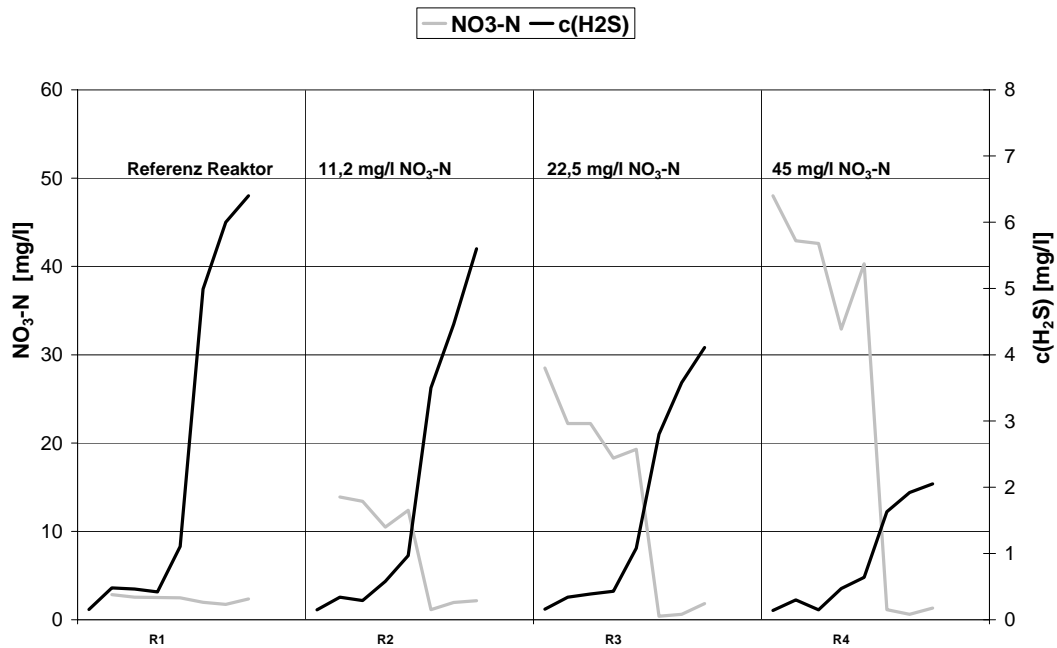


Abbildung 67: Denitrifikations- und Desulfurikationsversuch

Aus den Laborversuchen ging hervor, dass die Denitrifikationsgeschwindigkeit direkt und die Desulfurikationsgeschwindigkeit indirekt proportional zur Nitratkonzentration waren.

Es wird vermutet, dass das in die Druckleitung zugegebene Eisen für die H₂S Bekämpfung im biologischen Teil der Kläranlage wieder frei wird, wenn Sulfid zu Sulfat oxidiert wird, und zur Phosphorfällung zur Verfügung steht. Um diese Hypothese zu überprüfen, wurden Laborversuche durchgeführt.

Es wurden drei Versuchsanlagen mit Belebtschlamm betrieben und mit synthetischem Abwasser mit ca. 5 mg/l PO₄-P beschickt. Eine Versuchsanlage wurde als Referenz verwendet und daher kein Fällungsmittel eingesetzt. In die zweite wurde Eisen-III-Chlorid (Donau klar classic) dosiert, um eine normale Fällung auf der Kläranlage zu simulieren. Zuletzt wurde eine dritte Versuchsanlage mit Eisensulfid behandelt. Regelmäßig wurden Zulauf- und Ablaufproben genommen und PO₄-P gemessen.

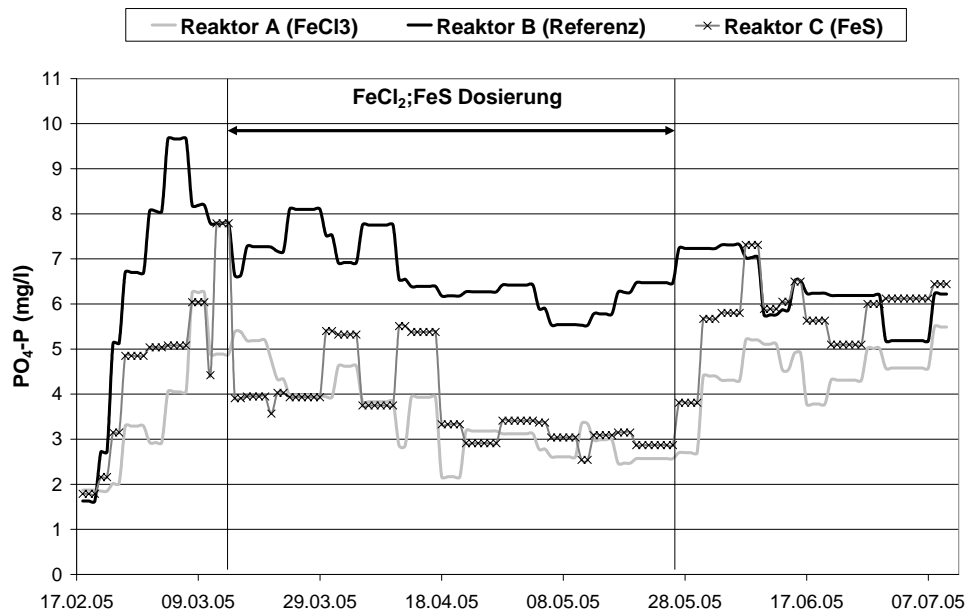


Abbildung 68: Ergebnisse Laborversuche Phosphorfällung

Die Ergebnisse in *Abbildung 68* zeigen, dass mehr als 75% des für die Bekämpfung von Sulfid in Druckleitungen eingesetzten Eisens, auch auf der Kläranlage für die Phosphorfällung zur Verfügung steht.

4.2 Molekularbiologische Untersuchungen (Sielhaut)

Probenmaterial für molekularbiologische Untersuchungen wurde in sterile Gefäße gefüllt, anschließend bei 4°C ins Labor transportiert dort bei -20°C. gelagert.

Tabelle 12: Sielhautprobe für die molekularbiologische Analyse

Nr.	Probe	Datum
520	Leca 2 Sammler West RHV-NSW	11.08.2003
521	Molch 1 Illmitz Seebad AWV Seewinkel	14.07.2003
534	Sielhaut HPW Guntramsdorf	22.04.2004
535	Sammler West RHV-NSW	22.09.2004
536	DL Pannonia AWV Seewinkel	10.09.2004
537	Sielhaut HPW Guntramsdorf	13.08.2004
538	Sammler West RHV-NSW	01.09.2004
542	Sielhaut HPW Guntramsdorf	10.02.2005

Aus allen Proben konnte erfolgreich DNA isoliert werden. Ergebnisse wurden auf einem 1%-igen Agarose Gel verifiziert.

Ergebnisse

Polymerase Chain Reaction (PCR) Analysen für SRP-Phylochip:

Alle 3 Proben (534, 538 und 537) gaben für beide Primerkombinationen (616V und 630r bzw. 616V und 1492r) ein positives Produkt in ausreichender Konzentration (>700 ng). Die Ergebnisse wurden mittels Agarose Gelelektrophorese verifiziert.

Sulfate Reducing Prokaryots (SRP) Phylochip:

Für die Microarray Analyse wurden folgende Proben verwendet: 534, 538 und 537. In allen 3 Proben konnten jedoch mittels SRP-Phylochip (Alex Loy) **keine** SRP detektiert werden.

Um dieses Ergebnis exemplarisch zu verifizieren wurde Primer, welche spezifisch für Synthrophobacter sind, verwendet. Kein Produkt wurde erhalten. Dies bestätigt wiederum die negativen Ergebnisse welche mittels CHIP Analyse erhalten wurden.

Interpretation:

Entweder ist die Konzentration an SRP in allen drei Proben (534, 538 und 537) unter der Detektionsgrenze oder es befinden sich in diesen 3 Proben unbekannte SRPs für welche bis dato keine Sequenzdaten vorhanden sind.

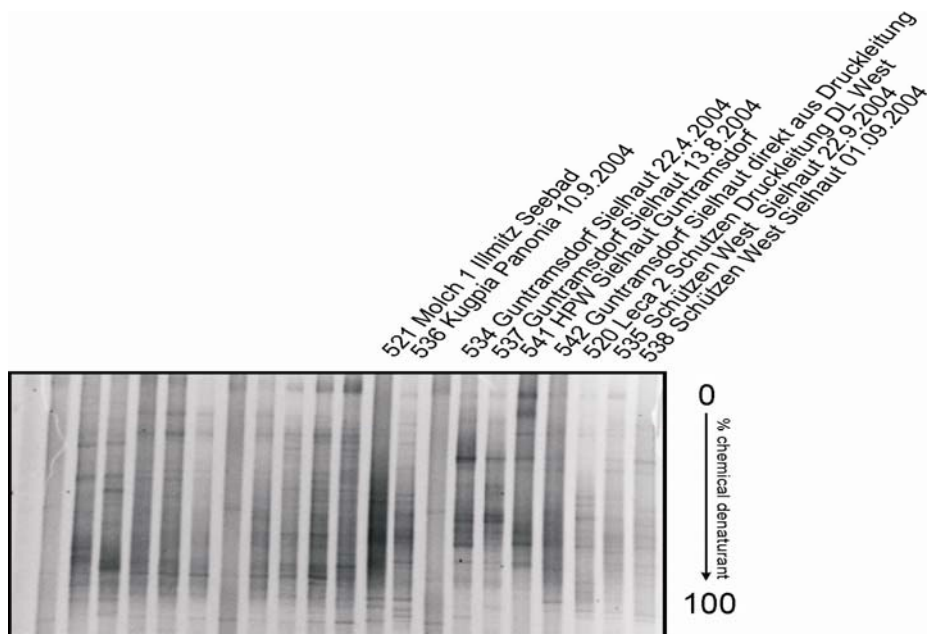


Abbildung 69: Ergebnisse der Denaturing Gradient Gel Electrophoresis Analysen (DGGE)

Interessanterweise ist die bakterielle Gemeinschaft von Schützen West (Proben 535 und 538) zu zwei unterschiedlichen Probennahmen identisch. Das Bandenmuster zwischen 534 und 537 ist ähnlich, aber die Intensitäten der Banden variieren.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen

5.1 Allgemeines

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 Abwassers ist. Beim Austritt dieses angefaulten Abwassers entweicht der gebildete Schwefelwasserstoff in die Atmosphäre, wodurch es zu intensiver Geruchsbelästigung kommen kann.

Die Geruchsbelästigung kann weitgehend durch Absaugung der Luft und deren Behandlung behoben werden. Der austretende Schwefelwasserstoff löst sich jedoch auch im Kondenswasser, welches an den Schacht- und Kanalwandungen und Kanalabdeckungen haftet. In diesem ungepufferten Wasser kommt es zu einem mikrobiologischen Umsetzungsprozess - nämlich der bakteriellen Oxidation des Schwefelwasserstoffs zu Schwefelsäure, die eine extrem starke Korrosionswirkung auf Betonoberflächen ausübt. Diese beschriebenen Umsetzungen finden sowohl in der Kanalisation als auch auf Kläranlagen statt und sind die Ursache für die beobachteten Betonkorrosionen.

Da in Österreich vorwiegend Freispiegelkanäle gebaut wurden und erst in letzter Zeit in zentralen Abwasserreinigungssystemen vermehrt auch Druckleitungen für den Abwassertransport eingesetzt werden, bestehen hinsichtlich der beschriebenen Korrosionsprobleme nur wenig Erfahrungen. Um über dieses wichtige Phänomen und seine Vermeidung mehr Wissen anzusammeln, wurde ein Forschungsprojekt über die Ursachen und Bekämpfung der Bildung von Schwefelwasserstoff in Druckrohrleitungen durchgeführt und wissenschaftlich behandelt.

Die gewonnenen Informationen sind vor allem für die östlichen Bundesländer Österreichs aufgrund der flachen Einzugsgebiete und dem vermehrten Einsatz von Druckleitungen, aber auch generell für diese Art von Abwasserableitungssysteme in Österreich und im weiteren Sinne auch für Europa von großer Wichtigkeit.

Bei bestehenden Abwasserdruckleitungen konnte der Einfluss der Temperatur und der Verweilzeit des Abwassers in der Druckleitung nur qualitativ untersucht werden, da unter realen Verhältnissen nur sehr begrenzte Möglichkeiten zur Veränderung dieser Bedingungen gegeben sind. Eine bestehende Druckrohrleitung hat ein gegebenes Volumen. Die Aufenthaltszeit in der Leitung hängt daher vom Abwasseranfall im Einzugsgebiet ab.. Weiters muss mit den Temperaturverhältnissen des anfallenden Abwassers gearbeitet werden, da diese nicht verändert werden kann. Sie spielt vor allem bei der Bildung von Schwefelwasserstoff eine entscheidende Rolle. Mit Ausnahme einer einzigen Druckleitung war unter Winterbedingungen und niedrigen Abwassertemperaturen keine Schwefelwasserstoffbildung festzustellen. Auch waren die Verhältnisse hinsichtlich Schwefelwasserstoffbildung im besonders warmen Jahr 2003 deutlich höher als im Jahr 2004, in dem die meisten technischen Untersuchungen durchgeführt wurden. Diese Tatsache führte zu einer gewissen Verzögerung der Versuche, da Anfang 2004 aufgrund von ungünstigen Witterungsverhältnissen bis zur Jahresmitte so niedrige Abwassertemperaturen vorherrschten, dass die Schwefelwasserstoffbildung für eine Durchführung der technischen Versuche nicht ausreichend war. Eine Ausnahme bildete hier die Druckleitung der Autobahnraststation Guntramsdorf zur Kläranlage Guntramsdorf, da hier wegen der hohen Abwasserausgangstemperatur zusammen mit den relativ hohen Konzentrationen nahezu ganzjährig optimale Verhältnisse zur Sulfatreduktion in der Druckleitung gegeben waren.und somit während der gesamten Untersuchungsdauer Versuche durchgeführt werden konnten..

Die Verweilzeiten in den untersuchten Druckleitungen schwankten in einem Bereich von 2 bis 16 Stunden. Darüber hinaus war das Schwefelwasserstoffbildungspotential auch noch von der „Vorgeschichte“ des Abwassers abhängig. Unter Vorgeschichte wird hierbei die Aufenthaltszeit in einer Ortskanalisation mit Freigefälle bzw. allfällige vorgeschaltete Druckleitungen verstanden. Im konkreten Fall waren bei den Druckleitungen im Einzugsgebiet des RHV Region Neusiedler See - Westufer drei unterschiedliche Abwasserstränge mit unterschiedlichen Bedingungen zu betrachten. Der Abwasserstrang Nord beginnt in Winden und verläuft über Breitenbrunn, Purbach, Donnerskirchen bis zur Kläranlage. Zwischen den einzelnen Ortschaften sind jeweils Druckleitungen angeordnet die in den einzelnen Orten in Pumpensümpfe ausmünden und dort mit dem Abwasseranfall aus der Ortskanalisation vereinigt werden, um dann in einer weiteren Druckleitung bis zum Pumpensumpf der nächsten Ortschaft weiter gefördert zu werden. Im Fall des Sammlers Nord sind daher vier Druckleitungen hintereinander geschaltet. Dem zufolge ist das Schwefelwasserstoffbildungspotential durch die Beimischung in den vorangehenden Druckleitungen höher als im Fall des Sammlers West, der von Oslip ausgehend über Schützen zur Kläranlage verläuft und bei dem also nur zwei relativ kurze Druckleitungen hintereinander geschaltet sind. Der Sammler Süd enthält zwar nur drei Druckleitungen ausgehend von Mörbisch über Rust nach Oggau zur Kläranlage, ist jedoch wegen der größeren Längen der einzelnen Druckleitungen und der etwas höheren Konzentration in seinem Schwefelwasserstoffbildungspotential ähnlich dem Sammler Nord.

Da die Ausbildung einer Sichelhaut einen entscheidenden Einfluss auf die beschriebenen biologischen Umsetzungen hat, sind Kenntnisse der Vermeidung einer Sichelhautbildung bzw. Methoden zu deren Minimierung äußerst wichtig. Mit Ausnahme des Einsatzes von Chlor, das zur Vermeidung von Schwefelwasserstoff in den USA eingesetzt wird, aber in Europa wegen der AOX - Bildung (Bildung krebserregender organischer Chlorverbindungen) nicht erlaubt ist, liegen nur unzureichende Erfahrungen mit anderen Bekämpfungsmaßnahmen vor. Aus diesem Grund ist eine Forschung auf diesem Gebiet äußerst bedeutsam und war Gegenstand dieses Projektes.

5.2 Ergebnisse und Beurteilung der untersuchten Behandlungsverfahren

Nachdem die Hauptursache des Auftretens von Sulfatreduktion mit Entstehung von Schwefelwasserstoff auf die Ausbildung von Biofilmen an der Wandung von Druckleitungen (Sichelhaut) zurückzuführen ist, war ein wesentlicher Teil dieses Projektes der Verminderung bzw. der Vermeidung solcher mikrobieller Belege gewidmet. Hier wurde zunächst auf die klassische Reinigungstechnologie von Rohrleitungen zurückgegriffen, die unter dem Begriff „**Molchen**“ bekannt ist. Dabei werden Kunststoffkörper verschiedener Konsistenz und Form durch die Rohrleitung gepresst, wobei sie die anhaftenden Biofilme abrasiv entfernen. Durch geeignete Auswahl einer Serie solcher Molchprozesse beginnend mit einem sehr weichen bis zu relativ harten Molchen kann ein sehr guter Reinigungseffekt erzielt werden. Mit Hilfe einer quantitativen Erfassung des abgetragenen Biofilms konnte im gegebenen Fall bei einer kommerziellen Molchung der Druckrohrleitung vom Seebad bzw. von der biologischen Station nach Illmitz ein entsprechender Molchvorgang eingehend studiert und quantifiziert werden. Abgesehen von den enorm hohen Kosten für diesen Reinigungsprozess wurde von weiteren Rohrleitungsmolchungen wegen der kurzen Wirksamkeit dieser Maßnahme abgegangen. Im gegenständlichen Fall trat eine neuerliche Geruchsbelastung durch Schwefelwasserstoff in dem der Druckleitung nachgeschalteten Freispiegelkanal bereits nach ca. fünf Tagen auf. Deswegen wurde dieser Reinigungsprozess hinsichtlich der hohen Kosten als unzulänglich betrachtet.

Eine deutliche Verminderung der enorm hohen Kosten bei Durchführung der Molchung durch Fremdfirmen, kann durch den Einbau einer Schleuse zur Einbringung von Molchen zur Rohrreinigung erreicht werden. Nach einer entsprechenden Einschulung kann dann die Molchung vom eigenen Betriebspersonal vorgenommen werden, wodurch sich die Kosten stark reduzieren. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass bei jeder Molchung ein beträchtliches Restrisiko hinsichtlich der Verstopfung der Leitung durch den Molch besteht, was im Falle einer Firmenmolchung im Verantwortungsbereich der ausführenden Firma liegt. Aus diesem Grund kommt die eigenständige Molchung nur dann in Frage, wenn in der Leitung keine starken Umlenkungen wie z. B. in Dükern vorhanden sind.

Als Alternative zu dieser kostspieligen klassischen Molchung wurde **ein neues Molchverfahren mit dem Einsatz von Blähton (Leca)** entwickelt, das mit Hilfe von Kanalwägen in die Rohrleitung eingespült wurde und dort gewissermaßen einen mobilen Pfropfen ausbildete, der in ähnlicher Weise wie ein kompakter Molch mit Hilfe des Abwassers durch die Leitung gedrückt wurde. 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. Der Abwasserstrom mit den Leca-Kugeln wird am Ende der Druckrohrleitung zunächst dem Rechen zugeleitet und bei geeigneter Wahl der Größe der Leca-Kugeln kann es nahezu quantitativ mit dem Rechengut abgeschieden werden. Mit Hilfe dieser Technik, die im Verlaufe des Projektes bis zu einer technischen Reife entwickelt wurde, konnten mehrere Druckleitungen mit gutem Reinigungserfolg behandelt werden. Die Verfahrenstechnik wurde beim RHV NSW entwickelt wobei letztlich mit einer Mischung von Leca-Material unterschiedlicher Dichte und mit einem Zusatz von Tensid zur Erhöhung der Wirksamkeit gearbeitet wurde.

Im Forschungskonzept war vorgesehen **Tenside** mit einem erhöhten Enzymgehalt zur Bekämpfung der Sielhaut einzusetzen. Ausgangspunkt dazu war die Vorstellung, dass die Sielhaut durch eine Matrix von Salzen höherer Fettsäuren (Kalkseifen) stabilisiert wäre, die durch enzymatische Vorgänge abgebaut würden, und damit die Sielhaut entfernt werden könne. Nach Gesprächen mit Waschmittelexperten konnte diese Vorstellung jedoch nicht aufrechterhalten bleiben und es wurde geraten, die Entfernung der Sielhaut durch die alleinige Wirkung von oberflächenaktiven Substanzen zu erreichen. Wirksame Konzentrationen von oberflächenaktiven Substanzen sind in herkömmlichen flüssigen Spülmitteln enthalten und wurden daher bei den Versuchen zur Unterstützung der Wirksamkeit von Leca erfolgreich eingesetzt. Bedenken hinsichtlich allfälliger Auswirkungen auf die Kläranlage konnten ausgeschlossen werden, da diese Substanzen in geringeren Konzentrationen in jedem kommunalen Abwasser vorhanden sind.

Diese Molchtechnik mit Leca brachte zum Teil eine bessere 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.

Um das Problem der Schwefelwasserstoffbildung langfristig in den Griff zu bekommen, mussten daher Vermeidungsmaßnahmen zur Unterbindung der Sulfatreduktion untersucht werden. Der alleinige Einsatz von **Spülwasser** der beim Betrieb von Kanalisationen im Einzugsbereich von Seen (Seeleitungen) zur Frischhaltung des Abwassers angewandt wird, kommt nur im Bereich des Neusiedler Sees in Frage, da beim Seebad Illmitz ausreichend Reinwasser aus dem See zur Füllung der Leitung zur Verfügung steht.

Bei einzelnen Versuchen im Bereich der Druckleitung vom Seebad Illmitz nach Illmitz wurde ein Versuch mit Spülwasser vorgenommen. Es zeigte sich jedoch, dass eine ungehemmte Schwefelwasserstoffbildung unmittelbar mit dem Einsatz von Abwasser nach dem Spülwasser einsetzte und damit die Verwendbarkeit dieser Methode begrenzte. Für eine erfolgreiche Anwendung dieser Methodik müsste die Füllung mit Spülwasser in regelmäßigen Abständen also z. B. einmal täglich während der Nachtstunden erfolgen.

Ein weiteres Problem bei der Anwendung von Reinwasser zur Spülung von Druckleitungen liegt in der Verdünnung des Abwassers. Im Falle der Situation Seeleitung-Illmitz-KA Seewinkel ist diese Verdünnung mit ca. 1% der Tagesabwassermenge vernachlässigbar. Würde jedoch diese Methode für den Sammler Nord beim RHV NSW eingesetzt, ergäbe sich mit einem Rohrleitungsdurchmesser von 440 mm und 4,5 km Leitungslänge ein Reinwasservolumen von ca. 700 m³/d, was zusammen mit den beiden anderen Druckleitungen die Zulaufmenge um mehr als 10% erhöhen würde, und damit zu einer unzulässigen Verdünnung des Abwassers und einer entsprechenden Verminderung der prozentuellen Reinigung führen würde. Außerdem stünde beim RHV NSW kein Reinwasser in ausreichender Menge zur Verfügung und eine Verwendung von Trinkwasser ist wirtschaftlich für diesen Zweck undenkbar.

Eine Lösung des Problems musste daher im Zusatz verschiedener Substanzen gesucht werden, die einerseits mit gebildeten Schwefelwasserstoff reagierten und damit dessen Austritt in die Atmosphäre verhinderten bzw. durch Maßnahmen, die die Bildung von Schwefelwasserstoff durch Hemmung der Desulfurikation bewirkten. Als Schwefelwasserstoff bindende Substanzen wurde **Zeolith** zufolge seiner adsorptiven Eigenschaften für gelöste Gase und verschiedene Eisenverbindungen, die mit Sulfid schwer lösliches Eisensulfid bilden eingesetzt und damit den Austritt von Schwefelwasserstoff verhindern.

Der Einsatz von Zeolith war nach gewissen Anfangserfolgen im Langzeitversuch nicht brauchbar, da auch der Zusatz relativ hoher Dosiermengen von über 1 kg/m³ nur zu einer unzureichenden Entfernung von Schwefelwasserstoff führte. Bei derartig hohen Zusatzmengen müsste auch der zusätzliche Schlammanfall berücksichtigt werden. Wie auch andere mineralische Zusatzstoffe bewirkt Zeolith eine Beschwerung des belebten Schlammes und könnte daher beim Auftreten von Blähschlamm eine gewisse Verbesserung des Absetzverhaltens auslösen.

Einen ähnlichen Effekt wie die Molchung hat die **Zugabe von Kalkmilch**. Die dabei auftretende pH-Verschiebung auf pH-Werte zwischen 11 und 12 bedingt bei entsprechender Einwirkungsdauer eine weitgehende Verminderung der Aktivität der Desulfurikanten in der Sichelhaut. Eine langfristige Abtötung konnte jedoch nicht erreicht werden, da vermutlich nur die unmittelbar dem pH-Einfluss ausgesetzten Bakterien an der Oberfläche des Films abgetötet wurden. Die tiefer liegenden Bakterien konnten bei neuerlichem Abwasserzufluss sehr rasch ihre Aktivität wieder aufnehmen und ähnlich wie beim Molchen, wo eine vollständige Entfernung der Bakterien ebenfalls nicht erreicht werden konnte, traten auch nach der Kalkanwendung nach 2 bis 3 Tagen wieder Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Ablauf der Druckleitung auf. Die Dosierung der Kalkmilch erfolgte aus einem Betonmischwagen, in dem Kalkhydrat mit Wasser vermischt wurde, direkt in einen Schacht vor dem Pumpensumpf für die Druckleitung als einmalige Dosierung. Dadurch wurde eine gewisse Strecke in der Druckleitung mit der Kalkmilch in einen erhöhten pH-Bereich versetzt. Eine Dauerdosierung von Kalkmilch kommt bei einfachen Installationen nicht in Frage, da die Stabilität der Kalkmilch nur begrenzt ist und eine permanente Umwälzung bzw. Rührung im Dosierbehälter installiert werden müsste. Durch eine dauerhafte Anhebung des pH-Wertes aufgrund der Kalkmilchdosierung könnte es überdies zu einem Austreiben von gasförmigem Ammoniak mit anschließenden Geruchsproblemen kommen.

Der **Zusatz von Eisensalzen** brachte gute Ergebnisse. Sie werden in großem Umfang in der Klärtechnik zur Entfernung von Phosphorverbindungen aus dem Abwasser eingesetzt und der Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Umgang mit diesen Substanzen zählt im Betrieb zu den Standardoperationen für das Personal. Im gegenständlichen Forschungsvorhaben wurden Standardprodukte zur Phosphorentfernung, aber auch spezielle Formen für den Einsatz zur Sulfidfällung eingesetzt. Vorausschickend kann bereits gesagt werden, dass alle Eisenverbindungen mit positivem Erfolg eingesetzt wurden und die Spezialprodukte keine wesentlichen Vorteile brachten. Dies trifft sowohl für die unterschiedlichen Chloride des zweiwertigen und des dreiwertigen Eisens, als auch für das Eisen-III-Nitrat zu.

Beim Einsatz von Eisen-III-Chlorid kommt es in Folge des niedrigen Redoxpotentials in der Druckleitung zu einer raschen Reduktion von Eisen-III zu Eisen-II, welches unmittelbar mit dem gebildeten Sulfid zu unlöslichem schwarzen Eisensulfid reagiert, sofern der pH-Wert nicht unter 6 absinkt. Das aus der Druckleitung austretende Abwasser ist bei ausreichender Eisendosierung schwefelwasserstofffrei und grau bis schwarz gefärbt. Wegen der geringen Korngröße des gebildeten Eisensulfids setzt sich dieses vermutlich in einer Vorklärung nur in sehr geringem Ausmaß ab (alle Kläranlagen bei denen es im Projekt zur Anwendung von Eisensalzen kam, hatten keine Vorklärung). In der nachfolgenden Belebung kann das gebildete Eisensulfid bei erhöhtem Redoxpotential in den aeroben Zonen in mehreren Teilschritten bis zum löslichen Eisensulfat oxidiert werden, wodurch das für die Sulfidentfernung eingesetzte Eisen für einen weiteren Einsatz bei der Phosphorfällung verfügbar wird und damit die Wirtschaftlichkeit dieses Verfahrens gesteigert werden kann.

Nach einigen Untersuchungen werden die sulfatreduzierenden Bakterien durch den **Einsatz von Eisennitrat** gehemmt und damit die Bildung von Sulfid verringert, was zu einem geringeren Einsatz von Eisennitrat führen soll. Bei den durchgeführten Versuchen konnte dieser Effekt nicht direkt nachgewiesen werden; eine Einsparung von Eisennitrat wurde jedoch nach der Molchung mit Leca evident, da durch diese Verminderung des Biofilms das Sulfidbildungspotential in der Leitung nach der Molchung zumindest zeitweise deutlich reduziert war und die erforderliche Eisendosierung auf ca. die Hälfte vermindert werden konnte.

Beim Einsatz von Eisenverbindungen in einer Katastralgemeinde des AWW Raum Fürstenfeld wurde über einen längeren Zeitraum ein sehr günstiges Ergebnis erzielt. Die Betriebskontrolle wurde durch H₂S Messungen im Gasraum und in der Lösung überprüft. Es kamen verschiedene Eisenprodukte zum Einsatz (Bellair green, Bellair green plus und Donau klar classic), wobei mit dem konventionellen Fällmittel Donauklar ähnliche Wirkungsgrad bei den niedrigsten Produktkosten festgestellt wurden.

Der im Laborversuch mehrfach nachgewiesene zusätzliche Fällereffekt für Phosphat mit Eisensulfid in der Belebungsanlage konnte in Fürstenfeld nicht eindeutig verifiziert werden, da es sich bei dem Abwasser mit Sulfidfällung nur um einen relativ geringen Teilstrom des Gesamtabwassers der Kläranlage Fürstenfeld handelte und dadurch die Verminderung des Eisenbedarfes für die Phosphatfällung nicht quantifiziert werden konnte. Auf der Kläranlage Guntramsdorf war andererseits der Nachweis des verminderten Fällmittelbedarfes für die Eisenfällung durch den Zusatz von Eisen in die Druckrohrleitung ebenfalls nicht nachweisbar, da dort der Großteil der Phosphorelimination über zusätzliche biologische Phosphorentfernung abläuft und der Fällmittelbedarf nur bei ca. 10% der stöchiometrisch erforderlichen Menge liegt.

Die Bildung von Schwefelwasserstoff in Druckleitungen kann durch den **Zusatz von Nitraten** verhindert werden wobei keine Desulfurikation stattfindet und dadurch das Redoxpotential stark angehoben wird. Die Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff und die Anwesenheit von Nitrat werden unter dem Begriff „anoxische Bedingungen“ beschrieben. So lange anoxische Bedingungen vorherrschen, kann es zu keiner Bildung von Schwefelwasserstoff kommen sofern die Schichtdicke des Biofilms an der Rohrwandung nicht so stark ansteigt, dass das

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Nitrat nicht mehr den gesamten Biofilm durchdringt. In Gegenwart von Nitrat kommt es zu einem geringfügigen BSB Abbau in Druckrohrleitungen, der je nach Länge der Leitung und den vorherrschenden Bedingungen bis zu 10% betragen kann. Dieser BSB Abbau führt nicht nur zu einer Verringerung der organischen Fracht im Zulauf zur Kläranlage mit einer allfälligen Verringerung der Denitrifikationskapazität sondern auch zu einem Bakterienwachstum in der Druckleitung, was sich in einer Verdickung des Biofilms bemerkbar macht. Wird der Biofilm so dick, dass ihn das Nitrat nicht mehr vollständig durchdringt, so tritt eine Gasbildung in den anaeroben Bereichen des Biofilms auf, die zu einer Ablösung und einem Austrag des Biofilms führen. Die Verdickung des Biofilms durch Nitrat könnte auch zu einer Verschiebung der Sulfidbildung in einen niedrigeren Temperaturbereich führen, bei dem ohne vorherige Anwendung von Nitrat keine Geruchsbelästigungen mehr bemerkbar war. Qualitative Beobachtungen auf der Kläranlage des RHV NSW geben einen Hinweis darauf, dass die Geruchsbelästigung nach dem Einsatz von Nutriox bis in die kalte Jahreszeit, bei der in den vergangenen Jahren keine Geruchsbelästigung mehr beobachtet wurde, andauerte. In besonders gelagerten Fällen kann die Gasbildung durch Denitrifikation auch zu Betriebsschwierigkeiten im Bereich der Druckleitung führen, wenn keine ausreichenden Entlüftungsmöglichkeiten bei Hochpunkten vorhanden sind.

Die Anwendung von Nitrat im Bereich von Druckleitungen und in Kanalsystemen mit Geruchsemissionen ist weit verbreitet. Im gegenständlichen Projekt erfolgte die Dosierung von Kalziumnitrat in Form einer kommerziellen Lösung (Nutriox) in den Druckleitungen zur Kläranlage des RHV NSW. Die Dosierung der Nutriox-Lösung erfolgte in den letzten Pumpensumpf vor der Kläranlage. Für den Sammler Nord war dies die Pumpstation Donnerskirchen, für den Sammler West die Pumpstation Schützen und für den Sammler Süd die Pumpstation Oggau. Für die Einstellung der erforderlichen Dosiermengen wurden Messungen der Schwefelwasserstoffkonzentration am Endpunkt der Leitung auf der Kläranlage Schützen vorgenommen. Um diese Messung durchführen zu können, wurde das Übernahmehauwerk so adaptiert, dass an den Endpunkten der Leitungen Schwefelwasserstoff auch in der Gasphase einigermaßen zuverlässig gemessen werden konnte. Durch diesen Umbau sollte eine Korrelation zwischen dem Schwefelwasserstoffgehalt im Abwasser und in der darüber befindlichen Atmosphäre ermöglicht werden, sodass die Messungen im Gasraum, die kontinuierlich ablaufen, als Grundlage für die Dosierung herangezogen werden konnten. Leider konnten die Bedingungen für die Gleichgewichtseinstellung zwischen Abwasser- und Gasraum nicht immer eingehalten werden, da Parameter wie Temperatur, Turbulenz und vor allem pH-Wert diese Einstellung und damit den Messwert in der Gasphase beeinflussten. Seitens der TU wurde auch versucht, eine kontinuierliche Messung des Sulfidgehaltes im Abwasser mit Hilfe einer Sulfid-Sonde zu realisieren. Es zeigte sich jedoch, dass auch diese Messung zu keinen verlässlichen Werten führte, da einerseits die Messmethodik noch nicht voll ausgereift war und andererseits die oben erwähnten Parameter auch einen nicht kontrollierbaren Einfluss auf die Messergebnisse hatten. Wegen dieser Schwierigkeiten bei der kontinuierlichen Messung wurde die Einstellung der Dosiermengen auf Grund der photometrischen Messungen des Sulfidgehaltes im Abwasser vorgenommen, wobei bis zu drei photometrische Bestimmungen pro Leitung am Tag durchgeführt wurden. Mit Hilfe der Nutrioxdosierung in die Druckleitungen der Kläranlage Schützen gelang es, die Geruchsprobleme im Bereich des Kläranlagenzulaufes und im nachfolgenden Rechengebäude und beim belüfteten Sandfang soweit in den Griff zu bekommen, dass kein Geruch nach Schwefelwasserstoff mehr auftrat.

Im Gegensatz zu der nahezu unmittelbaren Wirkung beim Zusatz von Eisen, ist die Verminderung des Schwefelwasserstoffs durch Nitrat ein längerfristiger Prozess. Es muss 3 bis 5 Tage gewartet werden, bis eine volle Geruchsentfernung eintritt. Bei Unterbrechung der Dosierung kommt es sehr rasch zur erneuten Bildung von Schwefelwasserstoff was 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.

Neben der Bekämpfung der Sulfatreduktion kommt es in Druckrohrleitungen auch zu Nebenwirkungen der Nitratdosierung. Zuzufolge der Denitrifikation erfolgt eine Produktion von einem Mol Bikarbonat pro Mol denitrifiziertem Nitrat, was einen Einfluss auf die Pufferkapazität des Abwassers bzw. bei schwach gepufferten Wässern auf den pH-Wert hat. Durch die Dosierung von Nitrat sinkt auch das Redoxpotential nicht so stark ab, wie es bei der Sulfatreduktion der Fall ist. Bei dem höheren Redoxpotential werden auch andere anaerobe mikrobielle Prozesse wie z. B. die Produktion geruchsintensiver organischer Säuren (Buttersäure) hinten gehalten.

Eine Übersicht der Preise, Eigenschaften und spezifischen Wirkstoffkonzentrationen der eingesetzten chemischen Zusatzmittel zur Schwefelwasserstoffbehandlung in Druckrohrleitungen ist in zusammengestellt.

Tabelle 13: Preise, Eigenschaften und spezifische Wirkstoffkonzentrationen der eingesetzten Zusatzmittel

Zusatzmittel	Wirkstoff	Preis	Dichte	% an Wirkstoff	kg Wirkstoff/l Z. Mittel	mol Wirkstoff / kg Z. Mittel
		€/T	kg/l	kg Wirks./100 Kg Mittel	kg/l	mol/kg
Bellair green (FeCl₂)	Fe ²⁺	345	1,400	14	0,196	2,51
Bellair green plus (FeCl₃)	Fe ³⁺	427	1,420	13,8	0,196	2,47
Donau klar classic (FeCl₃)	Fe ³⁺	245	1,416	13,8	0,195	2,47
Anaerite 263 Hi (Fe(NO₃)₃)	Fe ³⁺	790	1,45	7,39	0,107	1,32
	NO ₃ ⁻	790	1,45	24,61	0,357	3,97
	Fe(NO ₃) ₃	790	1,45	32,0	0,464	5,29
Nutriox (Ca(NO₃)₂)	NO ₃ ⁻	240	1,425	33,88	0,483	5,46

Eine weitere Möglichkeit zur Vermeidung der Sulfatreduktion in Druckleitungen ist die Dosierung von Luft und damit die Aufrechterhaltung aerober Bedingungen. Die Dosierung von Luft kann auf verschiedene Weise erfolgen. Im Verlaufe des gegenständlichen Projektes wurden zwei Verfahrensweisen untersucht: die Methode des **pneumatischen Abwassertransportes** (Firma Hoelschertechnik-gorator) und die Methode der **Luftspülung** (System Bühler).

Beim pneumatischen Abwassertransport fließt das Abwasser in einen Druckkessel bis ein gewisses Niveau erreicht wird. Danach wird der Zulauf unterbrochen und das gesammelte Abwasser unter einem Druck von ca. 5-8 bar in die Druckleitung befördert. In der Regel werden bei diesem Verfahren zwei Einheiten benötigt, die alternierend betrieben werden. Im gegenständlichen Projekt wurde eine Installation im Weinviertel (Sammler Ringelsdorf-Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Niederabsdorf) untersucht und zum Vergleich mit dem im Projekt behandelten Chemikaliendosierverfahren herangezogen. Mit diesem System liegen die längsten Erfahrungen vor, da es bereits im Zweiten Weltkrieg zur Entwässerung von Luftschutzkellern eingebaut wurde. Umfangreichere Untersuchungen dazu liegen jedoch nicht vor. Der hohe Ausgangsdruck bewirkt, dass das im Druckgefäß gesammelte Abwasser mit hoher Geschwindigkeit in die Druckleitung eingebracht wird und dabei die Ausbildung einer Sichelhaut als Quelle der Sulfidbildung unterbunden wird. Darüber hinaus wird das Abwasser bei hohem Betriebsdruck mit Sauerstoff angereichert. Prinzipiell kann davon ausgegangen werden, dass die Löslichkeit von Sauerstoff proportional dem angewandten Druck entspricht, d. h., dass bei einem Druck von z. B. 5 bar, die Löslichkeit von Sauerstoff ca. 50 mg/l wäre. Eine weitere Maßnahme zur Verminderung der Sulfidbildung kann darin gesehen werden, dass in den Nachtstunden mit geringerem Abwasseranfall die Leitung mit Druckluft ausgeblasen wird. Da die Desulfurikanten nach der Einwirkung von Sauerstoff, der für anaerobe Bakterien ein Gift darstellt, nur langsam, nach der Einstellung von anaeroben Bedingungen aktiv werden, kann in dieser Maßnahme ein weiterer Vorteil für die Verminderung der Sulfidbildung gesehen werden.

Bei der Untersuchung der Anlage Paltendorf wurde kurz nach der Inbetriebnahme weder in der Kanalluft noch im geförderten Abwasser am Ende der Druckleitung Schwefelwasserstoff festgestellt. Nach nunmehr ca. einem Betriebsjahr konnte sowohl im Abwasser als auch in der Kanalluft Schwefelwasserstoff nachgewiesen werden. Dies bedeutet, dass die oben genannten Mechanismen zur Vermeidung der Schwefelwasserstoffbildung nicht voll wirksam waren. Ein Grund dafür könnte in einer unzureichenden Luftmenge gesehen werden. Eine Verbesserung könnte z.B. erzielt werden, indem der Befüllungsgrad der Druckgefäße vermindert wird, dadurch der Druckluftpolster oberhalb des Wasserspiegels entsprechend vergrößert wird, und damit ein größeres Druckluftvolumen für den Transport dieses im Druckgefäß vorhandenen Abwassers zur Verfügung steht. Eine andere Methode die Luftmenge zu erhöhen besteht in einer geänderten Betriebsweise beim Ausblasen des Abwassers aus dem Druckgefäß. Während des gegenständlichen Betriebes wurde nach Entleerung des Druckbehälters der Kompressor noch 15 Sekunden im Betrieb gehalten, um eine gewisse Druckluftmenge in die Druckleitung einzubringen. Diese Luftmenge war offensichtlich nicht ausreichend, um unter Sommerbedingungen die Bildung von Schwefelwasserstoff zu vermeiden. Die Effizienz einer Verlängerung der Nachblaseperiode von 10 Sekunden auf z. B. 60 Sekunden wäre noch zu untersuchen.

Das zweite untersuchte Verfahren war das System Bühler, bei welchem Druckluft aus einem Windkessel in die Druckleitung eingebracht wird. Das Abwasser wird zwar mit Pumpen in die Druckleitung eingebracht, aber zusätzlich wird Druckluft in gewissen zeitlichen Abständen von 1 bis 2 Stunden für 5 Minuten eingeblasen. Die eingebrachte Druckluft steht unter hohem Druck von z. B. 6 bar und expandiert in der Druckleitung auf den dort vorgegebenen niedrigeren Druck von z. B. 2 bar. Dadurch kommt es zu einer kurzfristigen Beschleunigung des in der Druckleitung befindlichen Abwassers. Diese erhöhte Fließgeschwindigkeit soll zu einem Abtrag des Biofilms führen. Dieser Effekt und die gleichzeitige Anwesenheit von Luft in der Leitung bewirken eine Verminderung bzw. eine Vermeidung der Schwefelwasserstoffbildung. Dieses System wurde in der Druckleitung Autobahnraststation Guntramsdorf - Kläranlage Guntramsdorf eingebaut und über einen Zeitraum von 6 Monaten untersucht. Unmittelbar nach Inbetriebnahme war tatsächlich ein erhöhter schwärzlich gefärbter Feststoffanteil im geförderten Abwasser feststellbar. Damit war auch der Nachweis erbracht, dass das Bühler Verfahren einen Abtrag des Biofilms in Druckleitungen bewirken kann. Wenige Tage nach Inbetriebnahme konnte der Sulfidgehalt im Abwasser der Druckleitung von 50 mg/l auf < 1 mg/l Sulfid abgesenkt werden. Dieser günstige Zustand konnte über eine Periode von mehreren Wochen aufrechterhalten werden. Probeweise wurde die Druckluftdosierung nach 8 Wochen unterbrochen und die Neubildung von Schwefelwasserstoff in der Druckleitung verfolgt. Dabei wurde festgestellt, dass die

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Sulfidbildung erst nach ca. einer Woche einsetzte. Dies kann mit der Zeitdauer für die Ausbildung eines neuen aktiven Biofilms erklärt werden und liegt in der gleichen Größenordnung, wie es schon bei der Sulfidbildung nach der Leca Molchung beobachtet wurde. Beim neuerlichen Einfahren konnten die Ergebnisse des ersten Einfahrprozesses sogar unter erhöhten Temperaturbedingungen bestätigt werden.

Ein Nebeneffekt, welcher insbesondere in der Druckleitung Raststation Guntramsdorf festgestellt wurde, war, dass durch den Abtrag des Biofilms der freie Querschnitt der Druckleitung vergrößert wurde, somit die Leistung der Abwasserpumpe erhöht wurde und dadurch Stromkosten eingespart werden konnten. Dieser Effekt ist jedoch nur bei Druckleitungen, die auf dieses System umgestellt werden zu erwarten und ist umso höher, je geringer der Durchmesser der gegebenen Druckleitung ist (Da der Biofilm nur eine bestimmte Stärke von z. B. 1 bis 3 mm einnimmt, ist die relative Veränderung des freien Querschnittes bei Leitungen mit großem Durchmesser vernachlässigbar).

Die Dosierung der Chemikalien von Calciumnitrat bis zu verschiedenen Eisenpräparaten erfolgte grundsätzlich aus einem Vorratstank mit Dosierpumpen, um eine reproduzierbare Menge in den Pumpensumpf der Druckrohrleitung zu leiten. Für eine optimale Einbringung der dosierten Chemikalien in das Abwasser ist eine Durchmischung des Pumpensumpfes empfehlenswert. Eine bessere Durchmischung könnte dann erhalten werden, wenn die Dosierung in einen Schacht des Freispiegelkanals vor dem Pumpensumpf durchgeführt würde. Die Dosierung von Kalk erfolgt in einmaligen Chargen. Um spätere Betriebsschwierigkeiten zu verhindern kann die Dosierung von Kalkhydratpulver nicht direkt in den Pumpensumpf für die Druckrohrleitung erfolgen, da unter Umständen ein Absetzen des zugesetzten Kalkhydrats auftreten könnte. Man benötigt daher für die Dosierung ein Mischaggregat welches das Kalkhydrat in Suspension hält.

5.3 Aufwand und Kosten der untersuchten Behandlungsverfahren

5.3.1 Allgemeine Betrachtungen

Eine **Zusammenstellung aller Behandlungsverfahren** zeigt *Tabelle 14*. In dieser sind neben den spezifischen Kosten der Zusatzmittel die beeinflussenden Faktoren für die Investitionskosten und für die Betriebskosten sowie die zusätzlich erforderliche Infrastruktur für den Einsatz der jeweiligen Behandlungsverfahren zusammengestellt.

Tabelle 14: Beeinflussende Faktoren der untersuchten Behandlungsverfahren

Behandlungsverfahren	Zusatzmittel Preis (Gitterbox Tankzug)	Faktoren für Investitionskosten	Faktoren für Betriebskosten	Erforderliche Infrastruktur
Klassische Molchung	-----	Molchschleuse, Molche	Molche Personal	-----
Leca Molchung	135 €/m ³	Anschluss an der DL	Kanalwagen Personal	-----
Kalk	97 €/t	Anschluss an der DL	Mischanlage Personal	Stromanschluss
Wasserspülung	-----	Anschluss an der DL Pumpe	Strom für die Pumpe	-----
Zeolith	350 €/t	Dosieranlage (Container)	Containermiete Lieferungskosten	Einhausung Stromanschluss
Nutriox	240 €/t	Dosieranlage (Container) unter Sicherheitsvorkehrungen	Containermiete Lieferungskosten	Einhausung/Einfriedung Stromanschluss
Anaerite 263 Hi	790 €/t 400 €/t	Dosieranlage (Container) unter Sicherheitsvorkehrungen	Containermiete Lieferungskosten	Einhausung/Einfriedung Stromanschluss
Donau klar classic Bellair green Bellair green plus	245 €/t 145 €/t 345 €/t 235 €/t 427 €/t 255 €/t	Dosieranlage (Container) unter Sicherheitsvorkehrungen	Containermiete Lieferungskosten	Einhausung/Einfriedung Stromanschluss
Luftspülung (System Bühler)	-----	Kompressor Windkessel Steuerung Luftleitung	Strom TÜV	Einhausung Stromanschluss
Pneumatischer Abwassertransport	-----	Kompressor Abwasserdruckbehälter Steuerung	Strom TÜV	Einhausung Stromanschluss
Biofilter		Biofilteranlage	Filtermaterial	Strom- und Wasseranschluss
Dosierung von Rücklaufschlamm		Pumpe Rücklaufschlammleitung	Strom	

Ein wesentlicher Grund für die Durchführung des gegenständlichen Forschungsprojektes war die Erarbeitung von objektiven Grundlagen für die Auswahl der am besten geeigneten Behandlungsverfahren zur Vermeidung der Sulfidbildung. Ein objektiver Vergleich unterschiedlicher Maßnahmen ist nur dann möglich, wenn verschiedene Chemikalien unter identischen Bedingungen - gleiche technische Anlage und vergleichbare Versuchsbedingungen wie Temperatur und Abwasserqualität - verglichen werden können.

Nachdem 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 KUGPIA wurde unter Berücksichtigung der oben genannten Überlegungen davon ausgegangen, dass unterschiedliche Behandlungsverfahren auf unterschiedlichen Standorten untersucht werden, um eine möglichst breite Information über zu erwartende Betriebsumstände zu erhalten. Durch diese Vorgangsweise kamen die unterschiedlichen Firmenprodukte bzw. Behandlungsmaßnahmen bei sehr unterschiedlichen Gegebenheiten zum Einsatz, die keinen unmittelbaren Vergleich auf Basis Kosten bzw. Chemikalienverbrauch zu lassen. Um nun einen Vergleich der verschiedenen Verfahren zu ermöglichen, wurden folgende Überlegungen angestellt: sowohl die Geruchsbildung als auch die Korrosionsgefahr wird von der Intensität der H₂S Bildung bestimmt. Dieses Sulfidbildungspotential kann nun für die Beurteilung einer spezifischen Leitung als Maßstab für einen allgemeinen Vergleich herangezogen werden und ist aufgrund der Leitungscharakteristik und der Abwasserqualität und Temperatur theoretisch berechenbar (Kapitel 2.2).

Die unterschiedlichen Berechnungsmodelle wurden für die im Kugpia 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 70* dargestellt. Die unterschiedlichen Leitungen zeigen deutliche Unterschiede der Sulfidbildungspotentiale auf. Den experimentell ermittelten Werten kommen die nach Boon und Lister [8] bzw. nach Hadjianghelou [11] berechneten Werte am nächsten und werden daher für Voraussagen hinsichtlich der Sulfidbildung empfohlen.

Die ermittelte bzw. berechnete Sulfidmenge bietet die beste Basis für die Berechnung eines theoretischen Chemikalienverbrauches. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass je nach eingesetzten Chemikalien Nebenreaktionen ablaufen, die ebenfalls einen Chemikalienverbrauch haben. Beispielhaft sei hier die Bildung von Eisenphosphat beim Einsatz von Eisensalzen oder der anoxische Nitratverbrauch für leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen genannt.

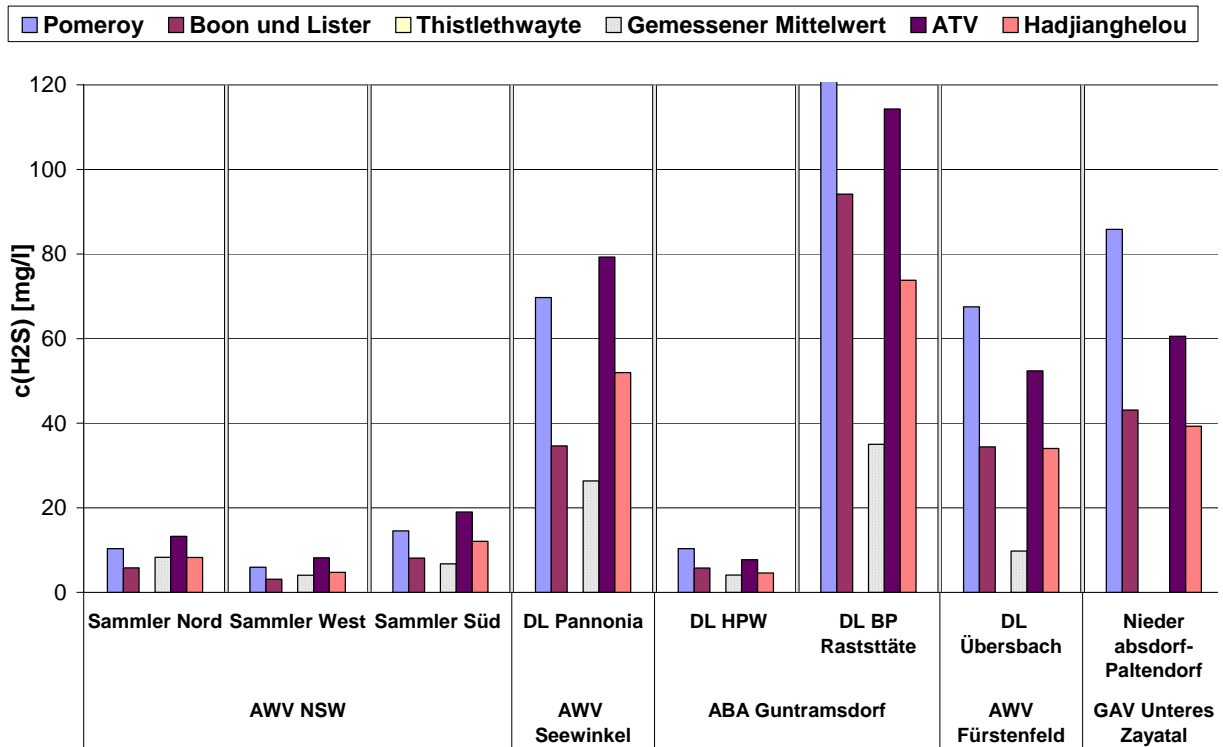


Abbildung 70: Berechnungsvarianten des Sulfidbildungspotentials im Vergleich zu den gemessenen Sulfidmittelwerten

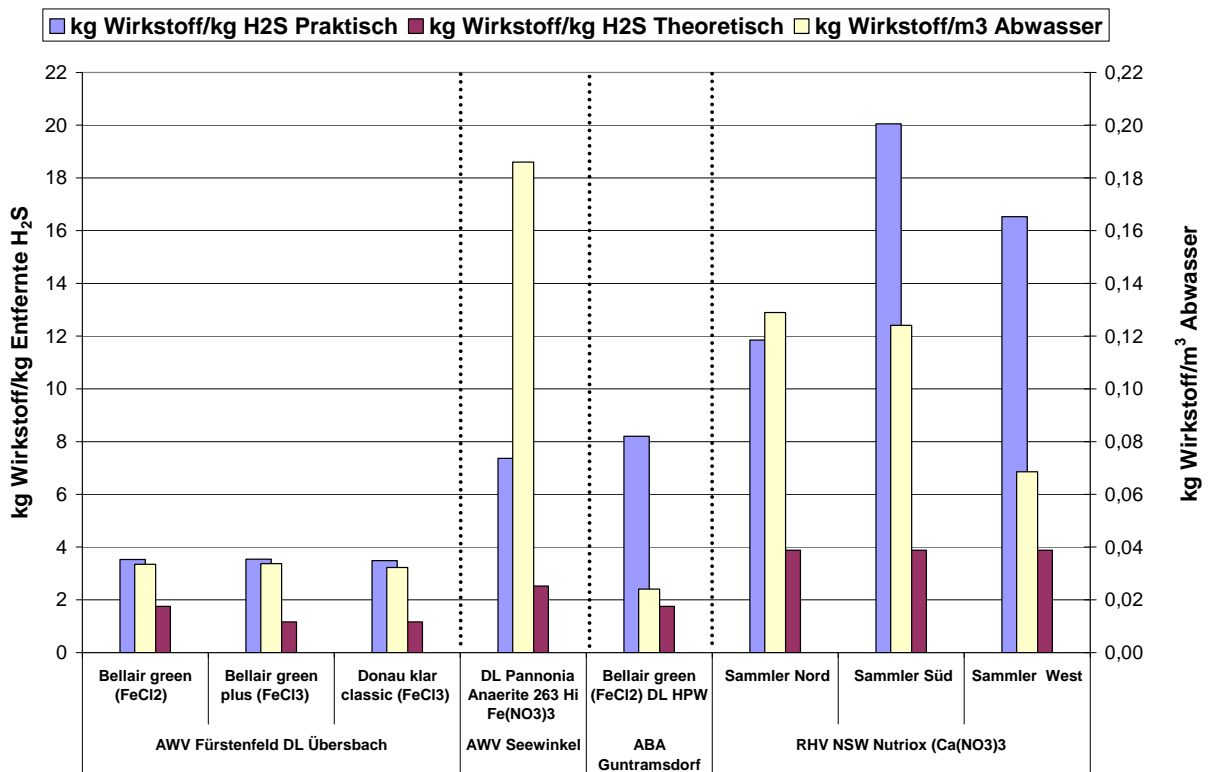


Abbildung 71: Theoretische Wirkstoffverbräuche und in der Praxis erfolgte spezifische Zugabemengen (basierend auf Tagesfrachten)

In *Abbildung 71* sind die aufgrund der stöchiometrischen Zusammenhänge ermittelten theoretischen Wirkstoffverbräuche und den in der Praxis erfolgten spezifischen Zugabemengen (basierend auf Tagesfrachten) gegenübergestellt. 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.

Ein für die Praxis relevanter Dosierwert ist die erforderliche Dosiermenge in Liter Chemikalien pro m^3 Abwasser, die über die spezifischen Daten der Produkte in kg Wirkstoff pro m^3 Abwasser umgerechnet werden können. In *Abbildung 72* ist dieser aktuelle Verbrauch graphisch dargestellt. Es ist deutlich zu sehen, dass die Leitung von der Feriensiedlung Pannonia mit dem höchsten Sulfidbildungspotential auch den höchsten spezifischen Chemikalienverbrauch aufweist. Andererseits sind die Verbrauchswerte beim RHV NSW der Leitungslänge direkt proportional. Der kurze Sammler West hat nur den halben spezifischen Wirkstoffverbrauch wie die beiden etwa gleich langen Sammler Süd und Nord. Dieses Diagramm zeigt deutlich, dass bei einem Vergleich unterschiedlicher Dosiermittel in verschiedenen Druckleitungssystemen zu falschen Aussagen führt, sofern nicht die für die Leitung spezifischen Parameter in der Betrachtung eingeschlossen werden.

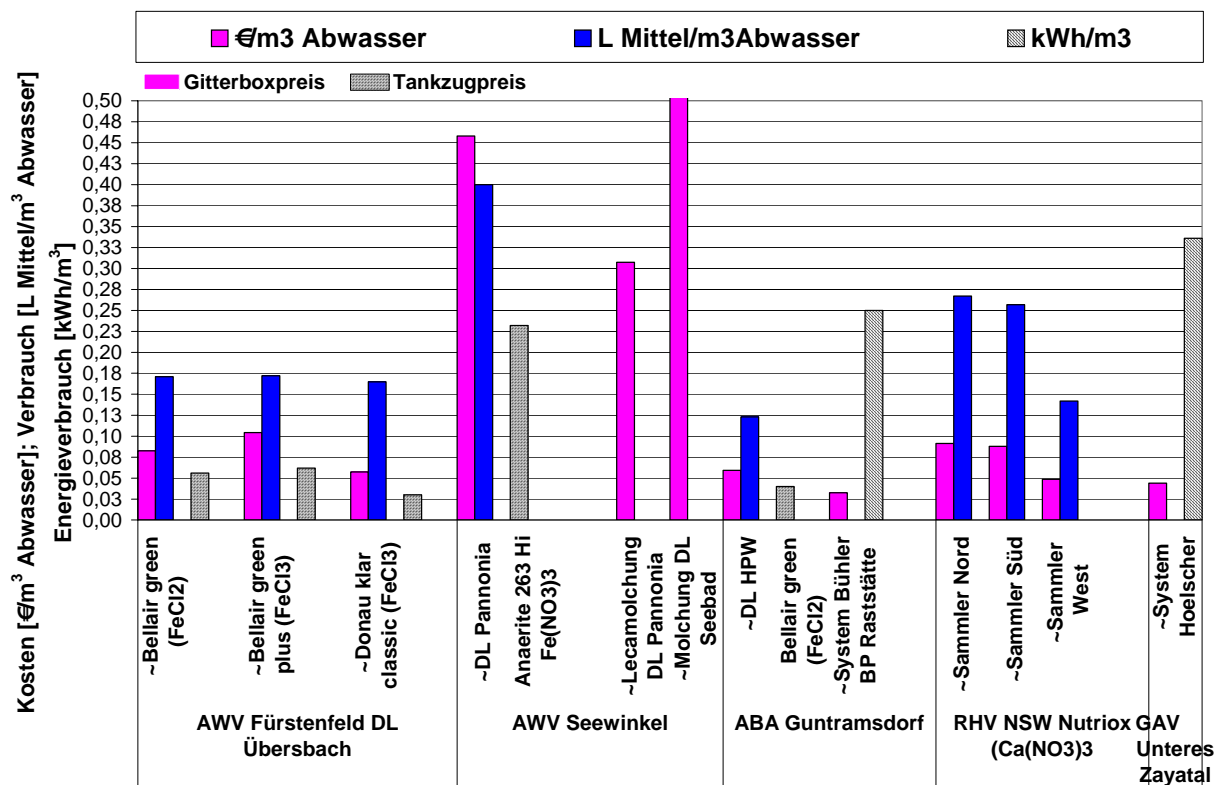


Abbildung 72: Kostenvergleich einzelner Verfahren (Projekt KUGPIA)

Basis für diese Überlegungen stellen die Kosten der Behandlungsmaßnahmen bzw. die Aufwendungen für die Chemikaliendosierung bezogen auf $1 m^3$ gefördertes Abwasser dar. Im Diagramm sind neben den Kosten für die flüssigen Chemikalien auch die erforderlichen Dosiermengen bzw. Energiebedarf pro m^3 Abwasser angegeben. Die Berechnung der Stromkosten basiert auf einem Strompreis von $0,13 \text{ €/kWh}$ (GAV Unteres Zayatal).

Beginnend mit der Dosierung von Calciumnitrat (Nutriox) bei RHV NSW, erkennt man, dass die drei Sammler mit unterschiedlichen Längen auch einen unterschiedlichen Chemikalienbedarf und unterschiedliche Chemikalienkosten aufweisen. Für den vergleichsweise kurzen Sammler West waren die erforderliche Dosiermenge und damit auch die Dosierkosten am niedrigsten. Zwischen Sammler Süd und Nord bestehen wegen der geringeren Unterschiede in der Länge kaum Differenzen in Dosiermenge bzw. Kosten. Aus diesen Gründen können auch keine absoluten Kosten für die Abwasserbehandlung in Druckleitungen angegeben werden, da die individuelle Situation, die Länge und der Durchmesser der Druckleitung, die Temperatur und die Eigenschaften des Abwassers für den Chemikalienbedarf ausschlaggebend sind.

Die Dosierung von Eisenchlorid erfolgte beim AWW Fürstenfeld und in Guntramsdorf. Die für die H₂S Bekämpfung speziell entwickelten Produkte Bellair green und Bellair green plus zeigten keine bessere Wirkung als das für die Phosphorfällung eingesetzte Produkt Donau klar classic, das wesentlich billiger war. Demzufolge sind die Kosten mit Donau klar classic die niedrigsten, während die Kosten für die Bellair Produkte in der gleichen Größenordnung wie für die Nutrioxdosierung liegen. Die Behandlungskosten mit Bellair green in Guntramsdorf liegen zwischen den Kosten für Donau klar classic und Bellair green in Fürstenfeld. Dies beruht auf der niedrigeren Temperatur, der kürzeren Aufenthaltszeit und der Förderung von Mischwasser statt Abwasser aus einem Trennsystem.

Beim AWW Seewinkel wurde Eisennitrat (Anaerite 263 Hi) eingesetzt. Die höheren Chemikalienkosten und das höhere Sulfidbildungspotential in der Druckleitung waren hauptsächlich für die erhöhten Behandlungskosten mit Anaerite gegenüber anderen Chemikalien verantwortlich. Anaerite enthält ca. 1,3 mol Eisen und ca. 4 mol Nitrat als wirksame Substanzen zur Verminderung der Sulfidbildung in einem Kilogramm Mittel. Vergleichsweise sind in einem Kilogramm Nutriox ca. 5,5 mol Nitrat pro Kilogramm Mittel bei spezifischen Kosten von weniger als einem Drittel enthalten. Darin ist der große Unterschied in den Behandlungskosten begründet. Als zusätzlicher Faktor kommt im Falle der Druckleitung von der Feriensiedlung Pannonia zur Kläranlage des AWW Seewinkel noch der geringe Leitungsdurchmesser zum Tragen.

Um die Kosten für die Molchung auf eine vergleichbare Basis zu bringen, wurde die ohne H₂S-Bildung geförderte Abwassermenge (ca. 7 Tage) für die Berechnung der Kosten zu Grunde gelegt. Dabei ergaben sich besonders für die klassische Molchung sehr hohe Kosten von ca. 6,2 Euro pro m³ Abwasser. Auch für die wesentlich billigere Lecamolchung sind die Kosten vergleichsweise noch beim dreifachen der Behandlung mit Chemikalien und nur dann vertretbar, wenn nach einer Lecamolchung über einen längeren Zeitraum mit einem entsprechend geringeren Chemikalieneinsatz gearbeitet werden kann.

Für die Berechnung der Dosierkosten für Kalk können dieselben Überlegungen zur Kostenermittlung wie bei der Molchung angesetzt werden, da es sich auch hier um einen einmaligen Einsatz handelt.

Für die Verfahren mit Lufteinsatz kommen hauptsächlich die Energiekosten für die Kostenermittlung zum Ansatz. Beim Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf bei dem die Druckluft sowohl für die Vermeidung der Sulfidbildung als auch für den Abwassertransport eingesetzt wird, liegen die Energiekosten in einem vergleichbaren Bereich mit dem der Chemikaliendosierungen (Nitrat und Eisen) und sind im wesentlichen nur von den spezifischen Stromkosten beeinflusst. Es muss jedoch bedacht werden, dass im Falle dieser pneumatischen Förderung wesentlich höhere Investitionskosten für die Errichtung der Anlagen anfallen.

5.3.2 Kostenvergleichsrechnung beim Hauptsammler Ringelsdorf-Niederabsdorf

Der Hauptsammler Ringelsdorf-Niederabsdorf entwässert im Mischsystem die Orte Ringelsdorf und Niederabsdorf und besteht aus zwei Pumpstationen die anstelle der ehemaligen Kläranlagen gebaut wurden.

Vom Ort Ringelsdorf wird mit einer pneumatischen Hebeanlage das Abwasser mit einer Druckleitung PE-HD 125x7,4 PN10, Innendurchmesser 110,2 mm und Länge 1787 m nach Niederabsdorf in die Freispiegelleitung gepumpt. Die Druckleitung weist einen Hochpunkt unmittelbar vor der Übergabestelle auf.

Das gesammelte Abwasser in Niederabsdorf wird mit einer pneumatischen Hebeanlage, einer Druckleitung PE-HD 200x11,9 PN 10, Innendurchmesser 176,2 mm und Länge 3580 m bis zum Ausleitungsschacht knapp vor der Kläranlage Paltendorf gepumpt. Entlang der Druckleitung befinden sich zwei Hochpunkte.

Laut Bemessungsgrundlagen wurde der Hauptsammler für den Trockenwetterfall von 300 m³/Tag

Bei der Kostenvergleichsrechnung wurden zwei Varianten ausgewählt, bei Variante I ist der Abwassertransport mit Abwasserpumpen und die Schwefelwasserstoffbehandlung mit Zugabe von Nutriox im Betracht gezogen. In Variante II sind die Kosten für die Abwasserförderung und Schwefelwasserstoffbehandlung, die durch den pneumatischen Abwassertransport erfolgt, gerechnet.

Bei der Kostenvergleichsrechnung können zwei wesentliche Möglichkeiten unterschieden werden:

- statische Verfahren: alle anfallende Kosten eines Betrachtungszeitraum werden ohne zeitliche Differenzierung zusammengefasst.
- dynamische Verfahren: die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten werden auf einen Begrenzungspunkt bezogen, der zeitliche Anfall der Kosten wird durch Auf- und Abzinsung berücksichtigt.

Bei der vorliegenden Studie wird das dynamische Verfahren angewendet, wobei die finanzmathematische Aufbereitung der Kosten einen Vergleich mehrerer Alternativen ermöglicht, auch wenn die Kosten zu unterschiedlichen Zeitpunkten und unterschiedlicher Höhe anfallen.

Die Kosten in dieser Studie wurden nach den „Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen“, der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-1993) durchgeführt.

In der Kostengegenüberstellung werden die aufbereiteten Kosten der einzelnen Varianten entweder als Jahreskosten oder als Projektkostenbarwerte miteinander verglichen. Im Kostenvergleich werden Förderungen nicht berücksichtigt.

Für die Ermittlung der Kostenfunktionen wurden folgenden Hilfsmittel herangezogen:

- fertig abgerechnete Projekte
- Firmenausschreibungen
- Kostenfunktionen aus dem Projekt Kugpia
- Literaturangaben

Im Rahmen der Kostenvergleichsrechnung werden für die jeweiligen Varianten die Investitionskosten (Baukosten, Reinvestitionskosten) und laufende Kosten (Energie- und Behandlungskosten), die während des Untersuchungszeitraumes anfallen, errechnet und miteinander verglichen.

Kostenermittlung

Sammler Ringelsdorf-Niederabsdorf

Alternative I – Abwassertransport mit Abwasserpumpen und Behandlung mit Nutriox

Investitionskosten IK_I

Druckleitung 5367 m; DN 120-180	181.200 €
Bauarbeiten	73.000 €
Maschinelle Ausrüstung	35.000 €
Investitionskosten IK_I	289.200 €
Laufende Kosten LK_I	5.250 €/a

Alternative II – Pneumatischer Abwassertransport

Investitionskosten IK_{II}

Druckleitung 5367 m; DN 120-180	181.200 €
Bauarbeiten	70.000 €
Maschinelle Ausrüstung (Pneumatische Hebeanlage inkl. Elektrische Ausrüstung)	111.000 €
Investitionskosten IK_{II}	362.200 €
Laufende Kosten LK_{II}	5.000 €/a

Finanzmathematische Aufbereitung

-Kalkulationsparameter

Der Zinssatz wird mit real 3% p. a. angesetzt, der Untersuchungszeitraum mit 50 Jahre. Bei der durchschnittlichen Nutzungsdauer der einzelnen Anlageteile wird von folgenden Werten ausgegangen:

-Druckleitungen	50 Jahre
-Abwassertransport Anlage, baulicher Teil	25 Jahre
-maschineller Teil	13 Jahre

-Durchführung der Kostenumrechnung

a) Projektkostenbarwert

Die Laufenden Kosten werden mit dem Diskontierungsfaktor für gleichförmige Zahlungsreihen DFAKR (LAWA vgl. Anlage 2.5) in einen äquivalenten Barwert zum Bezugszeitpunkt umgerechnet und zu den Investitionskosten addiert.

Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Nutzungsdauer müssen Ersatzinvestitionen bei den Abwasserpumpen und Pneumatischen Hebeanlagen vorgenommen werden. Diese Einzelzahlungen werden mit dem Faktor DFAKE (LAWA vgl. Anlage 2.2) in Barwerte zum Bezugszeitpunkt umgerechnet und ebenfalls zu den Investitionskosten addiert. Die Ergebnisse enthält Tabelle A

Tabelle A

Alternative I

	Umrechnungsfaktor	Barwert in €
Investitionskosten IK_I (erstmalig)		289.200
Ersatzinvestitionen der Pumpwerken Nach 13 Jahren Kosten maschineller Teil (35.000 €)	DFAKE (3;13) 0,6810	23.835
Nach 25 Jahren Kosten baulicher und maschineller Teil (108.000 €)	DFAKE (3;25) 0,4776	51.580
Nach 38 Jahren Kosten maschineller Teil (35.000 €)	DFAKE (3;38) 0,3252	11.382
Laufende Kosten LK_I Energiekosten (3000 €/a)	DFAKR (3;50) 25,730	77.190
H2S Behandlungskosten 180 Tage (300 m ³ /d Abwasser; Nutriox:0,05 €/m ³) (2700 €/a)	DFAKR (3;50) 25,730	69.471
Projektkostenbarwert $PKBW_I$ (gerundet)		522.700

Alternative II

	Umrechnungsfaktor	Barwert in €
Investitionskosten IK_{II} (erstmalig)		362.000
Ersatzinvestitionen der Pumpwerken Nach 13 Jahren Kosten maschineller Teil 111.000	DFAKE (3;13) 0,6810	75.591
Nach 25 Jahren Kosten baulicher und maschineller Teil (181.000)	DFAKE (3;25) 0,4776	86.446
Nach 38 Jahren Kosten maschineller Teil (111.000)	DFAKE (3;38) 0,3252	36.097
Laufende Kosten LK_{II} (5000€/a)	DFAKR (3;50) 25,730	128.650
Projektkostenbarwert $PKBW_{II}$ (gerundet)		688.800

b) Jahreskosten

Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, IWAG, TU Wien

Die Investitionskosten werden mit dem der jeweiligen durchschnittlichen Nutzungsdauer bzw. dem Untersuchungszeitraum entsprechenden Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR (LAWA Anlage 2.3) in äquivalente Jahreskostenanteile umgerechnet und zu den laufenden Kosten addiert. Die Summe ergibt die zu vergleichenden Jahreskosten. Die Rechenergebnisse enthält Tabelle B.

Tabelle B

Alternative I

	Umrechnungsfaktor	Barwert in €
Investitionskosten IK_I (erstmalig-Druckleitung) (181.200 €)	KFAKR (3;50) 0,0389	7.050
Ersatzinvestitionen der Pumpwerke Nach 13 Jahren Kosten maschineller Teil (35.000 €)	KFAKR (3;13) 0,0940	3.290
Nach 25 Jahren Kosten baulicher Teil (78.000 €)	KFAKR (3;25) 0,0574	4.480
Laufende Kosten LK_I Energiekosten		3.000
H ₂ S Behandlungskosten 180 Tage (300 m ³ /d Abwasser; Nutriox:0,05 €/m ³)		2.700
Jahreskosten JK_I (gerundet)		20.500

Alternative II

	Umrechnungsfaktor	Barwert in €
Investitionskosten IK_{II} (erstmalig-Druckleitung) (181.200 €)	KFAKR (3;50) 0,0389	7.050
Ersatzinvestitionen der Pumpwerke Nach 13 Jahren Kosten maschineller Teil (111.000 €)	KFAKR(3;13) 0,0940	10.434
Nach 25 Jahren Kosten baulicher Teil (70.000 €)	KFAKR (3;25) 0,0574	4.018
Laufende Kosten LK_{II} Energiekosten		5.000
Jahreskosten JK_{II} (gerundet)		26500

-Kostengegenüberstellung

Beim Vergleich der berechneten Projektkostenbarwerte ergibt sich ein entsprechender Kostenvorteil der Alternative I um

$$PKBW_{II} - PKBW_I = 688.800 - 522.700 = 166.100 \text{ Euro}$$

Der Vergleich der Jahreskosten ergibt einen entsprechenden Kostenvorteil der Alternative I von

$$JK_{II} - JK_I = 26.500 - 20.500 = 6.000 \text{ Euro/a}$$

Beim System Bühler ist die Ausführung der Druckleitung und der Pumpe konventionell und nur die Druckluftanlage als Zusatzinvestition für die Luftspülung erforderlich. Hinsichtlich der Energiekosten fallen die Pumpkosten für die Förderung des Abwassers und zusätzlich die Energiekosten für die Herstellung der Druckluft an. Wie aus der *Abbildung 72* zu erkennen ist, sind die Kosten bei der Luftspülung deutlich niedriger als im Falle der Druckluftförderung. Es sind in dieser Darstellung jedoch die Energiekosten für die Abwasserpumpen nicht enthalten (durch den Einsatz der Spülluft werden die Energiekosten für die Abwasserpumpen verringert; dies ist ein zusätzlicher Effekt zu den weiter oben schon erwähnten Einsparungen durch die Entfernung der Sielhaut mit dem Luftspülverfahren).

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. Nachdem alle Behandlungsverfahren darauf abgestellt sind Schwefelwasserstoff zu vermeiden, ist der richtige Basiswert für die Kostenbetrachtung das Sulfidbildungspotential. Dieses Sulfidbildungspotential hängt aufgrund der im Forschungsprojekt gemachten Erfahrungen hauptsächlich von der Abwasserkonzentration und der Temperatur des Abwassers ab.

Die höchsten Sulfidkonzentrationen wurden in der Druckleitung Pannonia sowie in der Druckleitung BP Raststätte beobachtet. 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 nicht sinnvoll. Als repräsentativer Bezugswert sollte viel mehr die auf die potenzielle Sulfidbildung bezogenen Behandlungskosten gewählt werden. In *Abbildung 73* sind die Kostenrelationen dieser beiden Betrachtungsweisen dargestellt.

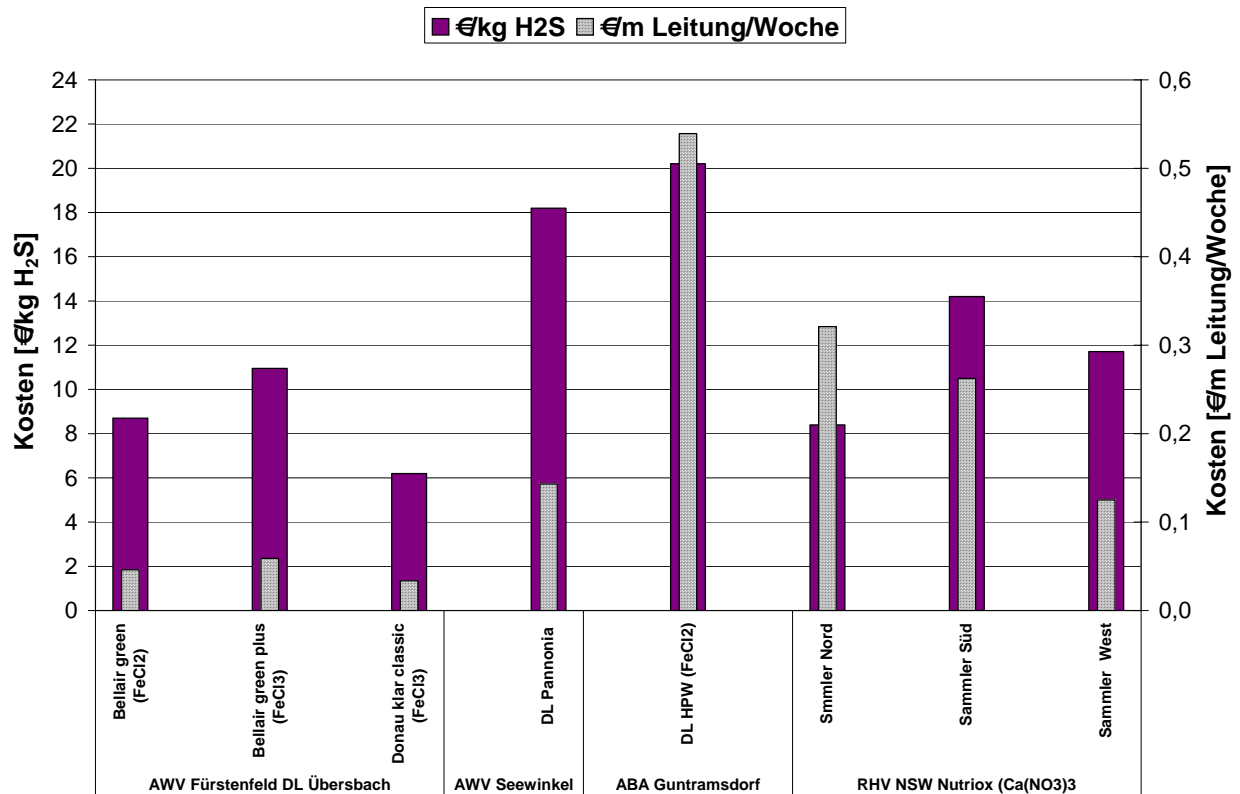


Abbildung 73: Preise der Sulfidbehandlungen bezogen auf die Sulfidbildung bzw. Länge der Leitung (Projektpreise)

Insbesondere für die Druckleitung Pannonia erkennt man, dass die Kosten auf Basis m^3 Abwasser im Vergleich zu RHV NSW oder Fürstenfeld stark überhöht sind (Abbildung 72). Betrachtet man jedoch die Kosten auf Basis €/kg Sulfid tritt nahezu eine Umkehrung der Verhältnisse ein (Abbildung 73). Bei der Druckleitung Pannonia sind bei dieser Betrachtungsweise die Kosten nur um den Faktor 1,3 bis 2 höher als bei den anderen Behandlungsverfahren.

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.

Ein weiterer Faktor für die Kosten stellt die verwendeten Mengen dar. Werden die Chemikalien in kleinen Mengen ($<5 m^3/a$) benötigt, so empfiehlt sich die Anlieferung in der teureren Gitterbox ohne Investitionskosten für die Lagerung. Bei höherem Verbrauch ($15 m^3/a$) sollte die Anlieferung jedenfalls mit Tankzug erfolgen, da hierbei die Chemikalienkosten sich um mindestens ein Drittel reduzieren können. Im gegenständlichen Projekt wurden die Chemikalien in allen Fällen als Gitterboxen geliefert. Die Chemikalienkosten waren jedoch nicht einheitlich als Gitterboxpreis berechnet (was sich aus dem Vergleich mit anderen Projekten gezeigt hat).

Eine Übersicht der an den einzelnen Versuchstandorten eingesetzten Zusatzmittel hinsichtlich Einsatzmenge und Behandlungskosten über den gesamten jeweiligen Behandlungsabschnitt ist in *Tabelle 15* zusammengestellt.

Tabelle 15: Übersicht der an der einzelnen Versuchstandorten eingesetzten Zusatzmitteln hinsichtlich Einsatzmenge und Behandlungskosten

Ort	Zusatzmittel	Abwassermenge (Mittelwert)	Dosierung	Zusatzmittel Verbrauch	Sulfid Mittelwerte	Fracht Sulfid Mittelwerte	Teoretisch Stöchiometr. Verbrauch	Kg Wirkstoff / kg entferntes H ₂ S	Preis der Behandlung
		m ³ /d	l/d	l Mittel/m ³ Abwasser	mg/l	kg/d	kg/kg H ₂ S	kg/kg H ₂ S	€/m ³ Abwasser
AWV Fürstenfeld									
DL Übersbach	Bellair green (FeCl ₂)	354,38	56	0,158	9,76	3,46	1,75	3,13 - 4,03	0,076
	Bellair green plus (FeCl ₃)	354,38	57	0,161	9,76	3,46	1,163	3,45 - 3,68	0,098
	Donau klar classic (FeCl ₃)	354,38	57	0,161	9,76	3,46	1,163	2,99 - 4,13	0,056
AWV Seewinkel									
DL Pannonia	Anaerite 263 Hi (Fe(NO ₃) ₃)	137,8	48,85 - 65,27	0,354 - 0,474	26,33	3,63	2,52	6,18 - 8,20	0,406 - 0,543
ABA Guntramsdorf									
HPW	Bellair green (FeCl ₂)	3224,7	378	0,117	4,1	13,22	1,75	8,11 - 9,37	0,057
RHV NSW									
Sammler Nord	Nutriox (Ca(NO ₃) ₂)	3443,06	380 - 661	0,110-0,192	8,32	28,65	3,88	7,85 - 12,89	0,038 - 0,066
Sammler Süd	Nutriox (Ca(NO ₃) ₂)	2391,38	366 - 680	0,153-0,284	6,74	16,12	3,88	11,33 - 33,80	0,052 - 0,097
Sammler West	Nutriox (Ca(NO ₃) ₂)	921,58	66 - 94	0,072-0,102	4,07	3,75	3,88	6,67 - 20,48	0,024 - 0,035

Die in der *Tabelle 15* angeführten spezifischen Behandlungskosten ($\text{€}/\text{m}^3$ Abwasser) beinhalten auch Perioden in denen mit suboptimalen Konzentrationen der Zusatzmittel gearbeitet wurde und die Entfernung des Schwefelwasserstoffs teilweise nur unvollständig erfolgte.

In *Tabelle 16* sind die Kosten aller erfolgreich eingesetzten Behandlungsverfahren unter optimierten Bedingungen mit weitgehender Entfernung von Schwefelwasserstoff dargestellt. Für die Kostenermittlung wurde dabei eine Woche unter diesen optimalen Betriebsbedingungen und die dabei maßgeblichen Chemikalien/Behandlungskosten herangezogen. Zusätzlich sind zum Vergleich die Kosten der Molchungen und die beiden Druckluftverfahren mit aufgenommen.

Tabelle 16: Übersicht der an den einzelnen Versuchstandorten eingesetzten Zusatzmittel hinsichtlich Einsatzmenge und Behandlungskosten (Woche mit optimalem Betrieb)

Ort	Sammler	Produkt	Datum	Abwasser menge	Dosierung	Preis	Verbrauch	Verbrauch	Energie verbrauch	Behandlungs kosten	Abwasser Transport Kosten (Strom)
				m ³ /Woche	Liter/Woche	€T	l Mittel/m ³ Abwasser	kg Wirkstoff/m ³ Abwasser	kWh/m ³ Abwasser	€/m ³ Abwasser	€/m ³
Fürstenfeld	DL Übersbach	Bellair green (FeCl ₂)	25- 31.07.04	2292,74	392	345	0,171	0,034		0,083	
	DL Übersbach	Bellair green plus (FeCl ₃)	05- 12.09.04	2326,43	399	427	0,172	0,034		0,104	
	DL Übersbach	Donau klar classic (FeCl ₃)	21- 27.11.04	2423,57	399	245	0,165	0,032		0,057	
AWV Seewinkel	DL Pannonia	Anaerite 263 Hi Fe(NO ₃) ₃	30.08- 05.09.04	1008	402,14	790	0,400	0,186		0,458	
	DL Seebad Illmitz	Klassische Molchung		300		6276*				20,92	
	DL Pannonia	Lecamolchung		1008		310				0,308	
Guntramsdorf	DL HPW	Bellair green (FeCl ₂)	23- 27.08.04	16410,04	1890	345	0,123	0,024		0,059	
	DL BP Raststätte	Luftspülung (Bühler System)							0,250	0,018	
RHV NSW	Sammler Nord	Nutriox Ca(NO ₃) ₂	31.07- 03.08.04	16126	4280	240	0,267	0,129		0,091	
	Sammler Süd	Nutriox Ca(NO ₃) ₂	04- 10.08.04	15834	3862	240	0,257	0,124		0,088	
	Sammler West	Nutriox Ca(NO ₃) ₂	09- 15.08.04	3468	492	240	0,142	0,069	0,112	0,049	0,026
GAV Unteres Zayatal	Sammler Ringelsdorf- Niederabsdorf	Pneumatische Hebeanlage (Hoelscher System)							0,336	0,079	0,079

* Gesamte Kosten für die Molchung mit 7 Durchgängen
DL: Druckleitung

Aufgrund der während der technischen Versuche gewonnenen Erfahrungen wurde versucht, die Anwendungskriterien für den Einsatz der verschiedenen Behandlungsverfahren zur Schwefelwasserstoffbekämpfung zusammenzustellen (*Tabelle 17*). Dabei wurden folgende Gesichtspunkte berücksichtigt: für die Druckleitungen wurde zwischen den Anwendungsmöglichkeiten in bestehenden Druckleitungen und dem Neubau solcher Leitungen sowie zwischen Rohrleitungen mit großem und kleinem Durchmesser ($DN > 200$ mm; $DN < 150$ mm) und dem Rohrmaterial (Stahl bzw. Kunststoff) unterschieden. Als betriebliche Kriterien wurden die Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Druckleitung ($t_R < 3$ Stunden; $t_R > 6$ Stunden) sowie die Temperaturverhältnisse (nieder < 10 °C; hoch > 15 °C) in Betracht gezogen. Es wurde eine fünfstufige Bewertung ausgearbeitet:

++: sehr gut geeignet

+: gut geeignet

+ -: bedingt geeignet

+ - -: nicht geeignet oder nur unter sehr spezielle Bedingungen

-: nicht geeignet

Tabelle 17: Anwendungskriterien für den Einsatz verschiedener Behandlungsverfahren zur Schwefelwasserstoffbekämpfung

Behandlungsverfahren	Druckleitung		DN		Material		Aufenthaltszeit		Zulauftemperatur		Andere Voraussetzungen
	Bestehend	Neubau	Groß >200mm	Klein. <150mm	Stahl	Kunststoff	Kurz < 3 Std.	Lang > 6 Std.	Nieder <10°C	Hoch >15°C	
Klassische Molchung	+	+	+ -	+	+	+	/	/	/	/	Abwasserspeicher Kapazität
Leca Molchung	+	+	<300	>80	+	+	/	/	/	/	Abwasserspeicher Kapazität
Kalk	+	+	+	+	+	+	+ -	+	+	+	
Wasserspülung	+	+	+ - -	+	+	+	+	+ -	+	+	Verfügbarkeit Reinwasser
Zeolith	+ -	-	+ -	+	+	+	-	-	+	-	
Nutriox	++	+	+	+	+	+	+	+ -	+	+ -	Entlüftung am Hochpunkt
Anaerite 263 Hi	++	+	+	+	+ -	+	+	+	+	+	Entlüftung am Hochpunkt
Donau klar classic Bellair green Bellair green plus	++	+	+	++	+ -	+	+	+ -	+	+	
Luftspülung (System Bühler)	+	++	<500	++	+	+	+	++	+	++	Mengemessung anpassen
Pneumatischer Abwassertransport (System Hoelscher)	/	++	<400	++	+	+	+	++	+	++	

Ein zusätzliches Beurteilungskriterium für die Auswahl der Behandlungsverfahren stellen die zu erwartenden Behandlungskosten dar. In *Tabelle 18* sind die auf Grund der im gegenständlichen Projekt ermittelten Kosten der einzelnen Behandlungsverfahren qualitativ beurteilt. Dabei wurde folgende Bewertung eingesetzt:

- ++: sehr kostengünstig
- +: kostengünstig
- + -: weniger kostengünstig
- + - -: Ungünstig
- : sehr ungünstig

Tabelle 18: Qualitativer Kostenvergleich zwischen den verschiedenen Behandlungen

Behandlungsverfahren	Druckleitung		DN		Aufenthaltszeit		Zulauf temperatur	
	Bestehend	Neubau	Groß >150mm	Klein. <150mm	Kurz < 6 Std.	Lang > 6 Std.	Nieder <10°C	Hoch >15°C
Klassische Molchung	+ - -	+ -	+ - -	+ -	+ -	+ -	+ -	+ - -
Leca Molchung	+ -	+ -	+ -	+	+ -	+ -	+ -	+ -
Kalk	+ -	+ -	+ - -	+ -	+ - -	+ -	+ -	+ - -
Wasserspülung	+	+	+ -	+	+ -	+	+	+ -
Zeolith	-	-	-	-	-	-	-	-
Nutriox	+	+	+	+ -	+	+ -	+	+ -
Anaerite 263 Hi	+ -	+ -	+ -	+ -	+	+ -	+	+ -
Donau klar classic	++	++	+	++	++	+	++	+
Bellair green Bellair green plus	+	+	+ -	+	+	+ -	+	+ -
Luftspülung (System Bühler)	++	++	<300 + -	++	+	+	++	+
Pneumatischer Abwassertransport (System Hoelscher)	-	+ -	+ -	+ -	+ -	+	+	+

Zu Beginn des Projektes wurden auf Grund der unterschiedlichen örtlichen Gegebenheiten bei der Planung ,versucht, die jeweils am besten geeigneten Behandlungsverfahren auszuwählen. Maßgeblich für diese Auswahl waren auch die technische Realisierbarkeit und die Verfügbarkeit der Verfahren. Nach Abschluss der Versuche wurde versucht, in technischer und ökonomischer Hinsicht Empfehlungen für die weitere Vorgangsweise bei der Bekämpfung der Schwefelwasserstoffbildung in den Druckrohrleitungen auszuarbeiten. Wie schon *Tabelle 17* zeigt, sind mehrere Verfahren gut und zum Teil sehr gut geeignet, um den gewünschten Effekt zu erzielen. Den entscheidenden Einfluss für die Auswahl stellt jedoch meist der Kostenfaktor dar. In *Tabelle 19* sind bei den Empfehlungen auch die Kosten ein wesentliches Kriterium gewesen.

Aus den gewonnenen Erfahrungen können Empfehlungen für den Einsatz verschiedener Verfahren in einzelnen Anwendungsfällen gegeben werden. Grundsätzlich muss jeder Anwendungsfall individuell behandelt werden, da die Charakteristik des Abwassers und die Eigenschaften der Leitung berücksichtigt werden müssen. 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 und längeren Aufenthaltszeiten ist die Anwendung der Luftspülung auch eine betriebskostengünstige Variante. Bei der Einrichtung neuer Druckleitungen muss der pneumatische Abwassertransport ebenfalls in Betracht gezogen werden. Ein nachträglicher Einbau dieses Verfahrens ist aus wirtschaftlichen Gründen nicht zu empfehlen. Die zusätzliche Behandlung mit Chemikalien wäre im Fall des pneumatischen Abwassertransportes noch möglich.

Tabelle 19: Durchgeführte Untersuchungen und Empfehlungen für die weitere Vorgangsweise

Ort	Untersuchte Behandlung	Empfehlung	Aktuelle Behandlung
RHV NSW Sammler Nord,	Calciumnitrat (Nutriox) Leca Molchung	Eisensalze (Leca Molchung)	-----
RHV NSW Sammler West	Calciumnitrat (Nutriox) Leca Molchung	Calciumnitrat Lüftpülung (Bühler)	-----
RHV NSW Sammler Süd	Calciumnitrat (Nutriox)	Eisensalze (Leca Molchung)	-----
AWV Seewinkel DL Pannonia	Fe(NO ₃) ₃ (Anaerite 263 Hi) Leca Molchung	Lüftpülung (Bühler)	-----
AWV Seewinkel DL Seebad-Biologische Station	Klassische Molchung Wasserspülung Zeolith (IPUS pur)	Wasserspülung Lüftpülung (Bühler)	-----
AWV Fürstenfeld DL Übersbach	FeCl ₂ (Bellair green) FeCl ₃ (Bellair green plus) FeCl ₃ (Donau klar classic)	Eisensalze	Donau klar classic
AWV Fürstenfeld DL Hühnerbach	Leca Molchung	Eisensalze	-----
ABA Guntramsdorf DL HPW	FeCl ₂ (Bellair green)	Eisensalze	-----
ABA Guntramsdorf, BP Raststätte	Zeolith (IPUS pur) Lüftpülung (Bühler)	Lüftpülung (Bühler)	Lüftpülung (Bühler)
GAV Unteres Zayatal Sammler Ringelsdorf- Niederabsdorf	Pneumatische Abwassertransport (System Hoelscher)	n. a.	Pneumatische Abwassertransport (System Hoelscher)

Neben den Untersuchungen an den diversen Druckleitungen wurden auch zahlreiche Untersuchungen im Labor vorgenommen. Als Versuchsmaterial diente dabei das bei den verschiedenen Molchungen gewonnene biologische Material der Sichelhaut, das bei Lagerung im Kühlschrank über mehrere Wochen seine Aktivität behielt. Zur Erfassung der Aktivität dieser Sichelhaut wurde der Sauerstoffverbrauch, die Denitrifikationskapazität über die Verminderung der Nitratkonzentration unter anoxischen Bedingungen sowie die Desulfurisationskapazität unter anaeroben Bedingungen untersucht und für die Interpretation der Vorgänge in den Druckleitungen herangezogen. Darüber hinaus wurde die Verfügbarkeit von gefälltem Eisensulfid, welches bei der Anwendung von Eisensalzen zur Sulfidelimination anfällt, hinsichtlich seiner Aktivität für die Phosphorfällung analysiert. Bei diesen Laborversuchen konnte einerseits die Aktivität der Sichelhaut für die diversen biologischen Umsetzungen quantifiziert werden und der Nachweis für die zusätzliche Verwendung des Eisens zur Phosphorentfernung, geführt werden.

Im Zuge mikrobiologischer Grundlagenuntersuchungen mit molekularbiologischen Methoden wurden die Desulfurikanten mittels Gelelektrophorese untersucht. Aus dem Vergleich der sich ergebenden Streifenmuster mit bekannten Desulfurikanten konnte geschlossen werden, dass es sich bei den Desulfurikanten aus den verschiedenen Sichelhautproben der diversen Druckleitungen um neue noch nicht dokumentierte Arten handelt. Die Isolation der neuen Stämme und deren weitere Kennzeichnung ist für zukünftige Forschungsarbeiten am Institut vorgesehen.

6 Zusammenfassung

Unter längeren sauerstofffreien Bedingungen haben alle organisch belasteten Abwässer die Tendenz, anzufaulen und Schwefelwasserstoff zu bilden. Schwefelwasserstoff kann in die Atmosphäre austreten und mehrere Probleme wie Geruchsbelästigung, Gefährdung für das Betriebspersonal und Korrosion von elektrischen Anlagen und Bauwerken auslösen.

In den Druckleitungen herrschen optimale Bedingungen für die Schwefelwasserstoffbildung, die hauptsächlich von der Abwasserzusammensetzung, Temperatur des Abwassers, Aufenthaltszeit und Abwesenheit von Sauerstoff und Nitrat abhängt. Verantwortlich für diesen Prozess sind die sulfatreduzierenden Bakterien, die mit anderen Mikroorganismen an den Wandungen, in der sogenannten Sichelhaut eingebettet sind.

Aufgrund der geringen Erfahrung in Österreich mit der Korrosionsproblematik, entstand das Projekt KUGPIA (Korrosion und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen), mit dem Zweck, die Ursachen und die Möglichkeiten für die Bekämpfung der Sulfidbildung wissenschaftlich zu erforschen. Es wurden sowohl mechanische als auch chemische Methoden für die Behandlung in Druckleitungen erprobt. 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.
- Nicht empfohlen werden kann der auf rein physikalischer Adsorption beruhende Einsatz von Zeolithen, da vermutlich die Adsorptionskapazität dieser Mineralien durch die anderen Abwasserinhaltsstoffe des Rohabwassers so weit eingeschränkt wird, dass die Eliminationskapazität für Schwefelwasserstoff nicht ausreicht.
- Der Einsatz von Spülwasser ist bei der ausreichenden Verfügbarkeit von Reinwasser und für den Fall, dass die Verdünnung des Abwassers keine Nachteile beim Betrieb der Kläranlage verursacht, eine kostengünstige Variante für Leitungen mit geringem Durchmesser.
- 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.
 - Für die Druckluftsysteme liegen nur begrenzte Erfahrungen vor und die bisherigen Untersuchungen beschränken sich nur auf wenige Anlagen, mit relativ geringer Kapazität.
 - Bei der Auswahl der zu untersuchenden Druckleitungen wurde Bedacht darauf genommen eine möglichst große Vielfalt von Problemfällen aufzugreifen, die von Direktleitungen mit geringem Durchmesser (z. B. Druckleitung BP Raststätte) bis zu Druckleitungssystemen mit der Hintereinanderschaltung mehrerer Druckleitungen zur Aufnahme neuer Ortskanalisationen reichte. 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 mit zusätzlichen Kosten von ca. 0,05 €/m³ Abwasser gerechnet werden.
 - Für eine bessere Absicherung der Untersuchungsergebnisse wären weitere Untersuchungen über längere Zeit erforderlich.

7 LITERATUR

- [1] ATV (1992) ATV-A 116: Besondere Entwässerungsverfahren, Unterdruckentwässerung – Druckentwässerung. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., D-53773 Henef.
- [2] ATV (1998) ATV-M 168: Korrosion von Abwasseranlagen – Abwasserableitung. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., D-53773 Henef.
- [3] ATV (2003) ATV-DVWK-M 154: Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen - Vermeidung oder Verminderung-. GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., D-53773 Henef.
- [4] Barjenbruch, M. (2001). Vermeidung von Geruchsentwicklungen im Kanalnetz. Wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik, 4/2001, 35-38.
- [5] Bielecki, R.; Schremmer, H.: Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen, Leichtweiß-Institut, Braunschweig 1987.
- [6] Bitton, G. (1999). Wastewater Microbiology. Wiley-Liss Publication.
- [7] Bölke K.P. (1996) Kanalinspektion. Schaden erkennen und dokumentieren. Springer-Verlag.
- [8] 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.
- [9] 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.
- [10] Giefing C. (2004) Forschungsprojekt Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, Kanal- und Kläranlagen Nachbarschaften ÖWAV 2004, Wien 2004.
- [11] Hadjianghelou, H. et al. (1984). Über die Berechnung der zu erwartenden Sulfidbildung in Abwasserdruckleitungen. Vom Wasser, 62 pp. 267-278.
- [12] Hahn H.H. (1987) Wassertechnologie Fällung-Flockung-Separation, ISBN 3-540-17967-4 Springer-Verlag.
- [13] Horst N. (1976). Probleme beim Betrieb von Gruppenklärwerken und Gruppenkanalisationen- dargestellt aus der Sicht des Naturwissenschaftlers und unter besonderer Berücksichtigung der Themenkreise Geruch und Korrosion. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung E.V. (ATV) Nr. 30. Deutschland.
- [14] Lens P.N.L. and Hulschoff Pol L. (2000). Environmental Technologies to treat sulfur pollution. Principles and engineering. IBSN 1900222094 IWA London.
- [15] 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.

-
- [16] Martz G. (1979) Siedlungswasserbau Teil 2-Kanalisation, ISBN 3-8041-2647-2 Werner-Verlag.
- [17] Matsché N. (2003) Ursache und Lösungssätze für Geruchs- und Korrosionsprobleme. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser-Gewässer, Band 182.
- [18] Nielsen, H. et al. (1998). Sulfide Production and Wastewater Quality in Pressure Mains. Water Science and Technology, Vol 37, No 1, pp 97-104.
- [19] Pomeroy, D. R. (1959). Generation and Control of Sulphide in Filled Pipes. Sewage and Industrial Wastes 31, 1082-1095.
- [20] Ruffer H.(1977) Korrosion von Abwasserleitungen durch Schwefelwasserstoff/Schwefelsäure und deren Verhinderung. Vom Wasser. Band 51.
- [21] Saracevic, F. Bertrán de Lis, N. Matsche (2004) Forschungsprojekt Korrosions- und Geruchsprobleme in Abwasserdruckleitungen, Kanal- und Kläranlagen Nachbarschaften ÖWAV 2004, Wien 2004.
- [22] Saracevic, K.Svardal, F.Bertrán de Lis (2005) H₂S-Analytik. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 192.
- [23] Schlegel H.G. (1981). Allgemeine Mikrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- [24] Spatzierer G. (1985) Redox Gleichgewichte in der Wasserchemie. Wiener Mitteilung Wasser- Abwasser-Gewässer, Band 57.
- [25] Summer W. Geruchlosmachung von Luft und Abwasser (1971) R. Oldenbourg München Und Wien.
- [26] Svardal K. (1991) Anaerobe Abwasserreinigung – Ein Model zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser- Gewässer, Band 95.
- [27] Stein Niederehe (1992) Instandhaltung von Wasserkanalisationen. 2. Auflage. Verlag Ernst und Sohn.
- [28] Thistlethwayte, D. K. B. (1972). Control of Sulphides in Sewerage Systems. Ann Arbor Science Publishers Ing.
- [29] USEPA (1985). Design Manual, Odor and Corrosion in Sanitary Systems and Treatment Plants.
- [30] Wächtershäuser G., Proc. Natl. Acad. Sci. USA, Vol. 87, pp. 200-204).
- [31] Wagner R.(1979) Messung der Schwefelwasserstoff-Bildung durch Bakterien-schlämme. Vom Wasser Band 53.
- [32] Yang. W., Vollertsen J., Hvitved-Jacobsen T. (2004) Anoxic Control of odour and corrosion from sewer networks. Water Science and Technologie Vol.50 No 4 pp 341-349, IWA Publishing 2004.

8 Anhang

8.1 Empfehlungen aus Sicht der Planung und Konstruktion

(Erstellt von Dipl. Ing. Kolbe)

Im deutschsprachigen Raum finden sich vor allem in den ATV-Merkblättern ATV - DVWK - M 154, ATV - M 168 und ATV-Regelwerk ATV-A 116 wertvolle Hinweise für die Planung und den Betrieb von Druckleitungssystemen. Das Studium der vor angeführten Merkblätter 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 zur Frischhaltung des Abwassers
- Maßnahmen zum Schutz der Bausubstanz
- Maßnahmen in Wartung und Betrieb

1. Abschätzung des Gefahrenpotentials, Minimierung Gefahrenpotential

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 sensible Aufgabe. In manchen Fällen ist es aus diesem Grunde sinnvoll, von einer mittelfristigen (z.B. geringer Aufschließungsgrad) und zusätzlich einer langfristigen Betrachtungsweise auszugehen.

Um das Gefahrenpotential gesamthaft abschätzen zu können, ist das Gesamtsystem vom Punkt des Abwasseranfalls bis zur Kläranlage zu betrachten. Jedenfalls ist es bei Abwasserdruckleitungen mit geringen Fördermengen von Vorteil, mit kleineren Querschnitten (Rohrdurchmesser) zu operieren und die erforderlichen Energiekosten nicht als einziges Entscheidungskriterium für die Wahl der Leitungsdimensionierung heranzuziehen.

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;
als Minimalerfordernis müssen Ablagerungen an Tiefpunkten vermieden werden.

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

Voraussetzung für diese Betriebsvariante ist eine luftfreie Leitung (Entlüftung der Hoch-

punkte!) und erforderliche vorhandene Leistungsreserven der Pumpaggregate. 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 diesbezügliche Checklisten bzgl. technisch sinnvoller Möglichkeiten dem ATV Regelwerk ATV - DVWK - M 154 zu entnehmen.

2. Maßnahmen zur Frischhaltung des Abwassers

Sind zusätzliche weitere Maßnahmen zur Frischhaltung von Abwasser erforderlich, können nachfolgende Maßnahmen beispielhaft aufgezählt werden:

- ständiger Betrieb mit höherer Pumpgeschwindigkeit
- regelmäßiges Reinigen der Druckleitung durch z.B. Molchen
- Einsatz von Druckluft; Druckluftspülung nach dem System „Bühler“ oder regelmäßiges Ausblasen der Druckleitung
- Einsatz von Chemikalien wie z.B. Nitrat

Anmerkung zu 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. Das Molchen in mittel- oder langfristigen Zeitabständen ist demgegenüber viel aufwändiger und sollte gegebenenfalls aus Haftungsfragen nur mit Fachfirmen ausgeführt werden.

Anmerkung zu Kostenvergleichsrechnungen:

Um die einzelnen Verfahren und Möglichkeiten im Einzelfall gegenüberstellen zu können, sind Kostenvergleichsrechnungen oder Lebenszykluskostenrechnungen sinnvoll. Dabei ist jedenfalls mit tatsächlichen Marktpreisen zu rechnen. Besonders im Bereich Chemikalieneinsatz kann die Erhebung des Marktpreises eine sensible Aufgabe darstellen.

3. 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 H_2S). 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.

4. 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 sollten von den Betreibern durchaus ausgeschöpft werden.

Prinzipiell kann durch regelmäßige Wartungs- und Reinigungsarbeiten im Kanalsystem die Einleitung 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. 1 beschrieben), sollten als Sofortmaßnahme nicht außer Acht gelassen werden. Voraussetzung für den Betrieb eines Pumpwerkes mit höheren Geschwindigkeiten ist, dass die im Pumpwerk vorhandenen Pumpen nicht gegenseitig verriegelt sind.

5. Schlussbetrachtung

Aus planerischer Sicht besteht noch in vielen 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. Dies gilt als Vorschlag für weitere Seminare und Fortbildungsveranstaltungen.

8.2 Erfahrungsberichte

ABA Guntramsdorf
AWV Raum Fürstenfeld
AWV Seewinkel
RHV Region Neusiedler See - Westufer

ACAT
Donau Chemie AG
Ifa Consult
IPUS GmbH
Yara Industrial GmbH

8.3 Zusatzmittel Datenblätter

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

- Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft im Wege über die Kommunalkredit Public Consulting GmbH
- Bundesland Burgenland
- Bundesland Niederösterreich
- Bundesland Steiermark

Ein besonderer Dank gilt den für die Organisation des Projektes Verantwortlichen:

Projekträger:
Reinholdungsverband Region Neusiedler See – Westufer

Projektkoordination:
Bichler & Kolbe ZT GmbH

Sowie den anderen am Projekt beteiligten Kläranlagen und Verbänden:

- RHV Region Neusiedler See – Westufer
- AWV Seewinkel
- AWV Raum Fürstenfeld
- ABA Guntramsdorf
- GAV Unteres Zayatal

Unser Dank gilt auch den am Projekt beteiligten Firmen für die gute Zusammenarbeit.